

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ  
ИНСТИТУТ ГЕОХИМИИ ИМ. А.П. ВИНОГРАДОВА  
СИБИРСКОГО ОТДЕЛЕНИЯ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

*На правах рукописи*

**Грицко Полина Павловна**

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТОРИЯ, УРАНА И <sup>137</sup>Cs  
В ПОЧВАХ ГОРОДОВ  
ИРКУТСК И АНГАРСК (ПРИБАЙКАЛЬЕ)**

Специальность 25.00.36 – геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени  
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель  
д.г.-м.н., В.И. Гребенщикова

Иркутск – 2018

## ОГЛАВЛЕНИЕ

<b>ВВЕДЕНИЕ</b> .....	4
<b>Глава 1. Обзор литературы</b> .....	16
1.1. Изученность вопроса .....	16
1.2. Составляющие радиационного фона.....	24
1.3. Влияние радиации на живые организмы .....	26
1.4. Содержание радиоактивных элементов в объектах окружающей среды.....	27
<b>Глава 2. Объекты и методы исследования</b> .....	30
2.1. Объект исследований.....	30
2.2. Методика пробоотбора почвенного материала.....	33
2.2.1. Методика пробоотбора для исследования валового содержания тория и урана .....	33
2.2.2. Определение содержания радионуклидов «методом кольца» .....	35
2.3. Дозиметрический контроль.....	37
2.4. Методика лабораторных аналитических исследований .....	38
2.4.1. Рентгенофлуоресцентный анализ .....	38
2.4.2. Гамма-спектрометрический анализ.....	40
2.4.3. Межлабораторный контроль.....	41
2.5. Рентгеноспектральный электронно-зондовый микроанализ .....	42
2.6. Методика обработки результатов.....	44
<b>Глава 3. Геоэкологическая обстановка г. Иркутска</b> .....	46
3.1. Краткий очерк природно-климатических условий.....	46
3.1.1. Геологическое строение .....	46
3.1.2. Геоморфологическая и ландшафтная характеристика.....	48
3.1.3. Гидрология.....	50
3.1.4. Климатические условия.....	52
3.1.5. Растительность .....	55
3.1.6. Почвенный покров .....	56
3.2. Радиоэкологическое состояние городов Иркутск и Ангарск .....	59
3.2.1. Воздействие предприятий топливно-энергетического комплекса .....	67
<b>Глава 4. Радиогеохимические особенности почв г. Иркутска</b> .....	72
4.1. Геохимическая характеристика фоновых участков.....	72
4.2. Распределение радиоактивных элементов в почвах.....	77
4.2.1. Торий .....	77
4.2.2. Уран .....	79
4.2.3. Торий-урановое отношение .....	84
4.3. Мощность эквивалентной дозы гамма-излучения.....	87
4.4. Закономерности распределения тория и урана в почвах .....	93
4.4.1. Функциональное зонирование территории города и особенности распределения тория и урана .....	100

4.4.2. Кислотно-основные свойства почв территории города и особенности распределения тория и урана .....	103
4.4.3. Гумусное состояние почв .....	105
4.5. Удельная активность радионуклидов в почвах.....	107
4.5.1. $^{232}\text{Th}$ .....	107
4.5.2. $^{226}\text{Ra}$ .....	110
4.5.3. $^{40}\text{K}$ .....	114
4.5.4. $^{137}\text{Cs}$ .....	117
4.6. Исследование почв г. Иркутска методом рентгеноспектрального электронно-зондового микроанализа.....	125
<b>Глава 5. Распределение урана, тория и уровень мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в почвах г. Ангарска .....</b>	<b>137</b>
<b>ЗАКЛЮЧЕНИЕ .....</b>	<b>145</b>
<b>СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ.....</b>	<b>148</b>

## ВВЕДЕНИЕ

### Актуальность работы

В настоящее время экологическая обстановка в ряде регионов России и зарубежья приближается к критическим отметкам. Сами города выступают в качестве мощных источников техногенных веществ, включающихся в региональные миграционные циклы [Латушкина, Станис, 2002]. Ежегодно возникает огромное количество чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера, резко ухудшающих экологическое состояние всех компонентов природной среды. Негативные антропогенные последствия проявляются не только на локальном, региональном, но и на глобальном уровнях. Увеличение техногенной нагрузки на окружающую среду приводит к появлению на территории Российской Федерации зон с критической экологической ситуацией. Поэтому необходимо иметь объективную информацию о состоянии природной среды, об уровнях экологической опасности и тенденциях, с целью прогнозирования скоростей происходящих изменений.

Почвенный покров города – это сложная и неоднородная природно-антропогенная биогеохимическая система. Наряду с искусственными техногенными образованиями (асфальтированные улицы, автострады и т.п.), естественные антропогенно-измененные почвы распространены в парках, дворах, пустырях. Продукты техногенеза, выпадая на земную поверхность, накапливаются в верхних горизонтах почв, изменяют их химический состав и вновь включаются в природные и техногенные циклы миграции [Гончаров, Пигалин, Шурков, 2015]. Почва, находясь на пересечении всех путей миграции химических элементов, является основным компонентом природной среды, несущим в себе суммарный эффект многолетнего техногенного воздействия. Почвенный покров является существенным информативным объектом, аккумулируя в себе различные поллютанты, поступающие в окружающую среду.

Проблема двух крупных промышленных центров Восточной Сибири – Иркутска и Ангарска обусловлена концентрацией производств промышленности разнообразной специфики, крупнейших предприятий теплоэнергетики, транспортных и железнодорожных коммуникаций, которые являются источниками постоянного техногенного воздействия химических и радиационных факторов на объекты окружающей среды. Следует отметить, что на территории г. Ангарска располагается крупнейшее предприятие атомной промышленности – Ангарский электролизный химический комбинат (АО «АЭХК») по производству природного и обогащенного гексафторида урана, расположенный на юге Восточной Сибири на р. Ангаре на расстоянии 40 км. от г. Иркутска.

Более того, за сравнительно короткий период времени – с момента открытия явления радиоактивности в 1896 г. – экологические последствия радиационных воздействий, в том числе, на природные объекты, сказываются длительное время и проявляются сотнями лет. Неблагоприятная геоэкологическая ситуация в исследуемых городах, безусловно, находит свое отражение в почвенном покрове, испытывающем многофакторный «техногенный пресс» [Грицко, Гребенщикова, 2014].

Территория Байкальского региона является составной частью Восточно-Сибирской урановорудной провинции, поэтому геологические формации, слагающие его территорию, специализированы на естественные радионуклиды – уран и торий. Это определяет их повышенные концентрации в различных компонентах окружающей среды [Аверина, 2009].

При повышенном природном радиационном фоне на протяжении многих лет в период проведения ядерных испытаний регион подвергался радиационным выпадениям. В первую очередь за счет испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне (СИП), который находится на одной широте с Иркутской областью. Более того, установлено, что воздушные потоки радиоактивных выпадений от проведенного на СИПе наземного термоядерного испытания, на 2-ые сутки после взрыва пересекли южную акваторию Байкала с



Таким образом, радиоактивное техногенное загрязнение Байкальского региона радиоцезием, где не зафиксировано собственных существенных источников выброса  $^{137}\text{Cs}$ , сформировалось, преимущественно, вследствие глобального атмосферного переноса радиоактивных продуктов от ядерных взрывов, проводившихся на Семипалатинском полигоне период с 1949-го по 1963 гг. [Медведев и др., 1996, 2005; Малевич, Турчанинов, Бузин и др., 1995].

Иркутскими научными сотрудниками Геологического центра Байкальского филиала «Сосновгеология», Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН основные комплексные радиоэкологические мониторинговые исследования последствий ядерных взрывов проводились в период 1991-2003 гг., в результате чего получены материалы, указывающие на радиационное воздействие на компоненты окружающей среды и здоровье населения: выявлены десятки населенных пунктов, испытавших загрязнение продуктами ядерных взрывов.

Вплоть до 2016 г. по результатам ежегодных отчетов о состоянии радиационной обстановки территории Иркутской области отмечается, что основным источником радиоактивного загрязнения атмосферы исследуемых городов техногенными радионуклидами является ветровой подъем радиоактивных продуктов с поверхности почвы, загрязненной в предыдущие годы в процессе глобального выведения из стратосферы продуктов испытаний ядерного оружия. Кроме того, дополнительный вклад в радиоактивное загрязнение приземной атмосферы оказывают тепловые электростанции. [Государственный..., 2017].

Загрязненные долгоживущими радионуклидами массы воздуха могут многократно огибать земной шар, при этом загрязнение приобретает глобальный характер [Назаров, Николаев, Фрицман, 1983; Израэль, 2005]. Глобальные выпадения происходят через месяцы после взрывов, явившихся их источником. После прекращения ядерных взрывов в атмосфере, Сибирь накрыло чернобыльское загрязнение [Яблоков, 2009].

Японское землетрясение в марте 2011 г. и цунами, которые привели к трагедии на атомной электростанции Daiichi в Фукусиме, вновь привлекли внимание мировой общественности к ядерной энергии спустя двадцать пять лет после взрыва в Чернобыле [Johnson, 2011]. Согласно [Радиационная..., 2012] в 2011 г. среднегодовая объемная активность  $^{137}\text{Cs}$  в приземном слое воздуха в г. Иркутске увеличилась в 50 раз по сравнению с уровнем 2010 г. и составила  $1,25 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>.

Осознание причин произошедшего и масштаба последствий катастрофы позволяет извлечь полезные уроки на будущее и выработать взвешенное отношение к дальнейшему развитию атомной энергетики с учетом рисков для жизни и здоровья людей [Тихонов, 2012, 2015]. Обеспечение безопасности ядерных источников энергии продолжает оставаться злободневной задачей, которая может быть решена только совместными усилиями всего мирового сообщества [Ефимов, Рыбак, 2012].

Таким образом, в городах Иркутске и Ангарске радиоэкологические исследования приобретают особую актуальность. Сведения о содержании радионуклидов в компонентах природной среды, в том числе, почвенном покрове городов, характеризуются недостаточной изученностью.

Обычно при оценке степени загрязнения почв учитывается токсическое воздействие элементов I, II и III классов опасности согласно ГОСТ 17.4.1.02-83. Для радиоактивных элементов характерны отдаленные долговременные эффекты, проявляющиеся через поколения и степень их вредности, в конечном итоге, может быть значительно больше. Следовательно, важно оценивать концентрации не только токсичных элементов, но и тех, для которых класс опасности не определен – радиоактивных.

Более того, именно уран и торий являются для Байкальского региона приоритетными эндемическими элементами, т.е. определяющими специфику природной окружающей среды.

Таким образом, изучение характера уровней накопления тория, урана, изменение показателя их отношения в почвах урбанизированных территорий



городов Иркутск, Ангарск и естественных ландшафтов на окраинах; анализ вариабельности значений удельной активности радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ), а также техногенного  $^{137}\text{Cs}$  – индикатора бывшего радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды, и распределение их в зависимости от типов почв позволит дать полную картину о содержании радиоэлементов в почвах и урбаноземах городов и установить приоритетные источники привноса исследуемых радиоэлементов. И, в целом, определить современный статус радиозэкологической обстановки в исследуемых промышленных центрах Восточной Сибири.

### **Объекты исследования**

Радиозэкологическими исследованиями был охвачен почвенный покров территорий крупнейших промышленных центров Восточной Сибири – городов Иркутск, Ангарск и сопредельных площадей; также почвенный материал был отобран в поселке Белая Зима Тулунского района.

### **Цель и задачи работы**

Цель диссертационной работы – радиозэкологическая оценка современного состояния территорий городов Иркутск, Ангарск и пригородных зон по данным изучения распределения радиоактивных элементов в почвах. Для достижения поставленной цели были сформулированы следующие задачи:

1. Произвести пробоотбор почвенного материала и инструментальное определение в нем валовых содержаний U, Th; значений удельной активности  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ , а также  $^{137}\text{Cs}$ .
2. Изучить уровень и характер накопления исследуемых радиоэлементов в почвенном покрове городов Иркутск, Ангарск и окрестностей.
3. Произвести измерение уровня мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения на местности.
4. На основе полученных результатов исследований выявить особенности распределения изучаемых радиоэлементов в почвах городов.

5. Установить генезис источников участков повышенных концентраций исследуемых элементов.

6. Составить обобщающие карты-схемы, отражающие мощность уровня эквивалентной дозы радиационного фона; площадное распределение радиоэлементов в почвенном покрове городов Иркутск, Ангарск и пригородных территорий.

7. Оценить современный статус радиоактивности исследуемой территории с точки зрения экологической позиции.

### **Фактический материал и методы исследования**

Почвенно-радиоэкологические исследования проводились в полевые сезоны 2010-2013 гг., прежде всего, на территории города Иркутска и пригорода. Материал для сравнения отбирался в городе Ангарске и поселке Белая Зима Тулунского района.

В основу работы положены результаты современных высокочувствительных методов анализа. Определение валового содержания элементов тория и урана было проведено недеструктивным рентгенофлуоресцентным методом анализа (РФА) на рентгеновском спектрометре S4 Pioneer фирмы Bruker AXS, (Германия) с применением отечественных стандартных образцов ГСО БИЛ-1, ГСО СГД-1А.

Измерение почвенного материала для определения значений удельной активности  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  проводились на низкофоновой гамма-спектрометрической установке – финский анализатор импульсов NOKIA.

Рентгеноспектральным электронно-зондовым микроанализом (РСМА) был изучен фазовый и химический состав минеральной составляющей почв с целью оценки распределения в ней элементов тория и урана в виде отдельных фаз и включений. Исследование порошков почв выполнено на микроанализаторе Superprobe JXA-8200 (JEOL Ltd, Япония).

Аналитические исследования и межлабораторный контроль проводились в современных аккредитованных лабораториях г. Иркутска: Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Институт Земной коры СО РАН, аналитическая

лаборатория Байкальского филиала «Сосновгеология» ФГУП «Урангеологоразведка», лаборатория радиационного контроля Иркутского отделения филиала «Сибирский территориальный округ» ФГУП «РосРАО».

При выполнении полевых исследований приоритетными были выбраны следующие нормативные документы – ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, а также методические рекомендации [Методические..., 1982]. Определение естественных радионуклидов, а также искусственного радиоцезия осуществлялось согласно Методическим указаниям [Методические..., 1985].

Для измерения мощности дозы гамма-излучения в сопряженных точках пробоотбора был использован дозиметр ДКГ-07Д «ДРОЗД». Измерения проводились согласно ГОСТу 26307-84 на уровне 1 м от поверхности земли. Количество измерений в одной точке составляло не менее 5, по которым вычислялось среднее значение, и производилась оценка погрешности измерения.

Общая коллекция, составляющая основу работы, представляет 400 проб почвенных образцов.

### **Научная новизна работы**

1. На представительном материале впервые проведено радиоэкологическое исследование современного состояния почвенного покрова городов Иркутск, Ангарск и окружающих площадей.

2. Произведена дозиметрическая съемка равномерно по всей исследуемой территории для оценки существующего гамма-фона.

3. Выявлены закономерности распределения естественных радионуклидов, а также особенности площадного распределения техногенного  $^{137}\text{Cs}$  в почвах городской территории Иркутска и окружения.

4. Определены источники повышенных содержаний радиоактивных элементов в почвенном покрове городов Иркутск, Ангарск и пригородов.

5. Созданы карты – схемы площадного распределения радиоэлементов, отражающие современную радиоэкологическую обстановку в исследуемых городах.

6. Произведен рентгеноспектральный электронно-зондовый микроанализ (РСМА) почвенных образцов, отобранных с территории г. Иркутска и его окружения с целью изучения минеральной составляющей и распределения в них тория и урана в виде отдельных фаз и включений.

### **Практическая значимость**

Результаты проведенных исследований могут использоваться при решении задач радиационного мониторинга; для прогнозирования экологической оценки городской территории с учетом радиационных нагрузок; в целях разработки практических рекомендаций для улучшения экологической ситуации и выработки нормативных радиологических показателей для зонирования и нормирования территории. Материалы проведенной работы могут быть полезны для служб органов здравоохранения, охраны природы и служб мониторинга за состоянием окружающей среды. Результаты научного исследования могут быть применены в дальнейшем для разработки комплексной оценки антропогенного воздействия на природную среду с целью стабилизации ее состояния.

### **Защищаемые положения:**

1. Почвенный покров промышленных городов Прибайкалья – Иркутска и Ангарска характеризуется повышенными содержаниями тория и урана относительно почв их окружения. В зонах техногенеза выявлены наибольшие содержания тория и урана, формирующие локальные, различные по своей специфике низкоконтрастные ореолы источников привноса радиоэлементов в окружающую среду.

2. Индикатором техногенного проявления тория и урана в почвах является отклонение торий-уранового отношения от нормального (3,5-5), так же как и отношения  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra} < 1$ . Городским почвам зон техногенеза свойственна «урановая природа». «Ториевая природа» характерна для антропогенно измененных почв сельскохозяйственного назначения.

3. Основная техногенная радиационная нагрузка на городские агломерации Иркутска обусловлена местными источниками. Существенной аэрогенной эмиссии урана по преобладающим северо-западным ветрам от г. Ангарск через г. Иркутск не выявлено.

**Достоверность результатов работы** обеспечена значительным количеством почвенных образцов, анализированных современными высокоточными аттестованными аналитическими методами; существенным объемом экспериментальных данных, обработанных с применением статистических методов анализа; глубиной проработки материала.

#### **Апробация работы и публикации**

Основные научные выводы исследования, которые легли в основу диссертационной работы, отражены в материалах опубликованных статей и научных докладов. По теме диссертации опубликовано 3 статьи в российских рецензируемых научных журналах, входящих в перечень ВАК, статья в журнале из базы научного цитирования Scopus, а также 16 тезисов докладов в материалах российских и международных конференций за период с 2010 по 2018 год.

Основные материалы диссертационной работы докладывались на конференциях и совещаниях в г. Иркутске: научные конференции студентов и преподавателей ИГУ (2010, 2011); XVII научная конференция молодых географов Сибири и Дальнего Востока «Природа и общество: взгляд из прошлого в будущее» (2011); XXIV Всероссийская молодежная конференция «Строение литосферы и геодинамика» (2011); конференции молодых ученых «Современные проблемы геохимии» (2010, 2011, 2013, 2018); Всероссийское совещание (с участием иностранных ученых) «Современные проблемы геохимии» (2012); научно-практическая конференция «Состояние и проблемы минерально-сырьевой базы урана России» (2015). В г. Томске: XIV, XVI Международные симпозиумы им. академика М.А. Усова студентов и молодых ученых «Проблемы геологии и освоения недр» (2010, 2012). В г. Улан-Удэ: Всероссийская молодежная научная конференция «Геология Западного

Забайкалья» (2011). В г. Ангарске: межрегиональная научно-практическая конференция молодых ученых «Экологические и медицинские проблемы Сибири» (2012). В г. Красноярске: Международная научно-практическая конференция «Радиоэкология XXI века» (2012); В г. Апатиты: IV Всероссийская научная конференция с международным участием «Экологические проблемы северных регионов и пути их решения» (2012).

#### **Статьи:**

1. Грицко П.П. Уран в почвах и почвогрунтах г. Иркутска и особенности его распределения // Вестник Иркутского университета. Иркутск. 2011. Вып. 14. С. 98-99.

2. Грицко П. П., Гребенщикова В. И. Содержание урана и тория в верхнем горизонте городских почв Иркутска и природных почв в его окружении. // Вестник ИрГТУ. 2012. № 1. С. 34-40.

3. Грицко П.П., Гребенщикова В.И. Содержание урана и тория в почвенном покрове территорий г. Иркутска и его пригорода // Инженерная экология. 2014. № 1. С. 26–38.

4. Гребенщикова В.И., Грицко П.П., Кузнецов П.В., Дорошков А.А. Уран и торий в почвенном покрове Иркутско-Ангарской промышленной зоны (Прибайкалье) // Известия Томского политехнического университета. 2017. Т. 328. № 7. С. 93-104.

#### **Структура и объем работы**

Диссертационная работа состоит из введения, 5 глав, заключения, библиографии, включающей 254 источника. Изложена на 148 страницах машинописного текста, содержит, в том числе, 34 таблицы, 52 рисунка.

#### **Личный вклад**

Диссертационная работа является самостоятельным научным исследованием, выполненным на основе материалов, полученных непосредственно автором, участником полевых экспедиций. Освоены и лично проведены отбор почвенных образцов; пробоподготовка и количественный гамма-спектрометрический анализ на определение содержания естественных

радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) и искусственного  $^{137}\text{Cs}$ . Проведена статистическая обработка данных, их интерпретация, теоретическое осмысление и изложение соответствующих выводов.

### **Благодарности**

Автор выражает глубокую благодарность научному руководителю, доктору геолого-минералогических наук, В. И. Гребенщиковой за внимание и ценные советы, рекомендации и практическую помощь на всех этапах подготовки работы; профессору, доктору физико-математических наук, профессору А. И. Непомнящих за практическое содействие и важные замечания, оказываемые в процессе выполнения работы.

Особо признателен автор доктору геолого-минералогических наук, профессору В.А. Макрыгиной за поддержку и помощь при написании и оформлении работы; кандидату биологических наук, М. В. Пастухову за полезные консультации по тематике исследования, снабжение необходимой в ходе выполнения исследования литературой. Искреннюю благодарность автор выражает кандидату геолого-минералогических наук, Г. А. Белоголовой за конструктивную критику, ценные замечания, высказанные по работе, и советы; кандидату химических наук, О. Ю. Белозеровой за бесценный материал и содействие. Автор признателен исполнителю аналитических исследований – Т. С. Айсуевой, группе специалистов по ГИС-технологиям, особенно А. А. Дорошкову и всем сотрудникам ИГХ СО РАН, принимавшим участие в исследованиях.

## Глава 1. Обзор литературы

### 1.1. Изученность вопроса

Радиоактивные явления начали изучать в России сразу же после их случайного открытия французским физиком, лауреатом Нобелевской премии по физике Антуаном Анри Беккерелем в 1896 г. – 122 года назад. Дальнейшее изучение этого явления шло стремительными темпами, особенно в этом преуспели Пьер и Мария Кюри – пионеры изучения естественной радиоактивности, Э. Резерфорд, Ф. Содди, Г. Шмидт, Г. Гейгер, С. Вильсон, Д. Эльстер, Л. Мейтнер, Б. Болтвуд и многие другие ученые Европы.

Среди самых ранних работ отечественных ученых по воздействию рентгеновских лучей на живые организмы, известны уникальные труды академика И.Р. Тарханова [1896].

Монография Л.Л. Зайцевой, Н.А. Фигуровского [1961] – «Исследование явлений радиоактивности в дореволюционной России», – охватывает период исследований с 1896 по 1917 гг. и является одной из фундаментальных работ по изучению радиоактивности природных объектов на территории России.

До 40-х гг. изучение естественной радиоактивности природных объектов проводилось эпизодически, исследователи не располагали точными методиками определения радиоактивных веществ [Оболенский, 1919; Мейтнер, 1922; Холмс, 1930; Меркулова, 1937; Баранов, 1963]. В обзорах по истории развития учения о радиоактивности [Старосельская-Никитина, 1961; Флеров, Ципенюк 1971; Трифонов и др., 1974; Gasparini Paolo, 1984 и др.], как правило, обсуждаются достижения ученых Европы и Европейской части России [Наумов, Рихванов, 2013].

Первые ученые, начавшие исследования в области радиоактивности природных объектов в России – А.П. Соколов, И.И. Боргман. Выпускниками европейских вузов России были и другие исследователи явления радиоактивности и радиоактивных элементов в Сибири: П.П. Орлов, В.С. Титов, Д.В. Алексеев, П.П. Пилипенко, П.П. Гудков, М.Н. Соболев, В. А.Обручев [Рихванов, 1997]. П.П. Орлов первым разработал фундаментальную



научную программу по изучению радиоактивности и радиоактивных веществ в Сибири.

Изучение и анализ содержания различных химических элементов в компонентах природной среды, в том числе и почвах, выполнялись многими исследователями. Наиболее значимыми являются труды Вернадского В.И. [1954]; Виноградова А.П. [1957]; Ковальского В.В. [1974]; Перельмана А.И. [1979]; Алексеева Ю.В. [1987]; Кабата-Пендиас А. [1989]; Саета Ю.Е. и др. [1990]; публикации Рослякова Н.А., Ковалева В.П., Сухорукова Ф.В. и др. [Экогеохимия..., 1996]; Ильина В.Б., Сысо А.И. [2001]; Добровольского В.В. [2003].

Почва – специфичный компонент природной среды, несущий в себе долговременную информацию о техногенном воздействии, одновременно выступающий главным физико-химическим барьером на пути миграции техногенных элементов [Рихванов, Сарнаев, Языков, 1994; Экогеохимия..., 1995; Ильин, Сысо, 2001; 2004 и др.]. Продолжительность пребывания техногенных загрязнителей в почве больше, чем в других компонентах биосферы [Васильева, Кадацкий, 1998]. Почвы содержат широкую гамму радиоактивных элементов естественного и техногенного происхождения. По классификации Глазковской М.А. [1988], радионуклиды входят в группу активных загрязнителей почв. Согласно Gesell, Prichard [1975] радионуклиды, оказавшись на поверхности земли, образуют территории с «техногенным повышенным уровнем радиации».

На формирование определенного типа почвы и почвенного профиля влияют климат, материнские горные породы, рельеф, растительность, микроорганизмы, обитающие в почве.

В последнее время важным фактором почвообразования стала деятельность человека. Почвы городов образуются и функционируют под воздействием тех же факторов почвообразования, что и естественные, однако ведущим фактором является антропогенный [Толоконцев, 1984; Амосова, Орлов, Садовникова, 1989; Козлова, Макарова и др., 2006]. Согласно работе

Бычинского В.А., Вашукевича Н.В. [2008], почва превратилась в «приемник с загрязненного поверхностного стока с территорий городов и промышленных зон». Антропогенное воздействие на природу приобрело глобальный характер вследствие совместного с воздушными массами переноса пылевых выбросов, тяжелых металлов, пестицидов, а также радионуклидов. По оценке многих специалистов, загрязнение почв сельскохозяйственных угодий техногенными радионуклидами – наиболее критичный фактор, который формирует значительную долю годовой дозы облучения человека [Сычев и др., 2016].

В публикациях ряда российских и зарубежных авторов, при рассмотрении возможных отрицательных последствий от поглощения почвой попадающих в нее загрязнений, особое внимание уделяется проблеме радиоактивного загрязнения окружающей среды и почвенного покрова [Добровольский, Никитин, 1986; Яблоков, 2009; Murray B. McBride, 1994; Denisova, Kazeev et al., 2005; Linnik, Brown et al., 2005; Ngachin, Garavaglia et al., 2007; Zepp, Iii et al., 2007; Anke, Seeber et al., 2009; Poliakova, 2017 ].

Исследованию геохимических особенностей поведения радиоактивных элементов в природных почвах посвящены труды Вернадского В.И. [1954]; Виноградова А.П.[1957]; Баранова В.И., Титаевой Н.А. [1961]; Баранова В.И., Морозовой Н.Г. и др. [1963]; Перельмана А.И., Анохина А.Б. и др. [1990]; Собакина П.И., Молчановой И.В. [1998]; Маликовой И.Н., Цибульчик В.М. и др. [2006].

Начиная с 1990-х годов, изучением загрязнения почвенного покрова радиоактивными элементами активно занимаются на базе кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета [Рихванов, 1994, 1996, 1997, 2004, 2009, 2013; Рихванов, Адам, 1995; Рихванов, Грязнов, Сарнаев, 1995; Рихванов, Арбузов, Барановская и др., 2007; Рихванов, Страховенко, Маликова и др., 2012, 2013; Экология..., 1994; Язиков, Грязнов, 1998; Язиков, 2000; Язиков, Голева, 2006; Архангельский, Рихванов, 2001; Жорняк, Язиков, 2008]. Многолетние исследования по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в почвах регионов Сибири (Алтай, Бурятия,

Якутия, Иркутская, Новосибирская, Томская области, Красноярский край) обобщены в работах Болтневой и др. [1977]; Сухорукова и др. [2000; 2001]; Арбузова, Рихванова [2010]; Страховенко и др. [2010]; Маликовой, Страховенко [2011].

Научной основой, положившей начало изучению почв Сибири, в том числе и Иркутской губернии, стали труды Агапитова Н.Н. и Прейна Я.П. [1877], в которых появились результаты первых химических анализов. В 20-40-х годах XX века ведущим почвоведом региона стал Николаев И.В. с наиболее значимой монографией «Почвы Иркутской области» [1949]. В 1955 г. появилась обобщающая работа Горшенина К.П. «Почвы южной части Сибири». Краткий обзор работ по изучению почв Иркутской области обобщен в публикациях Копосова [1983]; Воробьевой [1999] и др.

Эколого-геохимические исследования на территории Иркутской области проводятся с конца 70-х годов прошлого столетия и по настоящее время: Ветров, Пословин, 1981; Ломоносов и др., 1993; Пампура и др., 1993; Покатилов, 2006; Гребенщикова и др., 2008. Изучением состояния радиационной обстановки в Иркутской области с 1990 г. активно занимается Научно-техническое предприятие (НТП) «Сосновгеология»; радиоактивные элементы в почвах городов Иркутской области сотрудниками Института геохимии СО РАН исследуются с 2008 г. К настоящему времени были выявлены некоторые локальные аномалии, имеющие техногенное происхождение [Кузнецов, Гребенщикова и др., 2010; Грицко, Гребенщикова, 2012, 2014].

Вопросам распределения радиоактивных элементов в различных компонентах окружающей природной среды (коренные породы, почвы, донные осадки, поверхностные воды) Прибайкалья, полученных по результатам многоцелевого геохимического картирования Байкальского геоэкологического полигона, посвящены работы Коваля П.В., Гребенщиковой В.И., Китаева Н.А. и др. [2001]; Гребенщиковой В.И., Китаева Н.А., Лустенберг Э.Е. и др. [2009, 2010]. В публикациях приводятся оценки распределения ряда химических

элементов в различных компонентах природной среды Прибайкалья, уран и торий выделяются как приоритетные эндемические и техногенные элементы, определяющие качество окружающей среды в регионе.

Начиная с первого ядерного взрыва 29.08.1949 г., не менее 468 ядерных испытаний было проведено на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП). Кроме наземных испытаний, на полигоне осуществлялись подземные испытания в вертикальных скважинах и в горизонтальных туннелях. Радиационная обстановка в районе полигона и последствия ядерных испытаний описаны в публикациях Цыб, Степанченко, Питкевич и др. [1990]; Филонова [1991]; Логачева [2002]; Артемьева, Умарова, Ларина [2002]; Тугельбаева [2004], Гордеева, Ермакова и др. [2007]; Евсеевой, Гераськина и др. [2011]; Алишева, Драбкина и др. [2013]; Мешкова [2016]; Carlsen, Peterson et al. [2001]; Groshe [2002] и многих других.

Стимулом к проведению радиоэкологических исследований почв Иркутской области послужили также события, связанные с глобальным переносом и выпадением радиоактивных осадков после ядерных испытаний на Семипалатинском и Новоземельском полигонах [Медведев, Китаев и др., 1996; Медведев, Мясников и др., 1997; Непомнящих, Черняго и др., 1999; 2004; Медведев, Коршунов и др., 2005; Черняго, Непомнящих и др., 2008, 2012]. Вследствие атмосферного переноса радиоактивных продуктов ядерных взрывов радиоэкологическими работами Госкомгидромета еще в 1972-1973 гг. был установлен факт радиоактивного загрязнения озера Байкал с прилегающей территорией [Болтнева, Израэль и др., 1977], объявленного ЮНЕСКО «природным объектом мирового наследия».

Полигон Новая Земля занимает одноименный архипелаг и является федеральной собственностью; рекордсмен по суммарной мощности всех проведенных испытаний, особо интенсивные которые происходили в 1958 г. [Емельяненко, Попов, 1992;]. Занимая прилегающие акватории, полигон использовался и как гигантский ядерный могильник.

При воздушном взрыве атомных бомб образовавшиеся продукты ядерного деления (ПЯД) поднимаются высоко в атмосферу и в течение нескольких лет в виде глобальных выпадений на поверхность земли приводят к радиоактивному загрязнению практически всей поверхности планеты. Выпавшие радионуклиды создают повышенный радиационный фон, а подвижные радионуклиды включаются в трофические цепи питания, попадая в организм животных и человека, создают так называемые дозы внутреннего излучения. Такова в общих чертах схема действия радиационных факторов, созданных взрывом ядерного оружия [Булдаков, Калистратова, 2003].

Спустя 37 лет с первого ядерного взрыва, 26 апреля 1986 г. на Украинской Чернобыльской АЭС произошла крупнейшая в истории развития атомной энергетики радиационная авария, которая привела к загрязнению обширных территорий Украины, Белоруссии и европейской части Российской Федерации [Aarkrog, 1995; Коваленко, 2008; Сычев, 2016]. Этой масштабной катастрофе посвящены сотни работ зарубежных и российских исследователей: Jackson et al [2001]; Figge et al [2006]; Leerm [2009]; Баверсток [1999]; Кудяшева [2005, 2011]; Башлыкова [2008]; Мотрошилова [2011]; Сканцев [2011]; Степанов [2014]; Онищенко, [2016]; Понедько [2017] и другие. Решение проблем ликвидации последствий аварии способствовали развитию нормативной правовой базы в области обеспечения радиационной безопасности. Помимо единственного на то время нормативного документа – Нормы радиационной безопасности (НРБ-76), появились различные Федеральные законы, СанПины, то есть сформировалась законодательная база для решения проблем по социальной защите населения, пострадавшего в результате радиационного воздействия [Малышев, 2014]. В трудах Назарова [1996, 2000, 2006] рассматриваются непоправимые последствия радиационной аварии, проанализировано, что на всех загрязнённых чернобыльскими радиоактивными осадками территориях происходит заметный рост общей заболеваемости населения.

Проблема ядерной безопасности сохраняет актуальность, о чем свидетельствует трагедия на японской АЭС «Фукусима-1». 11 марта 2011 г. вблизи острова Хонсю произошло мощное землетрясение и цунами, следствием которого стала авария на АЭС «Фукусима-1». Множество современных работ ученых, исследователей со всего земного шара посвящены данной трагедии, вызванной стихийным бедствием [Сканцев, 2011; Hirose, 2011; Рапута, 2012; Архангельская, Зеленцова, Зыкова, 2012; Murai, 2013; Stepanenko, Hoshi, 2014; Марченко, Шамратова, 2017; Yoshida, 2017]. По международной шкале ядерных и радиологических событий INES обеим авариям присвоен высший седьмой уровень опасности.

Подземные ядерные взрывы в мирных целях проводятся, в основном, с целью сейсмического зондирования земной коры с целью более эффективного поиска полезных ископаемых. Большое внимание проблематике ПМЯВ уделяется в работах Сафонова, Смагулова и др. [1992]; Горина, Матущенко, Смагулова и др. [1993]; Михайлова [1997]; Яблокова [2004]; Смагулова [2005] и др. ПМЯВ в СССР проводились в период с 1965 по 1988 гг. Из 85 «мирных» ядерных взрывов на территории России, 24 прогремели в Восточной Сибири (1974-1982 гг.) – 12 в Якутии, 9 в Красноярском крае, 2 в Иркутской области («Метеорит-4», «Рифт-3») и 1 в Забайкалье (рис. 1.1).

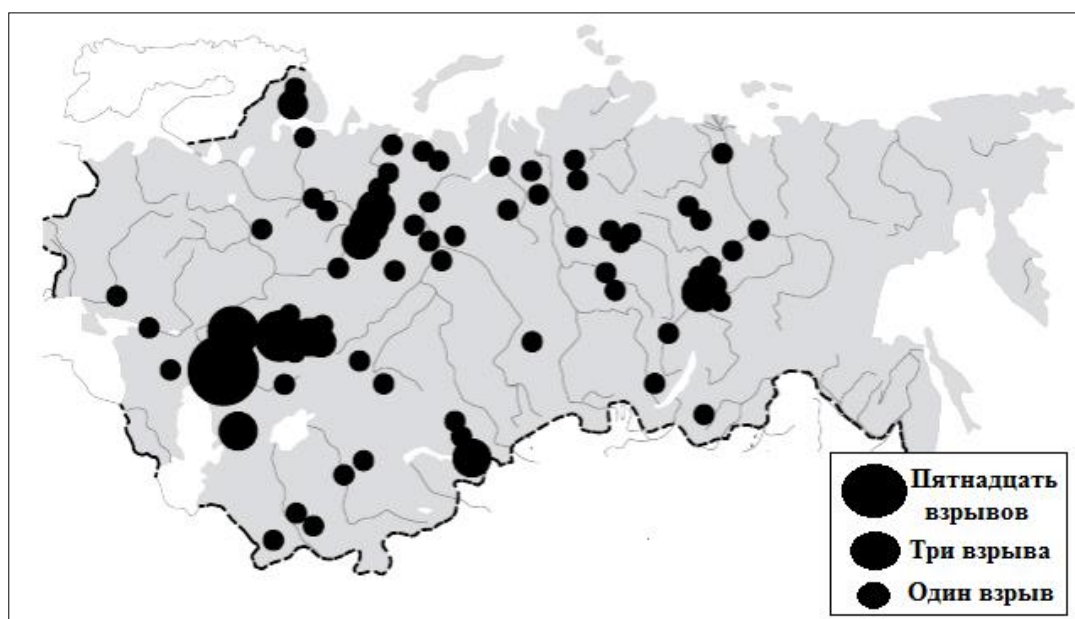


Рис. 1.1. Места проведения ядерных взрывов в «мирных» целях на территории бывшего СССР [Яблоков, 1997]

Радиационное загрязнение поверхности земли и атмосферы происходило при всех МЯВ. Согласно Яблокову А.В. [1997], точными методами удастся зафиксировать выброшенные в атмосферу радионуклиды даже от небольших МЯВ на противоположной стороне Земли уже через несколько дней. При этом радиационное загрязнение долгоживущими радионуклидами – плутонием-239 (240 тыс. лет), углеродом-14 (57300 лет) – сохранится в местах проведения МЯВ навечно.

Таким образом, в работах Булатова В.И. [1996]; Михайлова В.Н. [1997]; Логачева В.А. [2002] сведены воедино публикации о ядерных испытаниях на территории бывшего СССР, радиоактивных источниках, распространении радиоактивного загрязнения. В монографии Кузнецова В.М. «Ядерная опасность» [2003] хронологически представлен материал об авариях на предприятиях ядерного топливного цикла России. Подробный обзор радиационных проблем Иркутской области и других регионов Восточной Сибири рассмотрен в монографии Яблокова Я.В. [1997], основанной на колоссальном фактическом материале, опубликованном в 1999-2007 гг.

Экологические последствия радиоактивных загрязнений разнообразны в своем проявлении. Они захватывают обычно большие территории, и могут носить глобальный характер (табл. 1.1), что наглядно описано в работе Ивлева А.М., Дербенцевой А.М. [2002].

Таблица 1.1. Изменения в геосферах и экологические последствия радиоактивного загрязнения

Главные крупномасштабные эффекты	Экологические последствия
Загрязнение биоты радиоактивными продуктами	Лучевое поражение экосистем
Загрязнение атмосферы аэрозольными продуктами	Изменение радиационных свойств атмосферы, изменение климата
Загрязнение атмосферы различными газообразными веществами (метан, этилен)	Изменение радиационных свойств атмосферы, нарушение озонового слоя
Изменение альбедо земной поверхности	Изменение климата

Последствия проведенных испытаний будут проявляться несколько тысяч лет, скажутся на сотнях будущих поколений, о чем еще в 1958 г. предупреждал А.Д. Сахаров.

## 1.2. Составляющие радиационного фона

После открытия радионуклидов начались интенсивные их поиски во всех объектах окружающей среды. По мере того, как накапливались данные о содержании радиоактивных веществ в земной коре, минеральных водах, глинах, почвах, появилось понятие о *естественном радиационном фоне (ЕРФ)*. Основоположник учения о ЕРФ – Вернадский В.И. [1926]. Источниками ЕРФ являются ионизирующие излучения, которые действуют на человека на поверхности Земли от внешних естественных источников неземного происхождения (космических излучений), внешних естественных источников земного происхождения (присутствующих в земной коре, воде, воздухе), а также от внутренних источников (т.е. радионуклидов естественного происхождения, которые содержатся в организме человека).

Естественная радиоактивность определяется, в основном, содержанием урана, тория, радия и изотопа калия. Наибольшая концентрация естественных радионуклидов наблюдается в приземном слое. С увеличением высоты их процентное содержание значительно уменьшается. На величину концентрации радионуклидов влияют времена года, так запыленность воздуха в нижних слоях атмосферы увеличивается осенью и в начале зимы. С выпадением снега воздушная среда становится чище, так как природный источник излучения экранируется [Пындак, 2004]. Значительную часть облучения живые организмы получают от естественной радиации (рис. 1.2), источниками которой служат природные образования (месторождения радиоактивных и некоторых других полезных ископаемых, горные породы, содержащие естественные радионуклиды в повышенных концентрациях, природные воды, в том числе в районах нефтедобычи, с высоким содержанием урана, тория и продуктов их распада – радия и радона).





Рис. 1.2. Средние годовые эффективные дозы облучения от естественных и техногенных источников радиации, мЗв [Банников, 1990]

Земные источники радиации, в среднем, обеспечивают более 5/6 годовой эффективной дозы, получаемой населением, в основном вследствие внутреннего облучения от радиоактивных веществ, попавших в организм с пищей, водой и воздухом. Путем внешнего облучения остальную часть вносят космические лучи.

Развитие атомной промышленности, выпадения в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере, захоронение ядерных отходов, деятельность угольных предприятий, в частности ТЭЦ, извлечение из недр угля, руды, нефти, использование в строительстве шлаков способствовало не только увеличению естественных радионуклидов, но и появлению искусственных [Булдаков, Калистратова, 2003; Крупская, Матвеевко и др., 2007]. При этом в атмосферу и биосферу поступают продукты, создающие так называемый техногенный повышенный радиационный фон – **искусственный радиационный фон (ИРФ)**. Так, при выработке электроэнергии путем сжигания угля на ТЭС в атмосферу поступает значительное количество аэрозольных частиц, содержащих радионуклиды Ra, Rn, Th – ряда; а также при переработке и обогащении фосфатной руды для удобрений. Выявлено, что слабо летучие соединения могут накапливаться в золе и шлаке, а более летучие – перемещаться с дымовыми газами [Титаева, Таскаев, 1983]. Антропогенные

радионуклиды активно и надолго закрепляются в тяжелых гумусированных почвах, в то время как легкие почвы примечательны миграцией радионуклидов в течение 10-15 лет на глубину 40-50 см. Согласно С.П. Ярмоненко [2004] искусственный радиационный фон в масштабах земного шара в среднем составляет 1 – 3% естественного радиационного фона.

Под радиационным фоном понимают мощность эквивалентной дозы (МЭД) ионизирующих излучений в воздухе. Согласно рекомендациям МКЗР и Всемирного общества здравоохранения (ВОЗ) радиационный уровень, соответствующий естественному фону 0,1-0,2 мкЗв/ч, признано считать нормальным уровнем; 0,2-0,6 мкЗв/ч – допустимым; а уровень свыше 0,6-1,2 мкЗв/ч – повышенным [Александров, 2007].

### **1.3. Влияние радиации на живые организмы**

Проблема, связанная с потенциальным влиянием на природную среду радионуклидов, интенсивно исследовалась в работах В.Ф. Журавлева [1990]; Л.В. Булдакова [1990]. Обычно радиоактивному загрязнению подвергаются одновременно все природные объекты (почвы, воды, растения и т.п.), вследствие чего радиоактивное загрязнение представляет угрозу, прежде всего, для всех живых организмов. Радионуклиды активно накапливаются в организмах, вовлекаясь в круговорот веществ.

Степень воздействия радиоактивности на живые организмы зависит от величины индивидуальной радиочувствительности. Превышение этой величины может вызывать не только заболевания, но и серьезные генетические изменения, в виде мутаций, чему уделено большое внимание в работах Г.Д. Байсоголова, А.К. Гуськовой, В.К. Лемберг и др. [1959]; С.П. Ярмоненко [1997]; И.Я. Василенко [1999]; Э.Р. Любчанского, С.А. Романова [2000]; И.Б. Кеирима-Маркуса [2003, 2005]; Л.А. Ильина, В.Ф. Кириллова, И.П. Коренкова [2010] и мн. др. Согласно работе Л.А. Булдакова, В.С. Калистратовой [2003], посредством исследований свойств радиоактивных веществ, первое описание

поражения кожи человека в виде ожогов с исходом в рак кожи, относится к 1902 г.

В ряде работ зарубежных авторов особое внимание уделяется влиянию доз ионизирующего излучения на живые клетки организмов –Taylor A.M.R., Harden D.G. et.al. [1975]; Fabricant J.I. [1982]; Robinson A. [1984]; Anderson D., Jenkinson P.C. et.al. [1988]; Muller W. U., Streffer C. [1991]; Latarjet R. [1992]; Graeub R. [1992]; Padovani L., Caporossi D., Tedeshi B. [1993]; Bochkov N.P., Katosova L.D. [1994]; Bauchinger M. [1995]; Romanyukha A.A., Ignatiev E.A. et.al. [1996]; Nugent R.W., Zhumadilov Z.S. [2000]. Радиоактивные вещества относятся к особо опасным для людей, животных и растений. В обобщающих монографиях А.И. Ильенко, Т.П. Крапивко [1989], В.Е. Соколова, Д.А. Криволуцкого, В.Л. Усачева [1989] широко освещена роль животных в переносе радионуклидов и их реакция на радиоактивное загрязнение.

Проблему экологической опасности радионуклидов наглядно демонстрирует в своей работе Г. Фор [1969]. Проникая в организм, они вызывают различные повреждения латентного характера с отдаленными хроническими и генетическими последствиями. Наряду с цитогенетическими изменениями, радиоэлементы вызывают гибель или поражения продуктивности отдельных соматических клеток и тканей организма.

В связи с интенсивным загрязнением окружающей среды радионуклидами в конце 90-х годов разработаны *нормы радиационной безопасности (НРБ – 99)*. Проблема защиты населения и окружающей природной среды от воздействия ядерной радиации, радиоактивных выбросов АЭС, особо актуальна в последние годы, в связи с чем Международное Агентство по Атомной Энергии (МАГАТЭ) осуществляет программу «Ядерная безопасность и защита окружающей среды».

#### **1.4. Содержание радиоактивных элементов в объектах окружающей среды**

Многочисленные исследования, в том числе фундаментальные, по исследованию природных и техногенных радионуклидов в основных

компонентах природной среды обобщены в трудах Л.А. Перцова [1973]; А.М. Кузина [1991].

Все объекты географической оболочки обладают определенной радиоактивностью. Общее представление о порядке величин естественной радиоактивности почв, земной коры, растений и гидросферы можно увидеть в таблице 1.2.

Таблица 1.2. Среднее содержание естественных радионуклидов в различных объектах географической оболочки Земли [Виноградов, 1957]

Объекты	Элементы, мас. %	
	Уран	Торий
Земная кора	$2,5 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-3}$
Почва	$1 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^{-4}$
Морская вода	$3 \times 10^{-7}$	$7 \times 10^{-8}$
Пресная вода	$2 \times 10^{-8}$	$2 \times 10^{-9}$
Зола растений	$5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$

Тем не менее, самой благоприятной средой поглощения радиоактивных химических элементов является почва, выступающая как природный сорбент. Экспериментально показано, что спустя 36 лет, в 20 сантиметровом слое почвы сохраняется 70% радионуклидов [Ивлев, Дербенцева, и др., 2002]. Радионуклиды аккумулируются почвой в результате процессов выветривания пород и почвообразования, впоследствии чего концентрация их в почвах более высокая, чем в породах, из которых они происходят [Рассел, 1971; Болтнева, Ионов и др., 1980; Вайсберг, 1984; Алексеев, 1987].

Радиоактивность в почвенном покрове определяется, главным образом, минералогией материнской породы [Виноградов, 1957; Вешко, 1966; Баранов, Морозова, 1971; Таскаев, 1984; Титаева, 2005]. Все изменения в почве неразрывно связаны с эволюцией минеральной основы той или иной породы в процессе почвообразования [Цховребов, Фаизова, Новиков и др., 2016].

Уран и торий находятся практически во всех изверженных, метаморфических и осадочных горных породах. Торий, как правило, обогащает

верхнюю часть земной коры. Пониженные содержания элемента фиксируются в ультраосновных и основных породах, накопление происходит в средних, кислых и особенно щелочных породах. Литофильные свойства урана приводят к его накоплению в кислых и щелочных породах (табл. 1.3).

Таблица 1.3. Распространенность тория и урана в горных породах, г/т [Макрыгина, 2011]

Породы	Th	U
Ультраосновные	0,03	0,02
Основные	1,51	0,25
Средние	3,25	0,82
Кислые	6,73	1,27
Щелочные	23-37	16-20
Осадочные	5,57	1,58

Более детально особенности распределения радиоактивных элементов в почвенном покрове Байкальского региона рассмотрены в монографии В.И. Гребенщиковой [2008]. Сведения о содержании естественных радиоактивных элементов –  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  в горных и почвообразующих породах обобщены в трудах В.А. Ковды [1985]; А.А. Ярошевского [1990]; Л.Н. Овчинникова [1990]; Ф.В. Сухорукова, В.М. Гавшина, И.Н. Маликовой [1996, 2001].

Оценке роли растительного покрова в аккумуляции радиоактивных элементов посвящены классические труды Клечковского [1956]; Тимофеева-Ресовского [1962]; Куликова [1970]; Тихомирова [1976]; Алексахина [1977] и др. Поступающие в атмосферный воздух радиоактивные элементы поглощаются почвой, а затем – растениями, что является основным путем попадания в пищу человека и животных. В зависимости от типа почв, происходит аккумуляция радионуклидов в верхних почвенных горизонтах, миграция их по профилю почв и переходу в грунтовые воды.

## Глава 2. Объекты и методы исследований

### 2.1. Объект исследований

Почвенно-радиоэкологическими исследованиями был охвачен почвенный покров индустриальных городов Иркутской области – Иркутска, Ангарска и окружающих площадей. Основная работа была проведена в месяцы летнего полевого сезона (июнь-август) за период с 2010 по 2013 гг. Наиболее детально исследован почвенный покров г. Иркутска.

Материал, на котором базируется работа, представлен 248 почвенными пробами различных функциональных зон территории г. Иркутска, из которых 31 образец почвенного материала отобран в окружении на различном расстоянии от города (рис. 2.1).

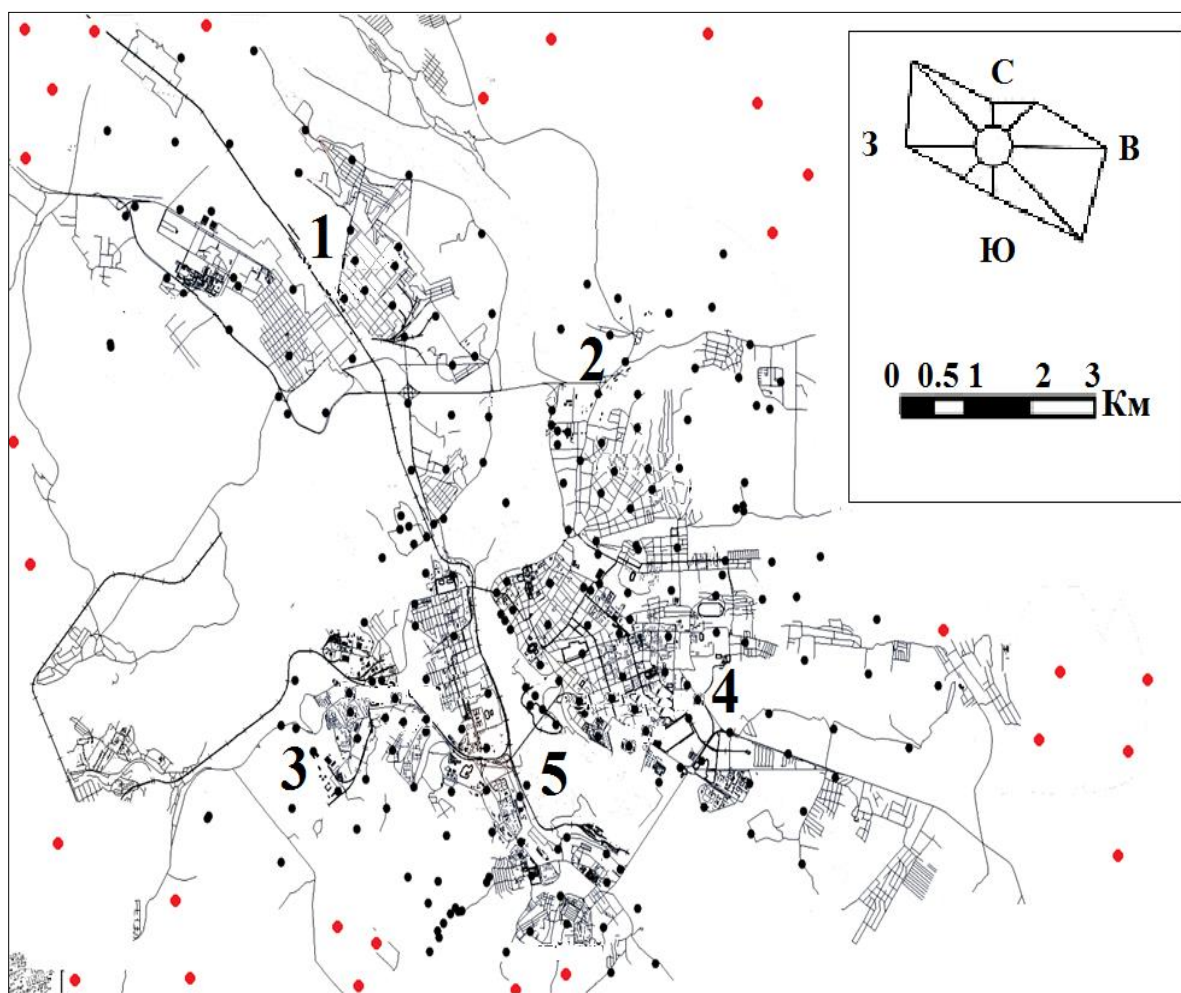


Рис. 2.1. Схема расположения точек опробования почвенного покрова на территории г. Иркутска и периферии. Черные точки – точки опробования городских почв; красные точки – почвы в окружении города. Территория округов: 1 – Ленинский; 2 – Правобережный; 3 – Свердловский; 4 – Октябрьский. 5 – р. Ангара.

По г. Ангарску отобрано 120 почвенных проб, из которых 61 проба составляет жилую территорию города; 44 – промышленные участки; 15 почвенных образцов отобрано с пригородных зон (рис. 2.2).

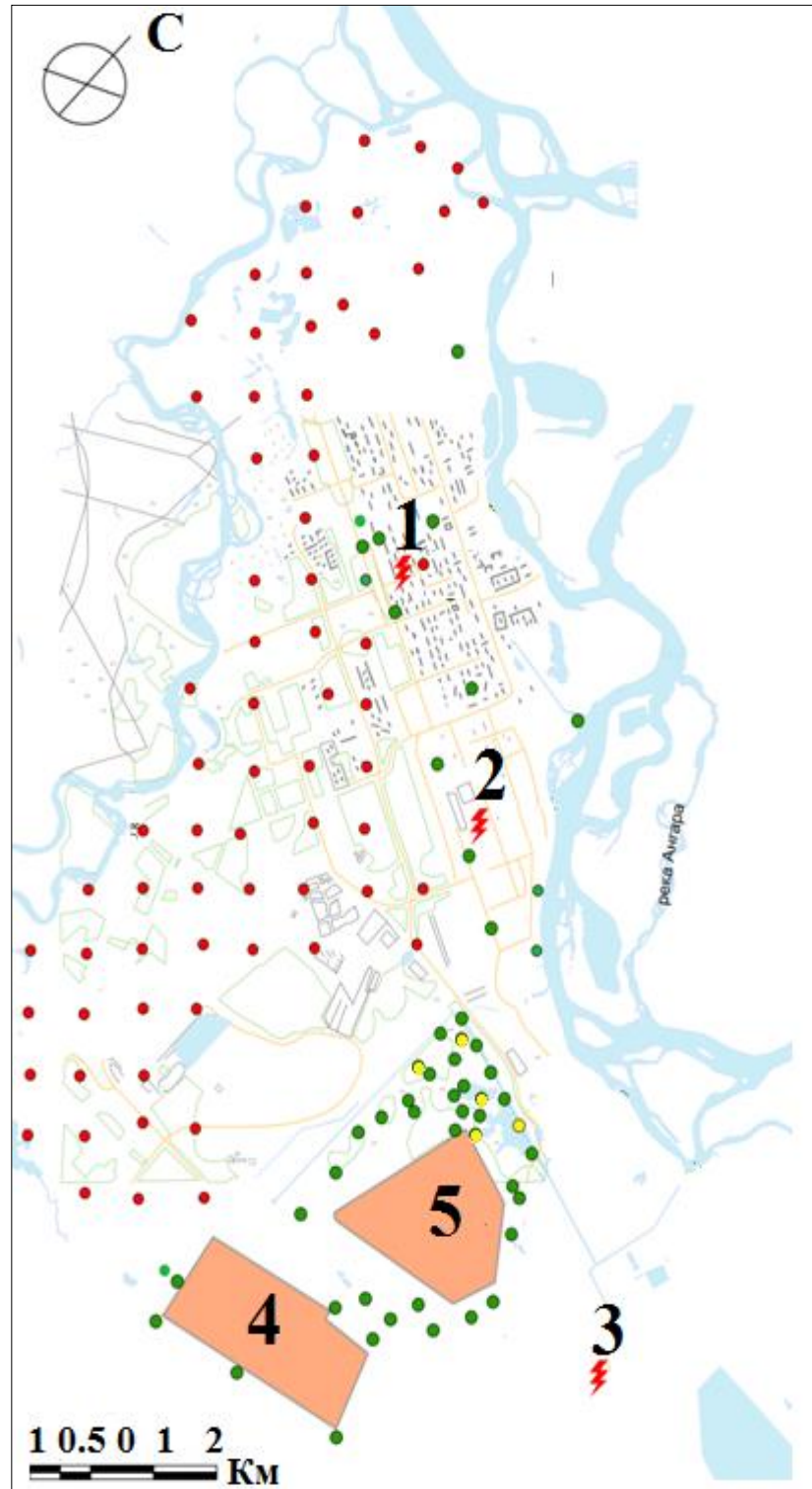


Рис. 2.2. Схема расположения точек опробования почвенного покрова территории г. Ангарска и периферии. 1 – ТЭЦ-1; 2 – ТЭЦ-9; 3 – ТЭЦ-10; 4 – Электролизный химический комбинат (АО «АЭХК»); 5 – Золотвал ТЭЦ-9

24 почвенных пробы отобрано на территории по направлению северо-западных ветров от Ангарского электролизно-химического комбината (АО «АЭХК») до г. Иркутска. Стоит отметить, что опробованию подлежали также донные отложения вокруг АО «АЭХК» и шлам ТЭЦ-9 (несколько проб).

8 образцов почвенного материала отобрано на территории тантал-ниобиевого месторождения поселка Белая Зима (Харанты) Тулунского района.

В почвенном покрове современных урбанизированных и техногенных ландшафтов широко представлены новые почвы – урбостратоземы, свойства которых существенно отличаются от свойств природных почв [Митракова, Еремченко, Беломорская, 2016]. Как правило, урбостратоземы не образуются при длительных почвенно-геохимических процессах, ведущий фактор их образования – антропогенное воздействие. При этом естественные ненарушенные почвы остались лишь небольшими «островками» в городских лесах и лесопарках, но и они подвергаются постоянной техногенной трансформации [Строганова и др., 1997]. Городские почвы являются специфическими образованиями, сформированными при активном участии антропогенного фактора.

Почвенный покров территории изучаемых городов характеризуется мозаичной структурой, обусловленной сменой почв и почвоподобных поверхностных образований (урбостратоземов). В связи с учетом ландшафтно-геохимических особенностей территории, наибольшее количество почвенного материала отобрано в районах с высокой антропогенной нагрузкой и минимальное – на окраинах города. Опробование естественных природных почв по периферии городов проводилось, без привлечения данных, касающихся морфологии и классификации почвенных разрезов [Ладонина, Ладонин, 1999].

Таким образом, основным объектом исследования является поверхностный гумусо-аккумулятивный горизонт различных функциональных зон (промышленных, селитебных, зон с/х назначения и т.д.) почвенного покрова городов Иркутск, Ангарск и пригородов.



## **2.2. Методика пробоотбора почвенного материала**

При изучении радиоактивного загрязнения почв первостепенное значение имеет методика отбора почвенных проб [Экогеохимия..., 1996]. При выполнении исследований приоритетными были выбраны следующие нормативные документы – ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, а также методические рекомендации [Методические..., 1982].

С учетом ландшафтно-геохимических и природно-климатических особенностей на территории гг. Иркутска и Ангарска и их периферийных площадей в программе «Google Earth» предварительно была заложена сеть опробования в масштабе 1:100000 (1x1 км) со сгущением (500x500 м), по возможности адаптированная к проходимости урбанизированной местности.

Т.к. городские почвы находятся в зоне коммуникационной инфраструктуры, которая достаточно сложна, область ее проникновения в глубь почвенной толщи имеет широкий диапазон, в связи с чем закладка полнопрофильных разрезов является достаточно проблематичной [Федорец, Медведева, 2009].

Отбор почвенного материала для определения естественных радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ), а также искусственного радиоцезия производился по стандартной методике, базирующейся на экспериментальном материале, полученном при изучении загрязнения Алтайского края и Новосибирской области в 1991 – 1994 гг. [Методические..., 1994].

### **2.2.1. Методика пробоотбора для исследования валового содержания тория и урана**

На основе литературных и экспериментальных данных установлено, что максимальная концентрация элементов-загрязнителей приурочена к верхнему горизонту почв мощностью до 10 см. [Саэт, Ревич и др., 1990]. Таким образом, основные пробы почв на исследование валового содержания радиоактивных элементов отбирались из поверхностного гумусово-аккумулятивного слоя (0-10 см), предварительно очищенного от верхнего дернового слоя, специальной

пробоотборной лопаткой, методом конверта – исследуемая территория города и его пригородных площадей «разбивалась» на участки 10x10 м – одна проба в центре, четыре – по углам площадки. Масса объединенной пробы варьировала в пределах 1 – 1,5 кг. Почвенный материал на исследование содержания радионуклидов –  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ , и техногенного  $^{137}\text{Cs}$  – производился в аналогичных точках пробоотбора. На участках повышенных значений радиоэлементов проводилась их повторная детализация по более густой сети (5x5 м), а также отбор почвенного материала по профилю.

В каждой точке пробоотбора почв в документационной карточке отображались необходимые сведения – указание порядкового номера, места и даты отбора, глубины почвенного слоя и типа почвы, растительности, рельефа, действие видимых антропогенных источников (ТЭЦ, ЛЭП, автотранспорт и т.п.), целевого назначения территории; дублировались данные в полевом дневнике. Отобранные пробы помещали в двойные полиэтиленовые пакеты, в один из которых вкладывали документационную карточку. В обязательном порядке производился фотоснимок местности, и сверялись координаты точки пробоотбора GPS-навигатором.

Подготовка отобранного материала для анализа производилась в лабораторных условиях по стандартной рутинной процедуре (рис. 2.3): просушивание открытых мешочков с пробами почв до воздушно-сухого состояния при температуре не более 40°C (на открытом воздухе в теплый период или в сушильной камере); удаление различных включений (коренья, камни, стекло и т.п.); просеивание сквозь капроновое (нейлоновое) сито с диаметром отверстия ~2 мм; квартование с получением основной пробы и дубликата; взятие отквартовок массой 150-200 г и последующее их истирание до крупности 200 меш (0,074 мм) на дисковом истирателе, армированном глиноземной керамикой; повторное квартование и взятие навесок, необходимых для передачи на соответствующие виды анализа. Подготовленные к анализу дубликаты хранились в прохладном, затемненном месте.

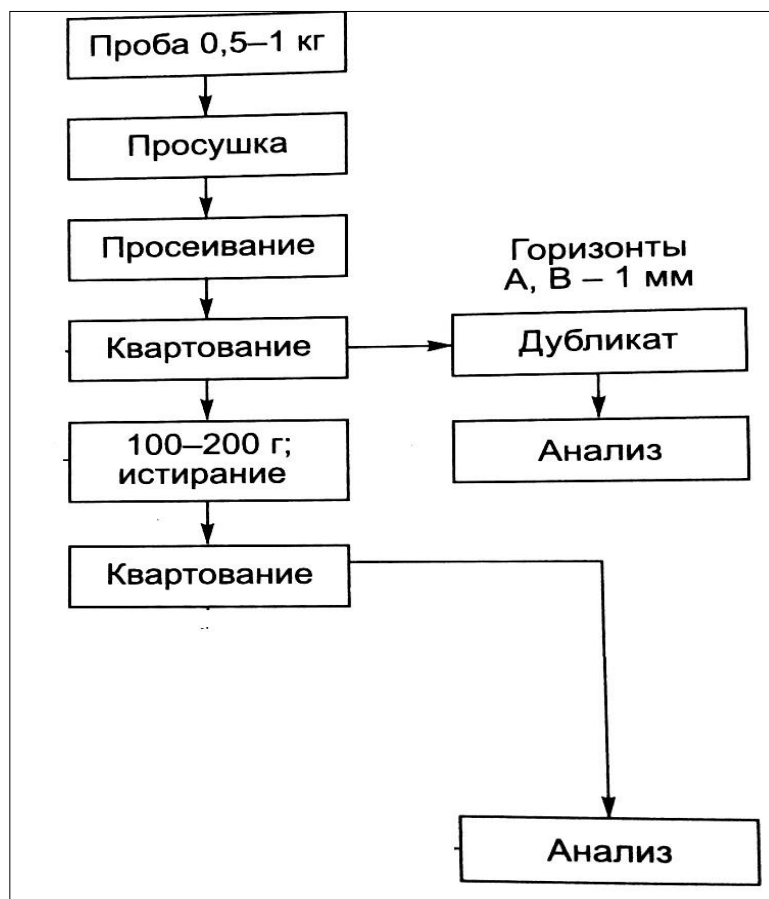


Рис. 2.3. Схема пробоподготовки почвенного материала для исследования валового содержания тория и урана

### 2.2.2. Определение содержания радионуклидов «методом кольца»

Точечные пробы почвы с целью их последующего радиометрического (спектрометрического) анализа и определения плотности радиоактивного загрязнения местности отбирали специальным пробоотборником – стальным кольцом радиусом 82 мм и высотой 50 мм.

Отбор образцов осуществлялся послойно, через каждые 50 мм, на глубину до 150 мм. Перед отбором внутри намеченного квадрата растительность срезают. Пробоотборник заглубляют в почву молотком до уровня верхней кромки. Для удобства процедуры и на кольцо рекомендуется ставить специальный колышек с металлическими концами. Кольцо с почвой подкапывают лопатой и аккуратно подрезают по нижней кромке пробоотборника специальным шпателем и извлекают из грунта (рис. 2.4).

С торцов кольцо закрывают крышками, на которые для обозначения верхней и нижней сторон пробы, накладывают окрашенные в различные цвета картонные диски.



Рис. 2.4. Инструменты, необходимые для проведения полевых работ «методом кольца»

Допускается маркировку сторон пробы осуществлять нанесением надписи на верхней крышке «Верх». Одновременно с этим, на картонном диске или верхней крышке надписывают номер реперного знака, где была отобрана проба. Промаркированное кольцо (с обозначенным верхом пробы и номером реперного знака) перевязывают шпагатом и помещают в полиэтиленовый пакет, который герметично завязывают шпагатом. К упакованной пробе прикладывают паспорт с характеристиками пробы. Пробу вместе с паспортом помещают во второй полиэтиленовый пакет, который также герметично завязывают шпагатом. Упакованную пробу помещают в контейнер, в который вкладывают упаковочный ярлык.

Подготовку почвенного материала на определение содержания естественных радионуклидов и радиоцезия производили следующим образом:

1. Привезенный в лабораторию материал измельчался. После высушивания в сушильном шкафу в течение суток при температуре 70-90°C, из образцов удаляли щебень, крупные камни, гальку, корни растений.

2. Взвешивание пробы производилось на весах, обеспечивающих точность 10 г.

3. Гомогенизировалась проба с помощью подсобного инструмента, тщательно перемешивалась и затем просеивалась через сито с размером ячеек менее 3 мм.

4. Часть исследуемой пробы почвы помещалась в контейнер с подходящей для детектора геометрией, герметизировалась и выдерживалась до измерения две недели (для установления равновесия между продуктами распада изотопов радиевого семейства). Объем измеряемой пробы составлял 300 мл.

### **2.3. Дозиметрический контроль**

В условиях экспедиционных работ для измерения мощности доз гамма-излучений в сопряженных точках пробоотбора был использован дозиметр ДКГ-07Д «ДРОЗД». Измерения проводились согласно ГОСТа 26307-84 на уровне 1 м от поверхности земли. Количество измерений в одной точке составляло не менее 5, по которым вычислялись среднее значение, и производилась оценка погрешности измерения.

Прибор ДКГ-07Д «ДРОЗД» – носимый дозиметр мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения (МЭД) и амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения (ЭД). Более того, дозиметр может использоваться населением для индивидуального контроля радиационной обстановки. Измерение происходит непрерывно с постоянным уточнением результата, но, если мощность дозы изменится больше, чем на 3,4 среднеквадратической погрешности, то автоматически произойдет перезапуск измерения. Обработка полученных данных осуществляется микропроцессором, а результат измерения представляется на жидкокристаллическом индикаторе. В приборе применен газоразрядный счетчик Бета-2М, эквивалентный по чувствительности трем

счетчикам СБМ-20, благодаря чему чувствительность дозиметра равна 20000 имп/мкЗв. Технические данные прибора приведены в таблице 2.1.

Таблица 2.1. Технические характеристики прибора дозиметр ДКГ-07Д «ДРОЗД»

	Характеристика прибора	ДКГ-07Д «ДРОЗД»
1.	Детектор	Газоразрядный счетчик
2.	Диапазон измерения: - мощности дозы, мкЗв/час - дозы, мкЗв	0,1-10 <sup>3</sup> 1,0-2х10 <sup>5</sup>
3.	Диапазон энергий гамма- излучения, МэВ	0,05-3
4.	Пределы основной допускаемой относительной погрешности, %	$\pm(15+2,5/N(10))$ , где N(10)-измеренное значение, мкЗв/ч (мкЗв)
5.	Энергетическая зависимость чувствительности, %, не более	$\pm 25$
6.	Рабочая температура, °С	-20 - +50
7.	Влажность при +25°С, %	до 90
8.	Время непрерывной работы с одним комплектом батарей, час	не менее 200
9.	Габаритные размеры, мм	122x29x74
10.	Масса, г, не более	250
11.	Питание	2 элемента по 1,5 В типа АА

## 2.4. Методика лабораторных аналитических исследований

### 2.4.1. Рентгенофлуоресцентный анализ

Для определения валового содержания тория и урана в почвах применялся неdestructивный рентгенофлуоресцентный метод анализа (РФА) по аттестованной методике в аккредитованной аналитической лаборатории ИГХ СО РАН, аналитик Айсуева Т.С.

Рентгенофлуоресцентное определение элементов Th и U выполнялось на рентгеновском спектрометре S4 Pioneer фирмы Bruker AXS, Германия. Условия измерения следующие: трубка с Rh-анодом, ускоряющее напряжение  $V = 50$

кВ, сила тока  $I = 40$  мА, кристалл LiF 200. Излучатели для анализа готовили в виде прессованных таблеток на подложке из борной кислоты (усилие прессования 12т). Для повышения прочности излучателей в качестве связки использован химический чистый синтетический воск. Относительное стандартное отклонение, характеризующее повторяемость определения, составляет для U – 7%, Th – 2%. Предел определения элементов составляет 1 ppm. Для оценки правильности использовали стандартные образцы БИЛ-1 (балькальский ил) и GXR-6 (почва) геологической службы США (USGS). В табл. 2.2 приведено сопоставление результатов РФА (Срфа) с аттестованными содержаниями (Сатт). Результаты рентгенофлуоресцентного определения U, Th хорошо согласуются с аттестованными значениями.

Таблица 2.2. Сопоставление результатов рентгенофлуоресцентного определения U, Th с аттестованными содержаниями в стандартных образцах

Наименование СО	Элемент	Аттестованное значение – С <sub>атт</sub> , %	Результат анализа – Срфа, %
ГСО БИЛ-1	Th	0,00127±0,00013	0,00132±0,0001
	U	0,0012±0,00011	0,00121±0,0001
GXR-6	Th	5,3	5,27±0,33
	U	1,54	1,46±0,2

Содержание определяемых элементов рассчитывается по интенсивностям с помощью процедуры  $\alpha$ -коррекции, имеющегося в программном обеспечении SPECTRAplus прибора S4 Pioneer. Относительное стандартное отклонение, характеризующее повторяемость определения, составляет для U - 7%, Th – 2%. Предел определения элементов составляет 1 ppm. Методика позволяет определять массовые доли элементов в следующих диапазонах (табл. 2.3).

Таблица 2.3. Вариации диапазона определяемого элемента методом РФА, ppm

Определяемый элемент	Диапазон
U	1-500
Th	1-150

## 2.4.2. Количественный гамма-спектрометрический анализ

Отобранный почвенный материал прошел количественный гамма-спектрометрический анализ на содержание естественных радионуклидов –  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  и искусственного  $^{137}\text{Cs}$  – основанный на методических разработках В.А. Боброва и А.М. Гофмана [1971]. Определение содержания радионуклидов в почвах гамма-спектрометрическим методом является предпочтительным, поскольку этот метод обеспечивает высокую точность и воспроизводимость результатов анализа, менее трудоемок по сравнению с радиохимическими методами.

Измерения почвенного материала проводились на низкофоновой гамма-спектрометрической установке в отделе физики твердотельных материалов Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН лично автором под руководством Калиновского Г.И. Для измерений проб почв использовался финский анализатор импульсов NOKIA. Перед проведением измерений производилась калибровка анализатора в соответствии с используемой в программном обеспечении анализатора методикой.

В качестве детектора использовался кристалл NaJ-Tl 150x150 мм с колодцем 75x100 мм. Тип фотоумножителя – ФЭУ – 125. Получаемое при этом разрешение по линии  $^{137}\text{Cs}$  составляет 11%. В качестве эталонных источников использовались аттестованные институтом метрологии источники Ra, Th и Cs трех плотностей. Полученная по этим источникам библиотека спектров спектрометра использовалась в дальнейшем для разложения аппаратных спектров исследуемого образца и определения содержания радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в пробах почв.

Для защиты от внешнего гамма-излучения использовался стандартный комплект защиты из свинцовых кирпичей. Общая толщина защиты составляла 10 см. В результате гамма-спектрометрии соответствующим образом подготовленной пробы получают спектры, которые анализируются на положение пиков (энергетическая шкала) и их интенсивности. Энергии пиков



используются для идентификации радионуклидов, интенсивность пиков пересчитывают в значения активности радионуклидов. Для каждого измеренного спектра производилась индивидуальная калибровка по энергии по двум хорошо проявляющимся пикам – пику К и пику ряда Th (0,239 МэВ, выход 50%). Продолжительность измерений одной пробы составляет в среднем 60 мин.

Стоит отметить, что следует быть осторожным во избежание любого загрязнения спектрометра и окружающих элементов защиты. После измерения каждой пробы данные (вид и идентификационный код пробы, ее геометрию, массу и материал пробы, дату и время начала и окончания анализа, значения измерений) заносятся в специальный журнал учета спектрометра.

Кроме того, в работе использованы следующие методы анализа, приведенные в табл. 2.4.

Таблица 2.4. Виды и методы анализа почв

№	Определяемые параметры (метод анализа)	Методика	Аналитик
1	Сорг, %, мокрое сжигание по Тюрину	ГОСТ 26213-91	Долгих П.Т.
2	рНводной суспензии	ГОСТ 26423-85	
3	Ес, мкСм/см		
4	Еh, mv		

### 2.4.3. Межлабораторный контроль

С целью проверки и обеспечения достоверности полученных данных проводимых в работе анализов, для части почвенных проб был произведен межлабораторный контроль по аттестованным методикам ГП «Сосновгеология», Института Земной Коры СО РАН и лаборатории радиационного контроля Иркутского отделения филиала «Сибирский территориальный округ» ФГУП «РосРАО». ФГУП «РосРАО» осуществляет деятельность по транспортированию, сбору, переработке, долговременному

хранению радиоактивных веществ и радиоактивных отходов (РАО) на территории Иркутской области. Полученные контрольные результаты показали хорошую сходимость (табл. 2.5).

Таблица 2.5. Межлабораторное сравнение результатов разных методов при определении валового и изотопного содержания радиоэлементов

Элемент							
Th		U		Th		U	
ИГХ СО РАН (1)*				ИЗКСО РАН (2)			
4,8		1,5		5,2		1,5	
5,4		2,5		5,5		2,2	
7,6		1,3		7,8		1,3	
5		1,6		5,5		1,9	
6,9		1,7		7,5		1,6	
6,1		2		7		2,5	
5,8		2,5		5,5		2,1	
5,9		1,6		5,6		1,8	
6,8		1,4		6,6		2	
ИГХ СО РАН (3)				ФГУП «РосРАО» (4)			
<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K
38,2	31,2	22,7	470,1	39	32	22	479
30,8	27,6	9,5	420,6	30	27	9	426
32,3	26,2	10,7	523	31	26	10	534

\*Примечание: ИГХ СО РАН – институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН; ИЗКСО РАН – институт земной коры СО РАН; 1, 2 – метод РФА; 3, 4 – метод гамма-спектрометрии

## 2.5. Рентгеноспектральный электронно-зондовый микроанализ

В данной работе помимо исследования почвенного материала широко применимыми методами (недеструктивным РФА и количественной гамма-спектрометрией), был использован локальный метод исследования вещества – рентгеноспектральный электронно-зондовый микроанализ (РСМА) по

аттестованной методике в аккредитованной аналитической лаборатории ИГХ СО РАН, аналитик Белозерова О.Ю.

Методом РСМА изучен фазовый и химический состав минеральной составляющей почв территории г. Иркутска и пригорода с целью оценки распределения в ней элементов тория и урана в виде отдельных фаз и включений.

Исследование порошков почв выполнено на микроанализаторе Superprobe JXA-8200 (JEOL Ltd, Япония). В режиме растрового электронного микроскопа во вторичных и в обратно рассеянных электронах изучены поверхность, размеры, форма частиц, а также фазовое распределение материала по матрице образцов.

Первоначально химический состав частиц почв определён с помощью энергодисперсионного спектрометра при ускоряющем напряжении 20 кВ, токе зонда 20 нА, диаметре зонда 1 мкм, времени набора спектров 60 с. Спектры были обработаны по программе полуколичественного анализа Programme of Semiquantitative Analysis программного обеспечения ЭДС микроанализатора Superprobe JXA-8200. Более детально химический состав был изучен с помощью волновых спектрометров. Измерение интенсивностей аналитических линий тория, урана при количественном анализе проведено с экспозицией 30, 40, 180 с., фона с экспозицией 10, 20, 60 с. Для остальных элементов измерения выполнены, соответственно, при 10 и 5 с.

Дополнительно на частицах почв некоторых образцов выборочно проведен Map-анализ (изучение распределения элементов по поверхности частиц почв в рентгеновских характеристических лучах определяемых элементов). В образцах исследованы области частиц, в которых при проведении количественного анализа были обнаружены большие содержания циркония и десятые содержания тория, урана.

В качестве стандартных образцов сравнения для элементов использовали массивные плоскополированные образцы оксидов и минералов известного состава: Na – альбит; Mg – оливин СН-1; Al – пироп С-153; Si, Ca – голубой

диопсид; К – ортоклаз; P, Cl – Cl-апатит; F – флогопит; Ti – ильменит GF-55; Cr – хромит 79-62; Mn – Mn-гранат; Ni, Fe – шпинель  $\text{NiFe}_2\text{O}_4$ ; Cu, S –  $\text{CuFeS}_2$ ; Pb – PbS; Zr –  $\text{ZrSiO}_4$ ; Th –  $\text{ThO}_2$ ; U –  $\text{UO}_2$ . Расчет содержаний и поправочных факторов на матричные эффекты выполнен ZAF-методом по программе количественного анализа Programme of Quantitative Analysis программного обеспечения микроанализатора.

В целом результаты исследования для образцов почв приведены в виде фотографий в обратно рассеянных электронах, Map-карт распределения элементов по матрице образцов в рентгеновских лучах.

## 2.6. Методика обработки результатов

Полученный аналитический материал был подвергнут статистической обработке в программных пакетах «Microsoft Excel 2007» и «Statistica 7.0». В процессе статистической обработки полученных данных рассчитаны следующие параметры – минимальные и максимальные значения выборки, среднее значение, стандартная ошибка и стандартное отклонение, коэффициент вариации, асимметрия, эксцесс, мода и медиана. При выполнении аналитических исследований некоторые содержания элементов оказались ниже предела обнаружения анализа и заменялись нулевыми значениями во избежание искусственного завышения элемента в выборке.

Серия моноэлементных карт площадного распределения тория, урана, их соотношения и радионуклидов построена с использованием программного пакета «ArcGis 9.3» методом «Kernel interpolation» при построении изолиний. Данный метод используется, когда анализируемые данные распределены неравномерно и плотность опорных точек невелика (исполнители Дорошков А.А., Шестаков С.А.).

Обработка графиков, чертежей и различных схем выполнялась с помощью программ «CorelDRAW X12», «Grapher», «Adobe Photoshop», «MS Office Picture Manager», «Paint».

При проведении гамма-спектрометрического метода анализа исследуемых образцов почв, полученные результаты отражают удельную активность (Бк/кг) естественных радиоактивных элементов, а также  $^{137}\text{Cs}$ , отнесенную к единице массы. Не менее важно оценить запасы так называемой удельной поверхностной активности радионуклида (Бк/м<sup>2</sup>). Результат пересчета в поверхностную активность представляет реальное содержание радионуклидов в почве, учитывающее специфические условия нахождения радионуклидов в природной среде, такие как: влажность, естественная плотность, распределение по размерам почвенных частиц [Шура, Каратаев и др., 2006].

Таким образом, полученные значения удельной активности радионуклида (Бк/кг) можно пересчитать на значения удельной поверхностной активности радионуклида (Бк/м<sup>2</sup>).

Так как расчет должен идти на поверхность почвы, которая отобрана кольцом-пробоотборником диаметром 82 мм (или радиусом 41 мм), т.е. площадь «отбираемой поверхности» составит:

$$S = \pi r^2, \quad (1)$$

где  $S$  – площадь поверхности (в нашем случае – кольца-пробоотборника), м<sup>2</sup>;

$\pi$  - математическая константа, равная 3,14;

$r$  – радиус окружности (в нашем случае – кольца-пробоотборника), м.

Дальнейшие вычисления производятся по формуле:

$$A_s = A * m / S, \quad (2)$$

где  $A_s$  – удельная поверхностная активность радионуклида, Бк/м<sup>2</sup>;

$A$  – удельная активность радионуклида, отнесенная к единице массы, Бк/кг;

$m$  – масса пробы, кг;

$S$  – площадь поверхности (кольца-пробоотборника), м<sup>2</sup>.

## **Глава 3. Геоэкологическая обстановка г. Иркутска**

### **3.1. Краткий очерк природно-климатических условий**

#### **3.1.1. Геологическое строение**

Иркутская область расположена на стыке двух геотектонических структур – южной части Сибирской платформы, именуемую Иркутским амфитеатром, и древнего складчатого обрамления, или Байкальской рифтовой зоны. Территорию области слагают породы докембрийского (архей, протерозой), палеозойского, мезозойского и кайнозойского периодов – начиная с древнейших, абсолютный возраст которых составляет 2181 млн лет, – и кончая современными образованиями (рис. 3.1).

Город расположен в наиболее пониженной части Иркутского амфитеатра, который является южным выступом древней Сибирской платформы, окруженным горно-складчатым обрамлением Саяно-Байкальской горной области. Большая часть площади города сложена юрскими образованиями, а также чехлом четвертичных отложений с максимальной мощностью до 30 м различного генезиса – аллювиального, делювиального, пролювиального, элювиального. Территория г. Иркутска и его окрестностей находится в Иркутском угленосном бассейне, представляющим собой впадину, заполненную юрскими отложениями [Логачев, 1958]. Породы юрской формации сложены сильно выветрелыми, трещиноватыми отложениями, представленными песчаниками, алевролитами и аргиллитами, переслаивающимися с горизонтами углей различной мощности и глин. Коренные породы повсеместно представлены юрскими бескарбонатными песчаниками, переслаивающимися со слоями алевролитов, иногда аргиллитов, глин и глинистых сланцев с маломощными прослоями каменного угля.

Четвертичные отложения в окрестностях г. Иркутска имеют довольно широкое распространение. По происхождению и литологическому составу они представляют собой пойменный аллювий, делювий склонов, пролювий в падах и конусах выноса, элювий на водоразделах.

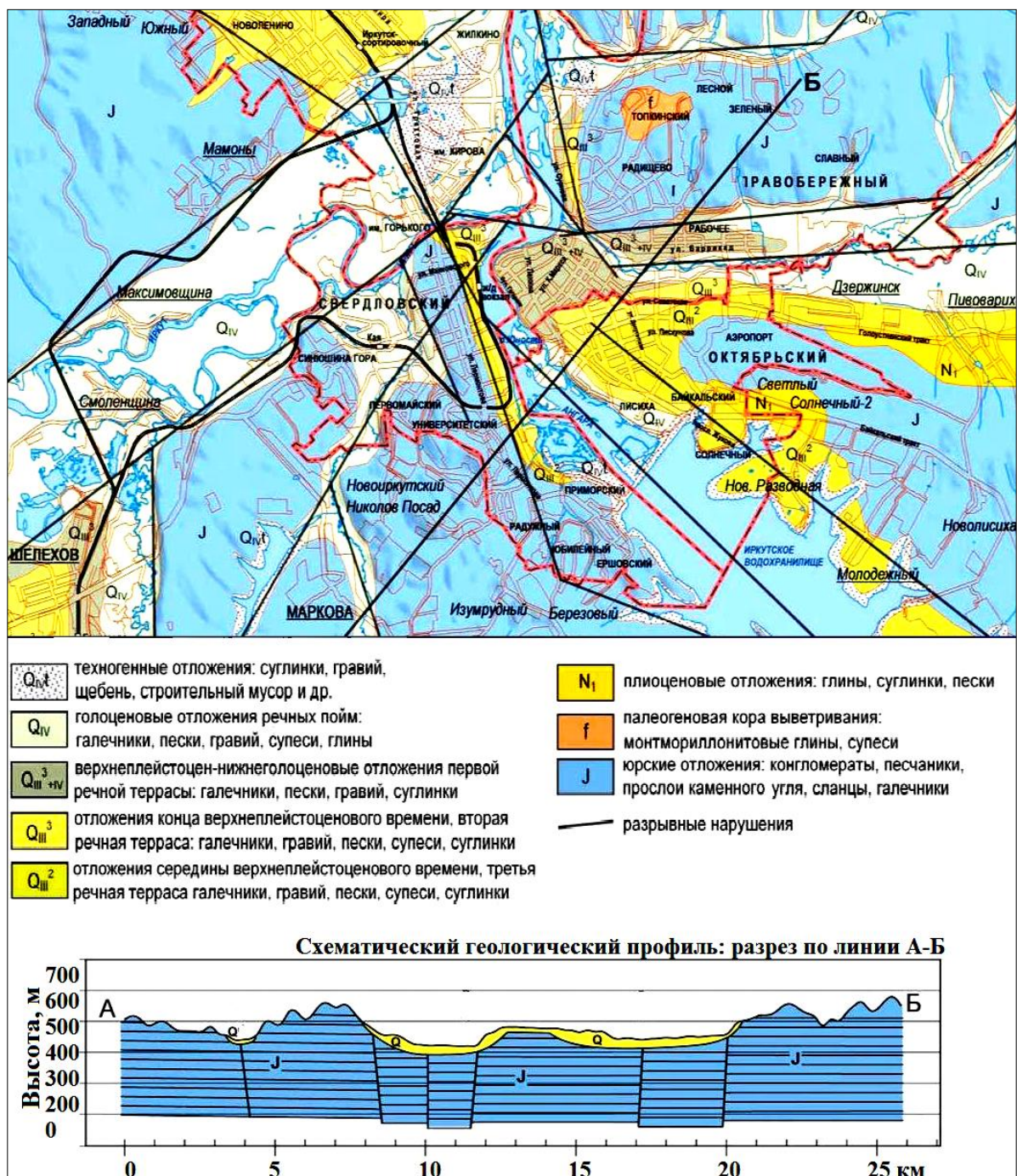


Рис. 3.1. Геологическое строение г. Иркутска [Атлас..., 2011]

В юго-западной части территории обнажаются нижнекембрийские известняки и доломиты, надвинутые на юрские песчаники. На правобережье р. Ангары в западной части водораздела Ушаковка-Топка на юрских породах сохранились остатки глинистой палеогеновой коры выветривания, которая вскрывается почвенными разрезами на глубине 1-2 м от дневной поверхности и представлена светлыми бело-желтыми бескарбонатными глинами.

На склонах Ангаро-Ушаковского водораздела к востоку от плотины Иркутской ГЭС локально сохранились плиоценовые буроземные

бескарбонатные глины. В долинах рек юрские породы перекрываются песчано-галечным русловым аллювием, сменяющимся вверх по разрезу слоистыми песчано-суглинистыми пойменными отложениями.

На большей части обрамления оз. Байкал повышенные значения содержания урана в почвах обязаны присутствию кембрийских толщ, содержащих значительные концентрации урана. Западная часть региона объясняет повышенные концентрации урана в почвенном покрове наличием Черемховского угольного бассейна. Область повышенных содержаний тория в почвах аналогично связана с коренными породами и прослеживается на всем протяжении по периметру оз. Байкал, где она связана с субщелочными и щелочными гранитоидными породами различных комплексов и возрастов.

Таким образом, вследствие особенностей геологического строения Байкальского региона и состава слагающих его магматических и осадочных пород, радиоэлементы уран и торий, являются для региона эндемическими. Кроме того, Забайкальский край и Бурятия являются основными регионами по добыче урана в России. Территория характеризуется повышенной сейсмической активностью, обусловленной развитием Байкальской рифтовой зоны и молодых гор юга Сибири.

### **3.1.2. Геоморфологическая и ландшафтная характеристика**

Город Иркутск находится на юге обширного Среднесибирского плоскогорья и относится к Прибайкальской области гор Южной Сибири [Гвоздецкий, Михайлов, 1978]. В юго-западной части Среднесибирского плоскогорья широкой полосой к подножию Восточного Саяна примыкает Иркутско-Черемховская всхолмленно-денудационная равнина, являющаяся частью Средне-Сибирского плоскогорья (абс. отм. 420-600 м) в переходной зоне от платформенной равнины к Байкальской горной области [Шергина, 2007]. Город расположен в хорошо террасированной долине р. Ангары, по обоим ее берегам. С запада в пределах города в р. Ангару впадает р. Иркут, с



востока – р. Ушаковка. Вблизи города в р. Иркут впадают его притоки – Кая и Олха.

Географически город и его ближайшие окрестности ограничиваются координатами  $104^{\circ}10'$  -  $104^{\circ}25'$  восточной долготы и  $52^{\circ}10'$  -  $52^{\circ}20'$  северной широты. Характерной особенностью морфологии выделенной территории служит проявление карстовых форм рельефа. По характеру рельефа территория Иркутска относится к Верхнеангарскому болотно-остепенно-подтаежному подгорному региону [Ландшафты..., 1977]. Основная часть городской территории находится в пределах высокой поймы и террас р. Ангара. Рельеф в черте города сглаженный, холмистый с преобладающими склонами от  $2^{\circ}$  до  $8^{\circ}$ ; густота расчленения  $0,5 - 0,7$  км/км<sup>2</sup>. Преобладающие превышения водоразделов над руслами рек незначительны, в большинстве случаев не превышают 100 м. Пади склонов представляют собой широкие, корытообразные котловины, постепенно переходящие в заболоченные участки. Речная долина широкая, ассиметричная, не имеет однородного морфологического характера; представлена крутым правым и пологим, с широкой поймой, левым склоном. Русло реки в районе города под влиянием двух противоположно направленных притоков – р. Иркут и р. Ушаковки – изогнуто в виде дуги. В пределах города в долине р. Ангары выделяется три надпойменные террасы.

Территория г. Иркутска занимает центральную часть Прииркутской впадины, представляющей собой небольшой артезианский бассейн третьего порядка, который является составной частью Иркутского артезианского бассейна. Подземные воды четвертичных отложений широко развиты, занимают 60% всей территории. Среди них наиболее распространены грунтовые воды поймы и первой надпойменной террасы, гидравлически связанные с рекой.

В ландшафтном облике территории города и его окрестностей доминируют нерасчлененные равнины с подтаежными сосновыми травяными лесами и слаборасчлененные равнины с таежными сосновыми травяно-

злаковыми лесами. При этом основная часть территории города расположена среди крупных речных долин с луговой растительностью.

Ландшафтная структура влияет на распространение выбросов промышленных предприятий. Благодаря воздействию холмистого рельефа, препятствующему распространению вредных выбросов, территории с доминированием ландшафтов расчлененных равнин с таежной растительностью загрязнены в меньшей степени, чем остальные. В противоположность им ландшафты слаборасчлененных равнин с подтаежной растительностью подвергаются обширному воздействию выбросов, которые распространяются на значительные расстояния.

В настоящее время значительная часть ландшафтов пригородной зоны Иркутска претерпела значительные изменения, связанные с антропогенным воздействием. Основные массивы пашен сосредоточены на междуречье Иркут – Ангара в северо-западной части территории, вырубки и гари – на севере и юге.

### **3.1.3. Гидрология**

В пределах города и его ближайшего окружения расположены 2872 водных объекта (реки, ручьи, озера, пруды, каналы, водохранилище) с общей площадью водного зеркала 4212,15 га. Площадь болот и заболоченных участков – 685,88 га. На территории выходят на поверхность 36 высокодебитных родника, 4 из которых оборудованы [Атлас..., 2011].

Основные водные объекты на территории города – водохранилище Иркутской ГЭС, р. Ангара с притоками, включая, представляющее собой зарегулированный дамбой исток Ангары. По территории города проходят русла рек Иркут с притоком Кая, Олха, Ушаковка, Топка, Вересовка и ряд более мелких ручьев. Река Ангара в пределах г. Иркутска имеет протяженность 29 км. Морфометрические характеристики и русло участка поймы, в районе г. Иркутска претерпели антропогенные изменения после строительства Иркутской ГЭС. Русло реки изобилует островами. Острова покрыты луговой

растительностью и редким кустарником. Сложены острова в основном однотипно: галечник средней крупности покрыт 1,5-2,0 метровым слоем заиленного серого песка. Средняя многолетняя минерализация ангарской воды (ионные компоненты) 95,5 мг/л. Вода в р. Ангара относится к «ультрапресной» гидрокарбонатной кальциевой, что объясняется буферностью оз. Байкал, время средней сменяемости воды которого 400 лет.

Централизованная система водопровода г. Иркутска базируется на поверхностном источнике – Иркутском водохранилище, созданном в результате перекрытия р. Ангары в 1956 г. плотиной гидроузла в 55 км. от ее истока. Водоохранилище представляет собой заполненную речную долину р. Ангары, является хорошо проточным и относится к водоемам речного типа. Площадь водного зеркала водохранилища равна 154 км<sup>2</sup>. По правому берегу водохранилища формирование береговой зон идет в породах юрского возраста, представленных алевролитами, аргиллитами, глинами, углями, конгломератами и песчаниками. На Иркутском водохранилище имеют место оползневые процессы. Абразивно-оползневые берега распространены на левобережных склонах вдоль основной акватории водохранилища, а также в заливах Курминском, Еловом, Калей. Месторождения подземных вод г. Иркутска, основная часть которых находится в юрских отложениях, относятся к крупнейшему в мире Ангаро-Ленскому артезианскому бассейну минеральных вод, месторождения которых расположены на территории курорта «Ангара» и микрорайона Солнечный; характеризуются повышенным содержанием органических соединений, а также железа и марганца.

В летнее время берега водохранилища и других водных объектов являются зонами отдыха жителей города. В последние годы вследствие интенсивного использования Иркутского водохранилища для развития спорта, отдыха, туризма, судоходства, размещения в прибрежной зоне садоводческих хозяйств и сельскохозяйственных угодий, индивидуального жилищного строительства, просматривается ухудшение качества воды по некоторым химическим и бактериологическим показателям.

### 3.1.4. Климатические условия

Климатические особенности территории исследования определяются ее географическим положением – сложным сочетанием положения в центре Евразийского материка и смягчающим влиянием оз. Байкал [Атлас..., 2011]. Климат г. Иркутска, как и всей Иркутской области резко континентальный, с малоснежной зимой и теплым с обильными осадками летом [Климат Иркутска, 1981]. Значительное удаление г. Иркутска от океанов и влияние центрально-азиатского антициклона создают повышенную плотность и малую подвижность воздушных масс в зимний период. Среднегодовая температура воздуха отрицательная и составляет около  $-2,1^{\circ}$  -  $2,9^{\circ}\text{C}$  и очень изменчива по месяцам. Зима холодная малоснежная; среднесуточная температура воздуха ниже  $-5^{\circ}\text{C}$  – длится с начала ноября по конец марта. Самый холодный месяц – январь. Его среднесуточная температура по многолетним данным  $-20,6^{\circ}\text{C}$ . В периоды усиления влияния азиатского антициклона формируется континентальный, очень холодный воздух, устанавливается сухая погода, способствующая сильному охлаждению земной поверхности: температура воздуха может опускаться до  $-25,5^{\circ}\text{C}$ , абсолютный минимум  $-50^{\circ}\text{C}$  (рис. 3.2).

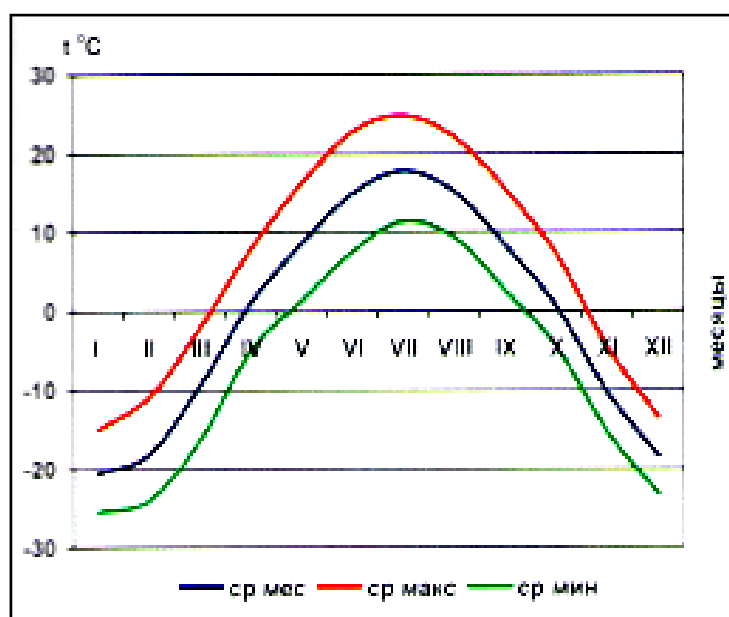


Рис. 3.2. Годовой ход средней максимальной и средней минимальной температур воздуха, г. Иркутск [Атлас развития Иркутска, 2011]

Зимой выпадает небольшое количество осадков. Устойчивый снежный покров образуется, как правило, в начале–середине ноября и к концу зимы достигает высоты 0,2–0,3 м (рис. 3.3).

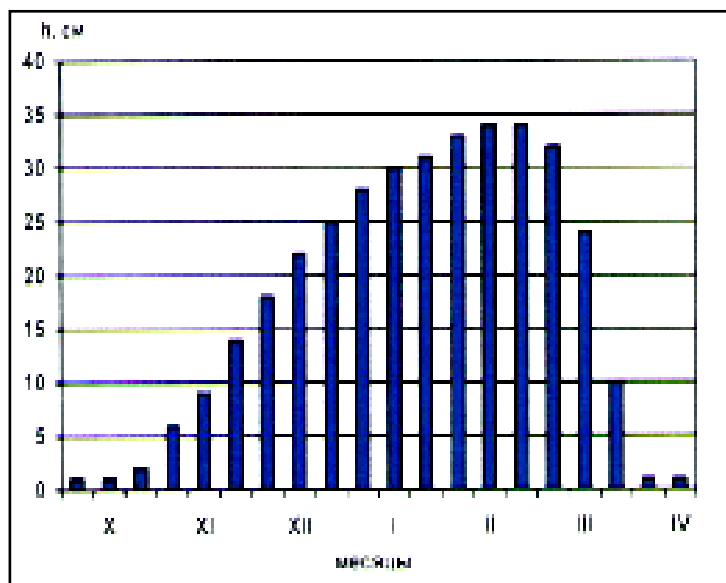


Рис. 3.3. Средняя декадная высота (см) снежного покрова, г. Иркутск [Атлас развития Иркутска, 2011]

В начале зимы оказывает свое согревающее воздействие озеро Байкал. Незамерзающая река Ангара, ветры из Забайкалья и циклоны смягчают зимние морозы. В конце февраля или начале марта бывают непродолжительные оттепели с повышением температуры до  $+4^{\circ}\text{C}$ . Продолжительность безморозного периода около 100 дней.

Сумма осадков за год изменяется в среднем в пределах 460-540 мм с некоторым увеличением на наветренных склонах. Их основная часть (около 50 %) выпадает с июня по август, а с декабря по март - всего 13 %, их месячные суммы в холодный период не превышают 20 мм.

Преобладают восточные, юго-восточные и западные, северо-западные ветры. Атмосферная циркуляция в городе характеризуется тем, что сюда почти не поступают ни атлантические, ни тихоокеанские воздушные массы, пополнение осуществляется главным образом за счет арктического воздуха, трансформирующегося над континентом в воздух умеренного пояса.

Наличие в районе Иркутска трех крупных водных объектов – Иркутского водохранилища, рек Ангары и Иркуты, а также малых притоков – Ушаковки, Каи, долинами которых рельеф сильно расчленен, обуславливает особые микроклиматические условия в пределах города и в той или иной мере накладывается на общую циркуляцию атмосферы – отчетливо выражены сезонные смены атмосферной циркуляции. По сравнению с другими городами, расположенными на той же широте, Иркутск характеризуется наиболее холодной зимой и большими колебаниями метеорологических элементов, особенно температуры.

Низкие и устойчивые зимние температуры в сочетании со снежным покровом небольшой мощности, не защищающим почвы от глубокого промерзания, и сравнительно коротким летом, определяют образование и сохранение многолетней мерзлоты почвы [Антропов, 1962].

В отдельных районах города могут одновременно формироваться местные особенности климата, то есть микроклимат. Центр города в среднем на 2-3°C теплее пригородов. Влияние микроклиматических особенностей значительно сказывается на пространственном распределении загрязняющих веществ в городской атмосфере. Максимальное количество загрязнителей сосредотачивается в пониженных местах с затрудненным стоком воздушных масс, защищенных рельефом или зданиями от ветрового воздействия, и в узких улицах, ориентированных с северо-востока на юго-запад – перпендикулярно преобладающему переносу, с высокой нагрузкой работы автотранспорта. Дополнительный неблагоприятный эффект дает явление «городского бриза», поскольку в этом случае возникает полностью замкнутая система циркуляции, охватывающая площади с большой плотностью источников эмиссии. Воздушные потоки в нижних слоях переносят примеси с окраин города в центр, образуя зону конвергенции, а затем поднимаются и движутся в обратном направлении, опускаясь у окраин города.

Распределение и активность выбросов в атмосфере зависит и от влажности воздуха. Ее увеличение приводит, как правило, к росту концентрации

большинства веществ. Влага способствует трансформации отдельных веществ в атмосфере и возникновению смогов. С одной стороны, город способствует увеличению влажности, с другой – увеличение влажности приводит к ухудшению экологических свойств воздуха. Следует отметить утренний (в 10 часов) максимум повторяемости туманов в Иркутске, образование которого связано с сочетанием радиационного выхолаживания и интенсивного поступления примесей (служащих ядрами конденсации) в атмосферу.

В целом климат г. Иркутска является более благоприятным для жизнедеятельности по сравнению с остальной территорией области вследствие расположения города в более южных широтах и меньшей уязвимости для опасных метеоявлений.

### **3.1.5. Растительность**

Растительность города Иркутска представлена смешанными пойменными формациями, кустарниковыми зарослями, луговыми и болотными сообществами [Батуев, Белов и др., 1998].

Лес в Прииркутской впадине занимает не менее 85% площади, отсутствуя полностью или частично в долинах крупных рек (Ломоносов, 1986). Преобладают светлохвойные равнинные и горные леса, а также связанные с ними лугово-кустарниковые и болотные ассоциации. Основными лесообразующими породами являются сосна, лиственница, береза, осина, в горной части территории - кедр. Наиболее распространены брусничные, разнотравно-брусничные и травяно-кустарниковые с моховым покровом сосновые леса, чередующиеся с осиново-березовыми орляково-разнотравными сосновыми и лиственнично-сосновыми травяными лесами. В северо-восточной части рассматриваемой территории распространены сосновые остепненные травяные леса. Сосновые леса занимают вершины невысоких водоразделов, верхние части склонов, верхние надпойменные террасы. Высокая взрыхляющая способность корней деревьев обуславливает высокую скважность почв, что в свою очередь предопределяет их высокие

инфильтрационные свойства. Кроме лесных массивов в долинах крупных рек (Иркут, Ушаковка, Кая, Ангара) развиты низинные болотные сообщества.

Лесостепная зона представляет собой чередование обширных степных участков и смешанных или таежных лесов. Для лесостепи характерно тесное соседство лесных, болотных и степных ассоциаций. Степи не имеют широкого распространения, они приурочены к террасам рек, южным склонам водоразделов. Более увлажненные участки территории представлены лугами различного происхождения.

В результате высокой степени антропогенной нагрузки насаждения претерпели структурно-пространственные изменения. Для городских лесов характерны одноярусная структура древостоя, преобладание в подросте мелколиственных пород, слабая выраженность подлеска, ухудшение процессов возобновления, низкая степень сомкнутости крон деревьев, бедный флористический состав травяного яруса. Наибольшую часть зеленой городской зоны занимают сосновые леса с примесью осины, березы, лиственницы, также широко распространены производные березово-сосновые леса с высокой степенью присутствия в структуре сообществ мелколиственных пород. Кроме того, на ближайших к городу территориях отмечается преобладание березы в подросте, часто мелколиственные породы образуют заросли, вытесняя хвойные виды.

### **3.1.6. Почвенный покров**

Согласно почвенному районированию России [Добровольский и др., 1998], исследуемая территория относится к Центральной лесостепной и степной и Восточно-Сибирской мерзлотно-таежной областям. Территория г. Иркутска входит в Иркутско-Черемховский лесостепной округ серых лесных почв, черноземов выщелоченных и дерново-подзолистых почв Центральной лесостепной и степной области [Почвенная..., 1988].

Исходные ландшафты территории г. Иркутска в основном были представлены южной тайгой, которая покрывала вершины, склоны



водоразделов и борта речных долин. В поймах рек и по днищам падей были распространены луга и болота. Это определило доминирование почв лесных и пойменных ландшафтов.

Распространение почв во многом подчиняется особенностям рельефа местности. К вершинам и верхним частям склонов приурочены дерново-подзолистые почвы, к средним частям склонов – серые (серые лесные). На нижних частях склонов и надпойменных террасах встречаются темно-серые почвы (темно-серые лесные). На крутых склонах, приуроченных преимущественно к правым бортам долин рек, распространены буроземы (дерново-лесные) в комплексе с которыми нередко присутствуют литоземы – маломощные почвы, в профиле которых отсутствует срединный горизонт.

По лесорастительному районированию, утвержденному приказом МПР России от 28 марта 2007 года № 68 «Об утверждении перечня лесорастительных зон и лесохозяйственных районов Российской Федерации», лесные массивы, расположенные в границах г. Иркутска, относятся к Среднесибирскому подтаежно-лесостепному району, входящему в состав лесостепной зоны.

Под лесами наблюдается довольно пестрая мозаика почвенного покрова. Наиболее распространенными почвами являются дерново-подзолистые, серые лесные, дерново-карбонатные, а на пониженных элементах рельефа - луговые и болотные сезонно-мерзлотные. В зависимости от крутизны и экспозиции склонов, высоты над уровнем моря, механического состава, степени увлажнения и содержания гумуса, почвы дифференцированы по богатству и производительности произрастающих на них насаждений. В целом почвы под лесами вполне благоприятны для роста и развития древесной растительности. Черноземы располагаются на древних террасах бассейна р. Ангары, а также на пологих южных склонах в лесостепных и степных районах под луговыми степями, изреженными березовыми травяными лесами. Среди черноземов господствуют выщелоченные и обыкновенные подтипы. Характерной особенностью почв является высокое содержание гумуса, прочная зернистая

структура, наличие хорошо выраженного карбонатного горизонта. Черноземы имеют органогенный горизонт мощностью от 20 до 40 см и содержание гумуса 7-12%. Реакция верхних горизонтов почв нейтральная, нижних - слабощелочная [Атлас..., 1962]. На рисунке 3.3 наглядно представлено все многообразие почвенного покрова исследуемой территории.

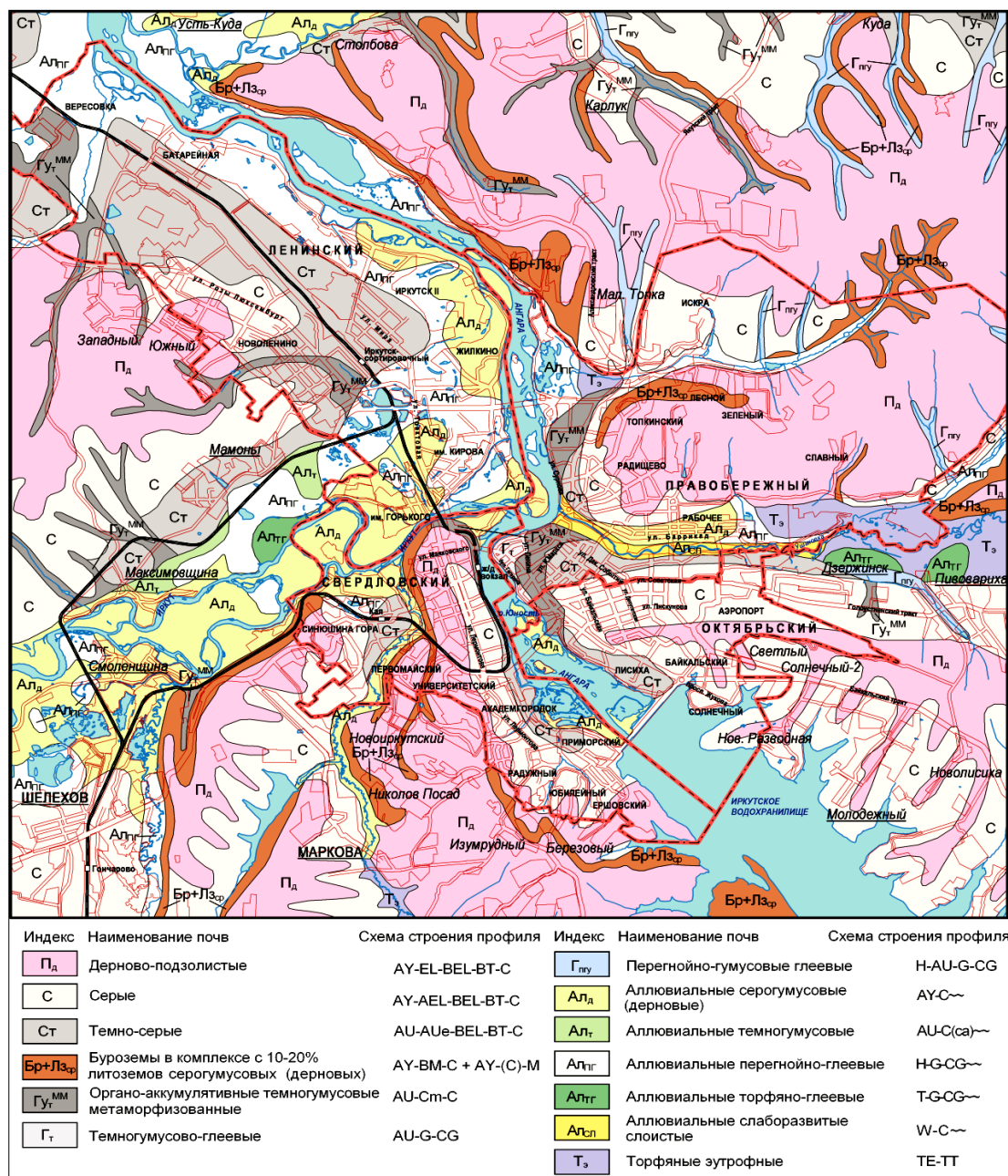


Рис. 3.3. Почвенная карта г. Иркутска [Атлас развития Иркутска, 2011]

В целом, почвенный покров г. Иркутска имеет невысокую кислотность, значительную степень насыщенности основаниями и повышенное содержание

гуминовых кислот в составе гумуса, что свидетельствует о плодородии; характеризуется специфичной мозаичностью вследствие сложного сочетания естественных и искусственно созданных почв.

### 3.2. Радиоэкологическая обстановка городов Иркутск и Ангарск

Радиоэкологическая обстановка в городах Иркутске и Ангарске оценивается на основании многолетних комплексных радиоэкологических исследований, начиная с 1989 г.

Оба города характеризуется широким спектром геоэкологических проблем вследствие размещения различных по специфике производств промышленных предприятий.

По данным управления федеральной службы по надзору в сфере природопользования по Иркутской области, основу промышленного потенциала г. Иркутска определяют предприятия топливно-энергетической, машиностроительной и металлообрабатывающей отраслей промышленности, а также производство строительных материалов и железнодорожный транспорт (рис. 3.4).



Рис. 3.4. Количество атмосферных выбросов по отраслям промышленности в г. Иркутске

Вследствие специфических природно-климатических особенностей Иркутск на протяжении многих лет включается в Приоритетный список городов России с самым высоким уровнем загрязнения атмосферного воздуха [Государственный..., 2010, 2011, 2016]. В целом, в городе насчитывается более 150 промышленных предприятий, включающих около 3000 антропогенных источников, выбрасывающих в атмосферу почти 120 различных ингредиентов [Атлас..., 2011].

В административном отношении город разделен на четыре округа: в южной части – Свердловский и Октябрьский, в северной – Ленинский и Правобережный. Выделяется пять крупных промышленных узлов, находящихся в основном на периферийных участках городской черты – Северный и Жилкинский в Ленинском районе, Мельниковский – в Свердловском районе, Восточный – в Октябрьском, Маратовский – в Правобережном. На территории данных так называемых промзон, общей площадью ~ 2 тыс. га размещены около 500 различных предприятий, баз, складов, гаражей и других производственных объектов. Крупнейшие промышленные предприятия расположены преимущественно в северо-западной и восточной частях города. Вследствие размещения значительного количества промышленных производств в жилых кварталах города, где отсутствуют условия для соблюдения санитарно-защитных зон, включая низкую эффективность очистного оборудования, возникает реальная угроза экологической опасности. Немногие промышленные предприятия находятся за пределами жилых зон города, в малонаселенных микрорайонах.

Ранее проведенные исследования по оценке радиоактивного загрязнения территории бывшего СССР показывают, что преимущественно юг Иркутской области находился в зоне влияния выбросов долгоживущих радионуклидов Семипалатинского ядерного полигона [Медведев и др., 1997; Непомнящих и др., 2004]. Наибольший вклад в радиоактивное загрязнение региона, по-видимому, внесло испытание первой водородной бомбы 1953 г.

В Прибайкалье при отсутствии существенных собственных источников выброса радиоактивных продуктов в атмосферу были установлены повышенные относительно глобального фона выпадения  $^{137}\text{Cs}$  [Болтнева и др., 1977; Медведев и др., 1996].

К потенциальным источникам радиоактивного загрязнения Иркутской области относятся следующие радиационно-опасные объекты: места проведения подземных ядерных взрывов в Усть-Кутском и Осинском районах, рудник и промплощадка бывшего Белозиминского ГОКа в Тулунском районе, пункт хранения радиоактивных веществ Иркутского СК «Радон» и некоторые другие объекты. В настоящее время многие из них практически не оказывают влияния на загрязнение окружающей природной среды [Аверина, 2009].

Значимыми и интенсивными источниками радиоактивного загрязнения г. Иркутска являются медицинские учреждения, научно-исследовательские институты, учебные заведения, территории расположения военных объектов, широко использующие источники радиоактивного излучения, эталоны, различные приборы с радиоактивными шкалами, а также предприятия, перерабатывающие или транспортирующие радиоактивное сырье.

Привносимые в окружающую среду с золошлаковыми выбросами из труб предприятий угольной энергетики, с удобрениями при возделывании сельскохозяйственных культур и в некоторых других случаях, естественные радионуклиды, также следует относить к техногенному загрязнению окружающей среды.

Оценивая средние содержания радиоэлементов в почвах различных городов (табл. 3.1) стоит отметить, что почвенный покров г. Иркутска и окрестностей характеризуется повышенными средними значениями урана относительно почв гг. Черемхово, Ангарска и Томска; по среднему содержанию тория в почвах г. Иркутск уступает лишь г. Черемхово.

Таблица 3.1 .Средние содержания урана и тория в почвах городов Иркутской области и Западной Сибири, мг/кг

Территория	U	Th
Иркутск [Грицко, Гребенщикова, 2012]	2,9	9,3
Черемхово [Кузнецов и др., 2013]	2,6	11,3
Ангарск [Кузнецов и др., 2010]	2,5	8,1
Томск [Рихванов, Язиков и др., 2006]	1,6-1,8	4-5,8
Западная Сибирь [Росляков, Ковалев, 1996]	1-2	9,4-10,3

Количество участков радиоактивного загрязнения (УРЗ) в пересчете на численность населения, как показали радиоэкологические съемки городов 1991-2001 гг. наиболее высоко в г. Иркутске (табл. 3.2), по сравнению с другими крупными городами Урала, Сибири и Дальнего Востока, а также с Москвой и Санкт-Петербургом [Экологические..., 2001].

Таблица 3.2. Результаты радиоэкологических исследований в различных городах

Город	Население (тыс. чел)	Выявлено УРЗ	Кол-во УРЗ (на 10 тыс. чел.)
Екатеринбург	1330	199	1,50
Иркутск	589	151	2,56
Москва	8614	691	0,80
Новосибирск	1800	193	1,07
Омск	1150	71	0,62
Санкт-Петербург	4390	743	1,69
Томск	450	56	1,24
Хабаровск	590	49	0,83
Чита	350	45	1,29

В основу районирования исследуемой территории по проявлению техногенной нагрузки положены ассоциации и концентрации тяжелых металлов в почве и снежном покрове, запыленность снежного покрова, а также результаты полученных автором анализов по содержанию урана и тория в

почвах города, отражающие, в целом, загрязненность почв городской территории (рис. 3.5).

В условиях города в атмосферном воздухе формируется сложная мозаичная полиэлементная аномалия, что приводит к увеличению поступления ингаляционным путем в организм человека химических элементов и оказывает неблагоприятное воздействие на здоровье населения [Ломоносов и др., 1993]. Выбросы от предприятий центральной части города, мелких цехов, большого количества АЗС, гаражей оказывают прямое негативное влияние на атмосферный воздух жилой зоны.

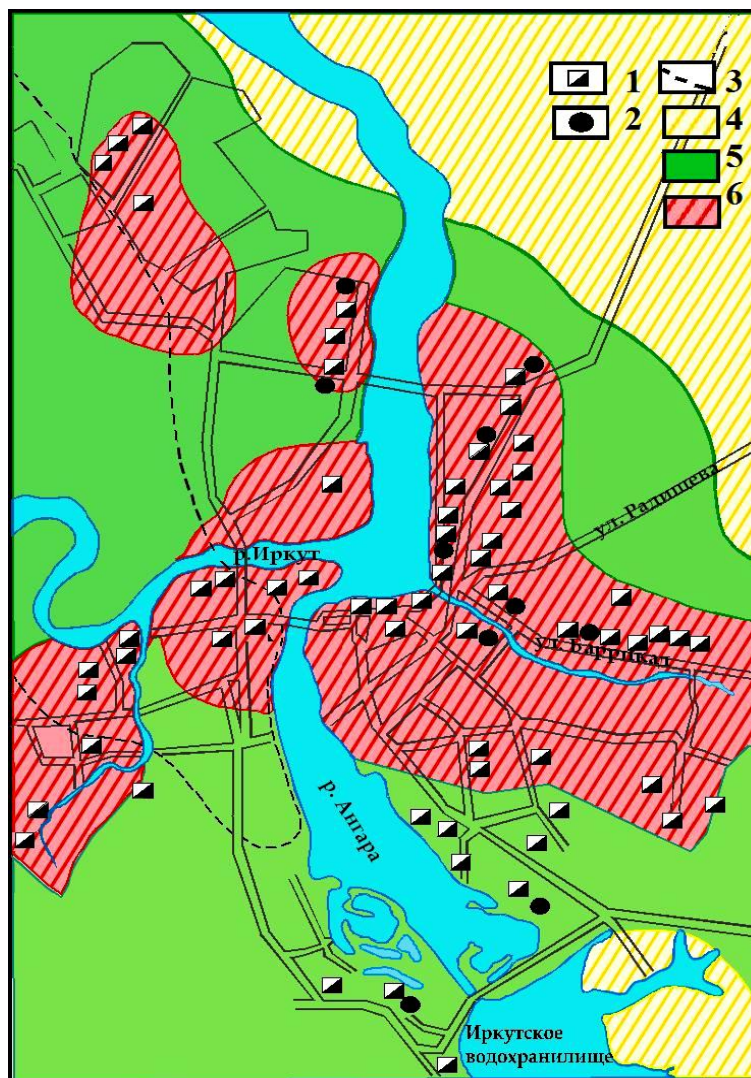


Рис. 3.5. Районирование площади г. Иркутска и его пригородов по техногенной нагрузке [Ломоносов и др., 1993, с изменениями]: 1 – ТЭЦ и мелкие котельные; 2 – автопредприятия; 3 – железная дорога. Площади с различным уровнем техногенного загрязнения: 4 – относительно благоприятные; 5 – с удовлетворительными условиями; 6 – со сложной экологической обстановкой.

Территории вблизи промышленных предприятий, центр города относятся к зоне максимального загрязнения воздушного бассейна города, протягиваясь вдоль р. Ангары и совпадая с господствующим переносом воздушных масс. Проникающие аэровыбросы от соседних промышленных городов, расположение крупных предприятий в северной части города обуславливают ощутимое ее загрязнение. Высокой степенью загрязнения характеризуется также район аэропорта на восточной окраине города, где сосредоточены предприятия гражданской авиации и наблюдается интенсивное движение автомобильного транспорта.

Левобережная юго-западная часть города менее подвергается загрязнению, по-видимому, из-за расположения на возвышенных водоразделах и наличия лесных массивов - своеобразного фитофильтра, поглощающего вредные примеси. Вместе с тем, для локальных участков территории этой части города – для долин рек Иркутта и Каи, а также для района Синюшиной горы, расположенного в непосредственной близости от Ново-Иркутской ТЭЦ – характерна высокая степень загрязнения. Самым низким загрязнением атмосферного воздуха отличаются периферийные южные районы города [Воробьева, Коновалова, 1998].

Следует отметить, что повышенные содержания урана и тория в почвенном покрове, а также значения уровня МЭД гамма-излучения, выявленные по результатам проделанной работы, отмечаются именно в районах с неблагоприятной экологической обстановкой.

Город Ангарск – второй по величине город Иркутской области, известен самым крупным в Азии промышленным узлом, простирающимся вдоль реки Ангары на расстояние 30 км. В городе сформирован мощный индустриальный комплекс общероссийского значения, включающий свыше 25 предприятий нефтехимической и нефтеперерабатывающей, машиностроительной, химической, деревоперерабатывающей, лесной, легкой и пищевой промышленности, тепловой и ядерной энергетики. Основными градообразующими предприятиями являются АО «Ангарская нефтехимическая



компания» (АО «АНХК»), на промплощадке которой расположены заводы бытовой химии, полимеров, катализаторов и органического синтеза; с севера к данным предприятиям прилегает цементно-горный комбинат, с юга и юго-востока – ТЭЦ-1, ТЭЦ-9, ТЭЦ-10. Крупнейшее предприятие атомной промышленности – Ангарский электролизный химический комбинат (АО «АЭХК») размещен в юго-восточном направлении от селитебной зоны города.

Среди промышленных предприятий города выделяют основные, оказывающие максимальное негативное влияние на компоненты окружающей среды за счет регулярных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу (рис. 3.6).

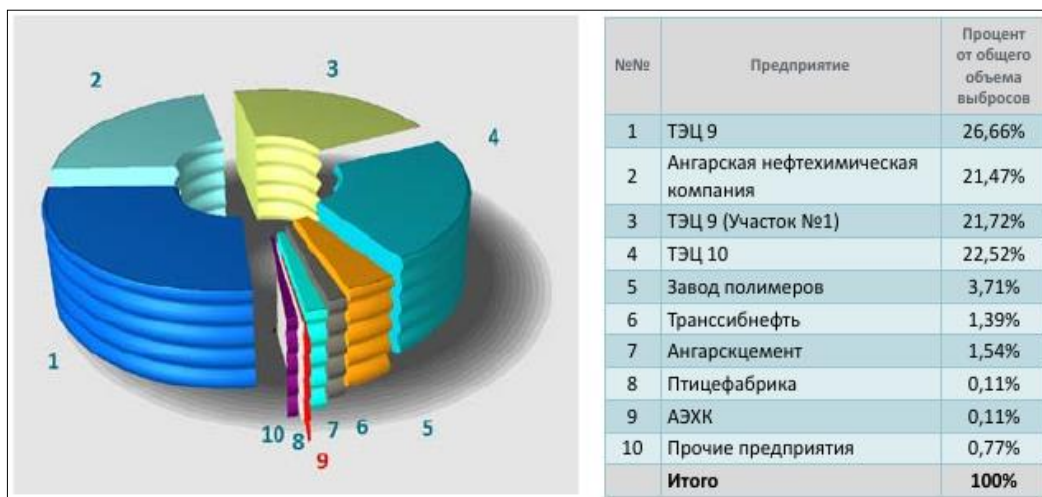


Рис. 3.6. Удельный валовый вес выбросов загрязняющих веществ предприятий, дающих основной вклад в загрязнение компонентов окружающей среды г. Ангарска [Отчет..., 2007]

Наибольшая доля в валовом выбросе загрязняющих веществ приходится на предприятия теплоэнергетики (70,9%) и нефтеперерабатывающей промышленности (22.86%). По валовому выбросу вредных веществ в атмосферный воздух ситуация в Ангарске может оцениваться как неблагоприятная [Государственный..., 2016].

Наряду с г. Иркутском, Ангарск входит приоритетный список городов России с очень высоким средним уровнем загрязнения атмосферного воздуха. Повышенный уровень загрязнения атмосферного воздуха в г. Ангарске обусловлен поступлением в атмосферу выбросов загрязняющих веществ от стационарных и передвижных источников. Через город проходят крупнейшие

автомагистрали. По сравнению с Иркутском, Ангарск располагает существенно большим числом промышленных предприятий, которые дугой огибают селитебную часть города с севера на юг.

Изначально в градостроительном плане было предусмотрено разделение промышленной и жилой зоны города массивной лесозащитной полосой. Промышленная часть города занимает территорию между р. Ангарой и Транссибирской магистралью; жилые кварталы размещаются на надпойменных террасах правого берега р. Китой – территории наиболее благоприятной для жизни населения [Жукова, 2011].

АО «АЭХК» включен в «Перечень радиационно-опасных объектов», утвержденных постановлением Правительства РФ от 1995г. Территориально АО «АЭХК» расположен на юге Восточной Сибири на р. Ангаре примерно в 40 км от областного центра в Иркутско-Черемховском промышленном узле, характеризующимся высоким уровнем сосредоточения промышленных предприятий различного профиля. Экологическая опасность, которая создает угрозу городу – это утилизация, переработка и хранение ядерных отходов, связанная с деятельностью АО «АЭХК», созданного в 1954 г. как одного из четырёх советских центров по производству урана для создания советского «ядерного щита» [Яблоков, 2009]. В настоящее время на комбинате производят гексафторид урана различной степени обогащения по изотопу  $^{235}\text{U}$ , а также фтор и фторсодержащую продукцию [Отчет..., 2015].

Принцип организации комбината основан на действии природных геохимических барьеров – изоляция отходов производится путем создания вокруг специально обустроенных приповерхностных траншейных могильников сплошной оболочки из глин (в данном случае бентонитовых), являющихся сорбентами для радионуклидов [Богуславский, 2004]. Предприятие загрязняет ураном не только воздух, но и грунтовые воды, куда радионуклиды поступают из шламоотстойников и с промплощадки. От отстойника в сторону р. Ангары проложена дренажная канава. Радиационный контроль на территории АО

«АЭХК» проводится отделом радиационной безопасности комбината. Мониторинг в 100-км зоне АЭХК осуществляется Иркутским УГМС.

В 2010 г. выбросы радионуклидов в атмосферу, производимых в результате деятельности на АО «АЭХК», составили  $530 \times 10^6$  Бк/год, что составляет ~21% от установленного комбинату значения разрешенного выброса радионуклидов (рис. 3.7).

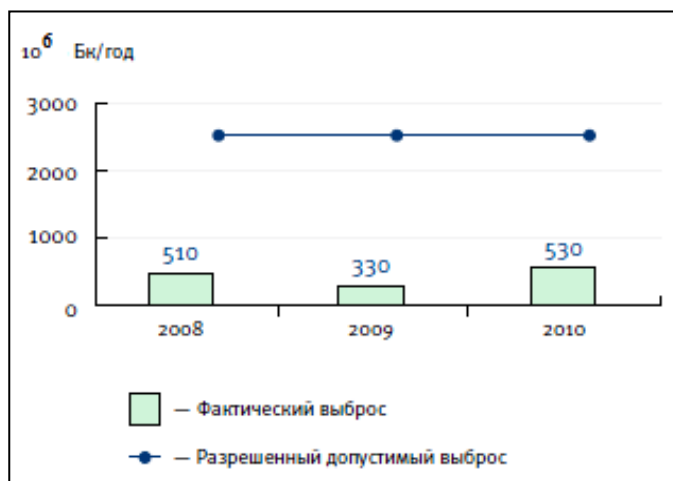


Рис. 3.7. Выбросы радионуклидов в атмосферу за 2008-2010 гг. [Отчет..., 2011]

В последующие годы благодаря усовершенствованию технологий количество поступающих в объекты окружающей среды радионуклидов было минимизировано: 2012 г. – 11,7%; 2014 – 3,4%; 2015 – 2,3 % [Отчет..., 2015].

Поскольку АО «АЭХК» удалён, как от месторождений урана, так и от других предприятий ядерного топливного цикла, сырьё и готовая продукция транспортируются по Транссибирской железной дороге, создавая тем самым серьёзные дополнительные риски для населения и окружающей среды.

### 3.2.1. Воздействие предприятий топливно-энергетического комплекса

Иркутск – один из крупнейших энергетических центров страны. Здесь осуществляется управление крупнейшим энергохолдингом России – ОАО «Иркутскэнерго». В пределах городской черты расположено два крупнейших его объекта – Иркутская ГЭС и Ново-Иркутская ТЭЦ; причем на последнюю приходится почти 44 % от валового количества выбросов всех источников теплоэнергетики в городе [Аргучинцева, Годвинская и др., 2011]. Деятельность

тепловых электростанций, особенно во время отопительного сезона, оказывает достаточно сильное влияние на загрязнение приземной атмосферы [Государственный..., 2012]. Кроме того, мелкие котельные промышленных предприятий и частного сектора, работающие на углях, хаотично разбросанные по территории города (рис. 3.8), безусловно, оказывают влияние на радиозоологическую обстановку в городе.

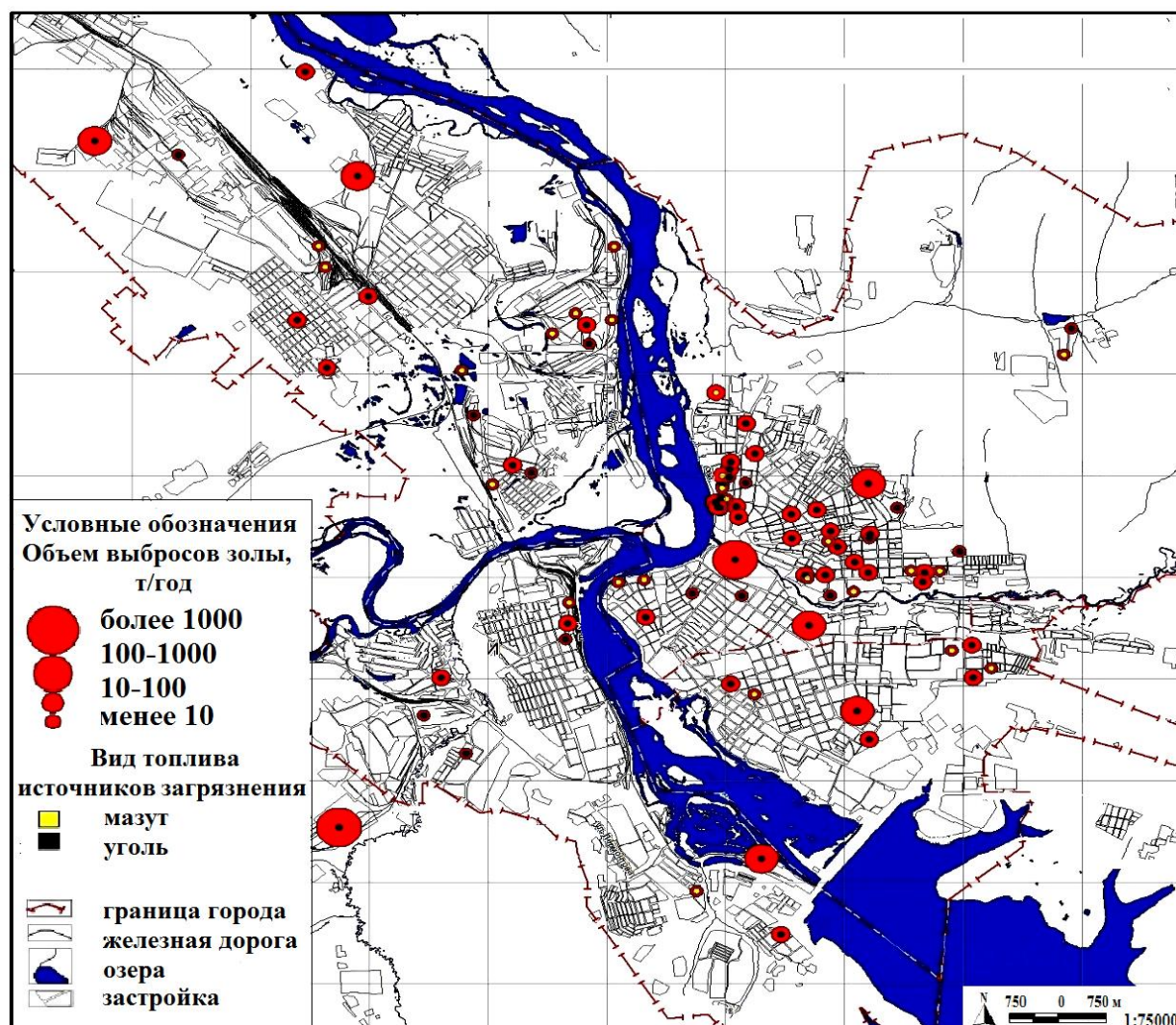


Рис.3.8. Объемы выбросов золы котельными г. Иркутска [Богданов, 2006]

Основной объем добычи угольных ресурсов Иркутской области производится на трех месторождениях Иркутского бассейна: Черемховском, Азейском, Мугунском. Иркутский угленосный бассейн приурочен к Присяянскому прогибу в южной периферической части Ангарской синеклизы Сибирской платформы, протянувшись вдоль структур Протеросаяна почти на

500 км при ширине 50-100 км. Угли Иркутского бассейна в основном гумусовые (87%), частично гумусово-сапропелитовые; среднезольные и высокозольные (19-30%); имеют в целом невысокое среднее содержание радиоактивных элементов, но на отдельных участках характеризуются аномальными, вплоть до промышленно значимых, концентраций урана. В частности, на Черемховском месторождении в 60-70-х годах выявлены мелкие месторождения и проявления уран-угольного типа [Арбузов, Ершов, Рихванов, 2005]. При сгорании угля в золе остаются радиоизотопы уран-радиевого и ториевого рядов, первоначально содержащиеся в исходном угле. Радиоизотопы концентрируются в золе, и поэтому в Иркутской области в ряде случаев зола имеет повышенную радиоактивность и содержание токсичных элементов, что вызывает необходимость тщательного изучения состава энергетических шлаков перед использованием их в промышленности и строительстве [Скворцов, Чурсин и др., 2007]. Отмечается низкое качество угля, используемого для отопления, который при сжигании выделяет большое количество окислов серы, сажи и золы. Кроме того, среди большого числа котельных, лишь немногие оснащены современным очистным оборудованием; основная же часть их работает практически без очистки, при слабо контролируемых режимах сжигания, что, в совокупности с небольшой высотой труб, приводит к интенсивному загрязнению городской территории.

В загрязнение атмосферы областного центра существенный вклад вносят отопительные предприятия г. Ангарска. При этом доля газообразных токсичных выбросов, достигающих г. Иркутска, составляет почти треть от общего объема вредных веществ, поступающих от теплоэнергетических предприятий [Воробьева, Коновалова, 1998]. В таблице 3.3 представлены содержания урана и тория в золах углей Азейского месторождения ТЭЦ городов Иркутска и Ангарска [Информационный отчет..., 1991].

Таблица 3.3. Содержание урана и тория в золах углей Азейского месторождения ТЭЦ гг. Ангарск и Иркутск, г/т

Наименование объекта	U	Th
ТЭЦ-1	14	31

Продолжение таблицы 3.3.

ТЭЦ-9	4	9
ТЭЦ-10	13	28
Ново-Иркутская ТЭЦ	13	40
Золоотвал НИ ТЭЦ	15	25

Кроме выбросов ТЭЦ – значимого промышленного источника поступления радиоактивных элементов в окружающую среду, весомый вклад вносит непромышленное сжигание угля в частном секторе городов. Специфичная география региона создает антициклонные погодные условия: застой воздуха в орографических понижениях, слабые ветра определяют высокий потенциал загрязнения атмосферы, особенно в течение холодного периода года, когда выбросы предприятий топливно-энергетической промышленности наиболее интенсивны. Максимальная пылевая нагрузка установлена в г. Иркутске еще с 1993 г. Причем мелкие котельные, работающие без очистки, вносят наибольший вклад в загрязнение окружающей среды, в то время как крупные ТЭЦ, несмотря на большой объем потребляемого угля, дают более широкое по площади, но менее интенсивное загрязнение.

Стоит отметить, что снежный покров также является индикатором состава атмосферных выбросов, отражая влияние продуктов техногенеза. Уран на исследуемой площади г. Иркутска определяется не только в почвенном, но и снежном покрове городской территории. Проведенной в 1990-х гг. снегогеохимической съемкой масштаба 1:50000, аномальные его концентрации до  $5-30 \cdot 10^{-5}$  мг/л (5-30 фонов) обусловлены работой топливно-энергетического комплекса и мелких котельных. Ореолы урана в снеговой воде цепочкой развиваются в меридиональном направлении и распространяются на город ( $5-10^{-5}$  мг/л, 4,5-9 фонов) и прилегающие садоводческие участки ( $1-20 \cdot 10^{-5}$  мг/л, 1-18 фонов). [Отчет., 1993]. Повышение содержания урана в снеговой воде г. Ангарска отмечается только в восточной части города вблизи нахождения предприятий нефтехимической компании, при этом почвенный покров в этом районе в отношении урана остается фоновым.

Российскими и зарубежными исследователями [Artamonova, 2016; Таловская, Язиков и др., 2016; Voutsas et al., 2002; Charro et al., 2013; Cineli et al., 2017] отмечается обогащение снеговой воды и почвы U и Th вокруг нефтегазоперерабатывающих предприятий, нефтяных и угольных теплостанций, что свидетельствует об аэротехногенном поступлении радионуклидов при использовании и переработке нефти и газа.

## **ГЛАВА 4. Радиогеохимические особенности почв города Иркутска**

### **4.1. Геохимическая характеристика фоновых участков**

Верхний аккумулятивный слой почвенного покрова (горизонт  $A_1$ ) является важным компонентом окружающей среды и депонентом уровня загрязнения.

В пределах городских агроландшафтов верхний слой почвы, как правило, подвержен интенсивному антропогенному преобразованию, в связи с чем найти фоновый участок в черте города не представляется целесообразным. Территория г. Иркутска не является исключением, причем в направлении от центральной части города к периферии степень преобразования уменьшается.

В центральной части города в связи со строительством современных многоэтажных жилых кварталов, прокладкой асфальтированных дорог, автомагистралей происходит перестройка почвенного покрова вплоть до полного его уничтожения и формирования техногенных поверхностных образований. Более того, центр города представляет собой единый транспортно-селитебный ареал, отличающийся от периферийных участков длительным периодом накопления поллютантов промышленного и транспортного генезиса вследствие затрудненного стока воздушных масс, защищенных зданиями и типом котловинного рельефа от рассеивания токсикантов по периферии городских площадей. На территории Иркутска отмечаются частые скопления абиотических наносов антропогенного происхождения, представленные строительным мусором, промышленно-бытовыми отходами, в результате чего в почвенном покрове городской территории интенсивно проявлены процессы деградации. Деградация почв отмечается во всех административных районах города. Таким образом, выбор фоновых участков в пределах городской территории крайне сложен и не является корректным.

Как правило, критерием оценки загрязнения почвы принимается предельно допустимое количество (ПДК) загрязняющего вещества, а в случае его отсутствия, как, например, для тория и урана, – сравнение уровней загрязнения с фоновыми или с почвенными кларками. Кроме того, в качестве фонового



уровня используется региональный средний уровень [Методические..., 1987], а при его отсутствии – медианные значения, высчитанные из выборки элементов в изучаемых наблюдениях [Гребенщикова, 2008].

Наиболее часто о фоновом содержании химических веществ судят по составу почв фоновых территорий, удаленных от локальных источников загрязнения на 50-100 км [Волгин, 2011].

Фоновое содержание химического элемента – уровень содержания химического вещества, сравнение с которым позволяет обнаружить превышение его в аналогичных объектах (почвах, растениях) под влиянием антропогенных факторов; является важным показателем, с помощью которого можно оценить характер естественных геохимических процессов и степень их антропогенного изменения.

Фоновое содержание урана и тория и других радиоактивных элементов в природных почвах России приводится в работах А.П. Виноградова [1956]; Н.Д.М Bowen [1979]; Ю.Е. Саета [1990]; Н.А. Рослякова, В.П. Ковалева, Ф.В. Сухорукова и других [1996]; В.В. Иванова [1997]; Л.П. Рихванова [1996, 2009]. В 1991 – 1994 гг. Институтом геохимии СО РАН была проведена мелкомасштабная геохимическая съемка Байкальского геоэкологического полигона, в результате которой получены оценки, в том числе, и фонового содержания радиоактивных элементов в почвах [Коваль и др., 2000].

Данных о фоновом содержании естественных радионуклидов в почвах мало. Это связано с тем, что масштабные исследования радионуклидов в почвах начались уже после загрязнения окружающей среды, в результате испытаний ядерного оружия, техногенных аварий [Мингареева, 2012].

В данной работе в качестве возможного фонового участка почвенного покрова для исследований были выбраны территории, расположенные в окружении г. Иркутска и лишенные антропогенной нагрузки (рис. 4.1).

Почвы в окружении города представлены, в основном, серыми лесными, отобранные на целинных участках с минимальными углами наклона (2-5°).

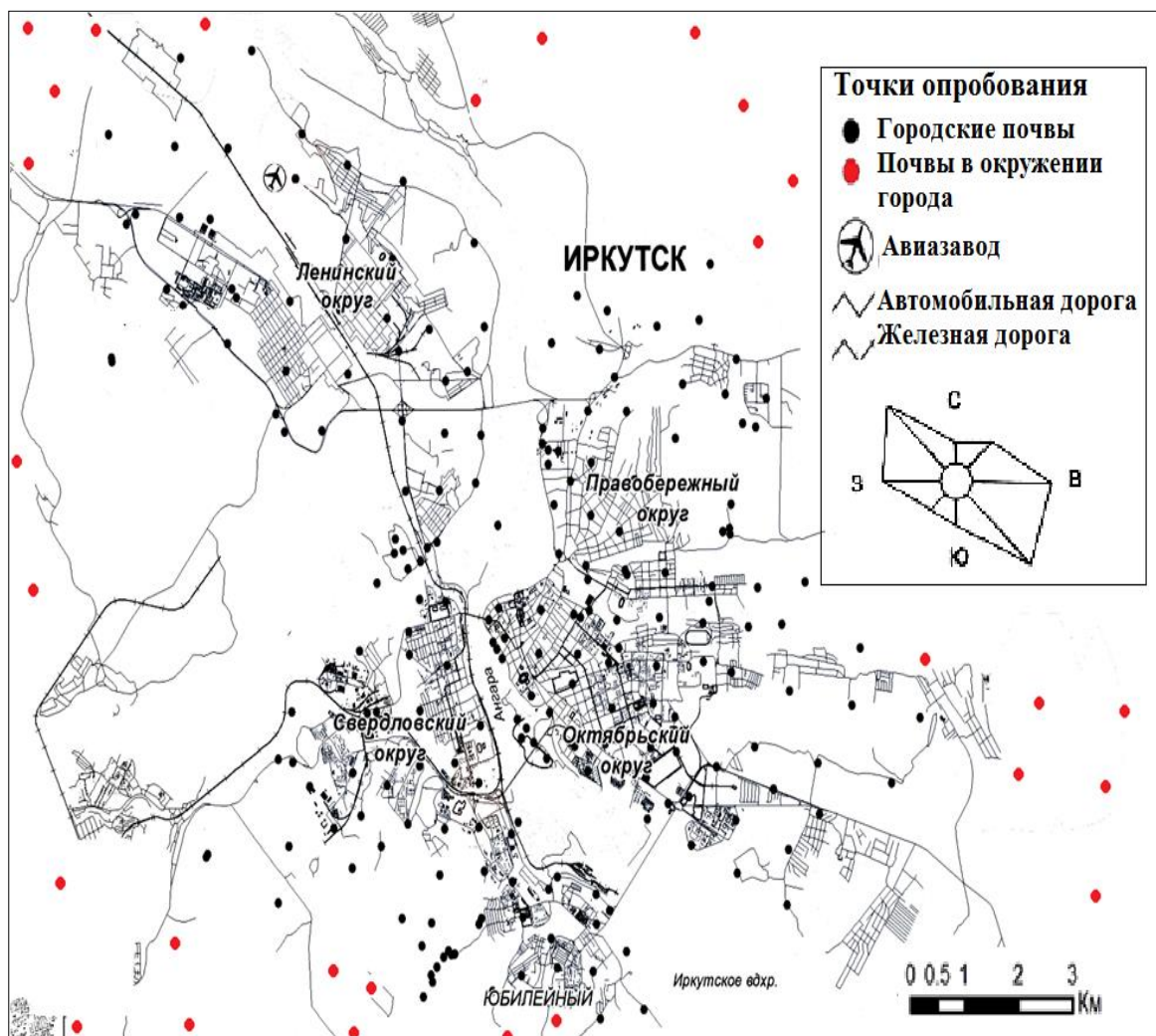


Рис. 4.1. Схема расположения точек пробоотбора аккумулятивного горизонта почвенного покрова в окружении г. Иркутска

Следует отметить, что территории пахотных земель, дачных и садовых участков исключены из расчетов фоновых содержаний урана и тория, поскольку аграрная деятельность, особенно применение фосфорных и калийных удобрений, вносит определенный вклад в повышение концентраций радиоэлементов в почвах.

В общей сложности из поверхностного аккумулятивного горизонта  $A_1$ , исключая лесную подстилку, методом конверта был отобран 31 почвенный образец. Полученные результаты были подвергнуты статистической обработке.

Основные статистические характеристики содержания тория и урана, а также измерения значений уровня МЭД гамма-фона в почвенном покрове выбранных в качестве фоновой территории участков описаны в таблице 4.1.

Таблица 4.1. Некоторые статистические параметры радиоэлементов (мг/кг, метод РФА) и уровня МЭД (мкЗв/ч) гамма-излучения фоновых участков, расположенных в окружении г. Иркутска

Параметр n=31	Th	U	Th/U	МЭД
Минимум	5,0	1,2	3,0	0,12
Максимум	9,9	2,7	5,0	0,21
Среднее	8,4	2,0	4,6	0,15
Стандартная ошибка	0,2	0,1	0,1	0,004
Медиана	8,8	1,8	4,9	0,15
Стандартное отклонение	1,1	0,3	0,7	0,02

Как видно из таблицы 12, концентрации радиоэлементов не высокие; вариации содержаний тория изменяются от 5 мг/кг до 9,9 мг/кг при среднем 8,4 мг/кг; урана – от 1,2 мг/кг до 2,7 мг/кг при среднем 2,0 мг/кг. Значения отношения Th/U преимущественно находятся на уровне регионального значения – 3,0 – 5,0 единиц. Значения уровня МЭД гамма-излучения колеблются от 0,12 мкЗв/ч до 0,21 мкЗв/ч при среднем 0,15 мкЗв/ч, что соответствует среднемесячной величине уровня МЭД по всей территории Иркутской области [Государственный..., 2012].

Результаты сопоставления содержания тория и урана, по данным различных авторов, в естественных почвах г. Иркутска и Байкальского полигона, кларки почв, а также вариации фоновых значений природных почв территорий Западной Сибири приведены в таблице 4.2.

Таблица 4.2 .Сравнительная характеристика содержаний тория и урана (мг/кг) в почвах верхнего горизонта различных территорий

Территория	Элементы	
	Th	U
	<u>min/max*</u> X <sub>med</sub>	<u>min/max*</u> X <sub>med</sub>
Локальный фон природной почвы г. Иркутска, [Грицко, Гребенщикова, 2013]	<u>5,0/11,6</u> 9,3	<u>1,2/3,6</u> 2,0

Продолжение таблицы 4.2.

Параметры почвенного покрова в окружении г. Иркутска	$\frac{5,0/9,9}{8,8}$	$\frac{1,2/2,7}{2,0}$
Региональный фон в почвах Байкальского региона [Гребенщикова, 2008]	6,06-6,26	1,9-2,01
Кларк для почв, мг/кг		
Виноградов, [1957]	13	1,0
Малюга, [1984]	6,0	1,0
Bowen, [1979]	9,0	2,0
Западная Сибирь [Экогеохимия..., 1996]	9,4-10,3	1,0-2,0
Значения, принятые в работе в качестве фоновых	8,8	1,8

\*Примечание:  $\min/\max/X_{med}$  – минимальное / максимальное содержание / медиана

Следует отметить, что фоновые значения рассчитывались также методом многомерного поля (МП) и составили для тория – 9 мг/кг, для урана – 2,0 мг/кг; значение уровня МЭД составило 0,15 мкЗв/ч.

Точки пробоотбора так называемой «природной фоновой почвы» на территории г. Ангарска находились вдали от шоссейных дорог, пешеходных троп, построек, мест, используемых для свалок и т.п.; опробование проводилось по соседству с полями на целинных участках (луг, лес) или на залежных, старопахотных, расположенных в основном на горизонтальных поверхностях или на выположенных участках склонов с минимальными углами наклона (от 1-2° до 5°), т.е. там, где поверхностная миграция радионуклидов за счёт вымывания либо привноса с атмосферной и паводковой водой отсутствует или минимальна [Сухоруков, 2000]. В целом, в пригороде было отобрано 15 почвенных образцов, числовые характеристики которых приведены в таблице 4.3.

Таблица 4.3. Содержание тория (мг/кг), урана(мг/кг), их отношение и величина МЭД(мкЗв/ч) гамма-изучения на фоновых участках территории г. Ангарска

Территория	Th, min-max	U, min-max	Th-U	МЭД	Кол-во проб
Пригород Ангарска	5,8-8	1,0-1,4	2,6-3,1	0,11-0,18	15

## 4.2. Распределение радиоактивных элементов в почвах г. Иркутска

### 4.2.1. Торий

По результатам проведенных исследований, городские почвы Иркутска характеризуются содержаниями тория от 5 до 27,4 мг/кг при среднем значении 9,4 мг/кг. Фоновое содержание составляет 8,8 мг/кг (табл. 4.4).

Сравнивая площадное распределение тория по административно-территориальному делению, следует отметить, что почвенный покров Правобережного и Ленинского округов выделяется повышенными значениями радиоэлемента.

Таблица 4.4. Содержание тория в почвах г. Иркутска, мг/кг (данные РФА)

Территория		Th	Кол-во проб
		$\frac{\text{min/max}}{m}$	
г. Иркутск		$\frac{5/27,4}{9,4}$	217
Административно-территориальное деление (округа)	Ленинский	$\frac{5,3/14}{8,4}$	49
	Правобережный	$\frac{7,7/27,4}{10,5}$	60
	Свердловский	$\frac{5,9/10,6}{8,8}$	45
	Октябрьский	$\frac{6/11,1}{9}$	32
Фон (почвы в окружении города)		8,8	31

*Примечание:  $m$  – среднее значение;  $\text{min}$  – минимальное значение;  $\text{max}$  – максимальное значение.*

Часть Правобережного округа, характеризующаяся повышенными значениями тория, относится к территории частного сектора предместья Рабочее, включающей мелкие предприятия местной промышленности; в Ленинском округе повышенные содержания отмечаются вблизи взлетной полосы ИАЗ (Иркутский авиазавод), а также в почвах поселка им. Горького (Селиваниха).

Максимальные содержания тория сконцентрированы в северо-восточной части города Иркутска в промышленной части Правобережного округа, а именно: территория вблизи дислокации военной базы микрорайона Зеленый – 27,44 мг/кг; местность возле предместья Радищево–16,94 мг/кг (рис. 4.2).

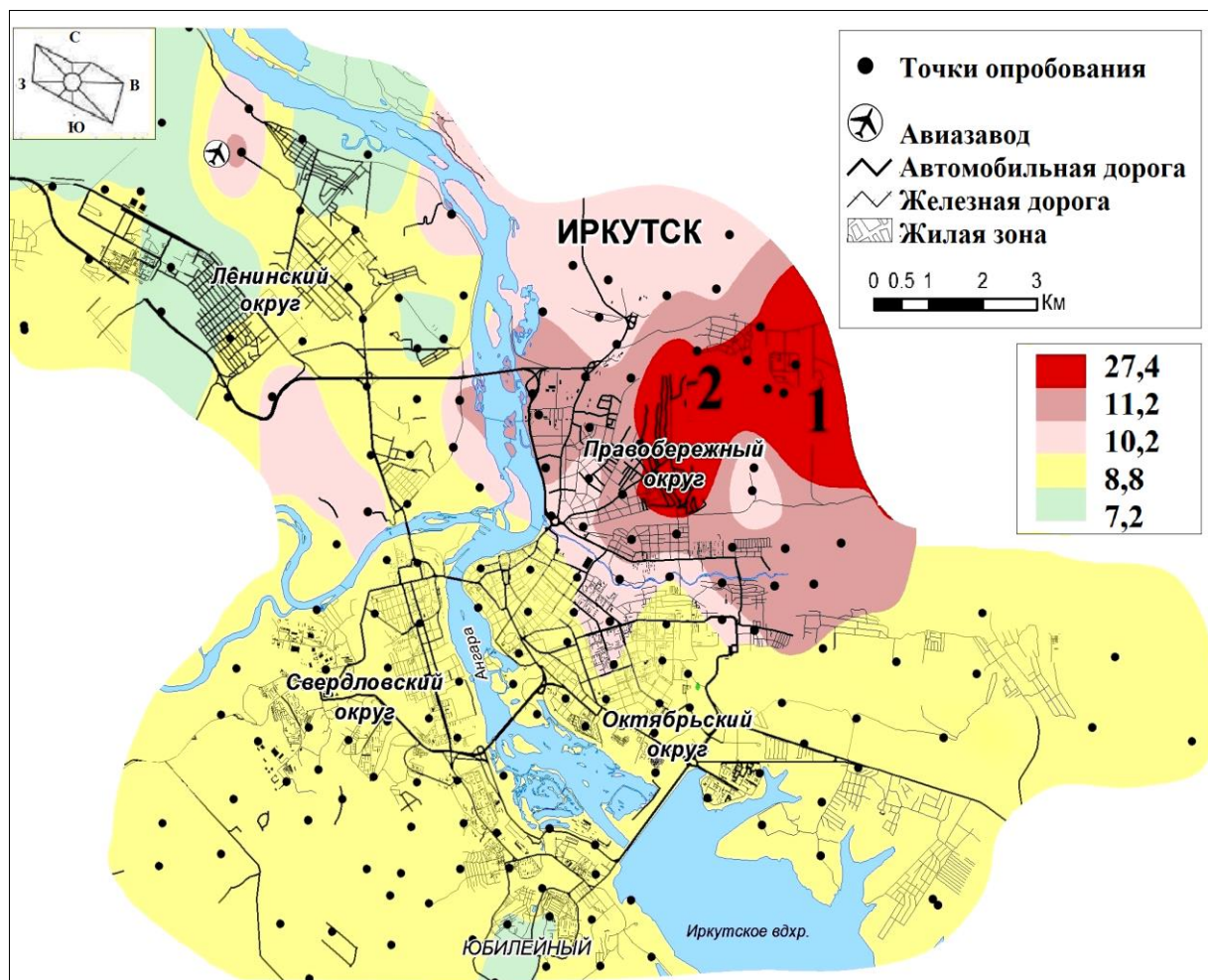


Рис. 4.2. Схема пространственного распределения валового содержания Th (мг/кг) в почвенном покрове г. Иркутска и окрестностей; 1 – территория военной базы микрорайона Зеленый, 2 – территория предместья Радищево

Согласно работе А.В. Кудельского, А.П. Стародубова и др. [1997] исследованиями, выполненными на военных базах различных стран (Венгрия, Германия, Чехия и Словакия, Литва, Украина и др.) установлено, что экологическая обстановка в районах их дислокаций обычно не соответствует нормам природопользования и проживания населения. Почвенный покров и подземное пространство загрязнены тяжелыми металлами, боевыми отходами, высокотоксичными веществами и радионуклидами.

На территории исследуемой военной базы м-на Зеленый опробованию в нескольких точках подвергся и верхний почвогрунт, содержащий, в основном, насыпной мелкозернистый обломочный материал, содержания Th в котором оказались аналогично высокими (23 – 27 мг/кг).

Повышенные содержания Th на одном из дачных участков садоводства «Союз учителей» Куйбышевского района Правобережного округа 17,0 – мг/кг – обусловлены, вероятно, внесением в почву удобрений, поскольку источником привноса во внешнюю среду изучаемого элемента, является широкое применение фосфорных удобрений [Алексахин и др., 1992].

Фоновые содержания тория (8,8 мг/кг), обнаруженные, главным образом, в серых лесных почвах, под сосновыми и березовыми разнотравными лесами, луговыми степями, сосредоточены преимущественно на юго-западной и юго-восточной окраинах города, в Свердловском и Октябрьском административных округах. Данные содержания радиоэлемента зафиксированы на территориях садоводческих товариществ, лесных угодий, полей, лишенных источников привноса повышенных содержаний тория.

#### 4.2.2. Уран

По результатам проведенных исследований, городские почвы Иркутска характеризуются содержаниями урана от < 1 до 44,9 мг/кг при средней величине 3,5 мг/кг; так называемые природные почвы в окружении города содержат от 1,2 до 2,7 мг/кг при среднем значении 2,0 мг/кг. Фоновое содержание составляет 2,0 мг/кг (табл. 4.5).

Таблица 4.5. Содержание урана в почвах г. Иркутска, мг/кг (данные РФА)

Территория	U	Кол-во проб
	$\frac{\text{min/max}}{m}$	
г. Иркутск	$\frac{0,5/44,9}{3,5}$	217

Продолжение таблицы 4.5.

Административно-территориальное деление (округа)	Ленинский	$\frac{0,5/23,3}{3,6}$	49
	Правобережный	$\frac{0,5/18,2}{4,2}$	60
	Свердловский	$\frac{1/4,6}{2,6}$	45
	Октябрьский	$\frac{0,8/44,9}{5}$	32
Фон (почвы в окружении города)		1,8	31

Примечание:  $t$  – среднее значение;  $min$  – минимальное значение;  $max$  – максимальное значение

В Ленинском округе максимальными значениями элемента отмечается территория размещения Иркутского авиационного завода (ИАЗ) и расположенная неподалеку угольная котельная. Почвенный покров о-ва Юность в Октябрьском округе отмечается высокими значениями урана. Часть Правобережного округа, характеризующаяся относительно повышенными значениями радиоэлемента относится к промышленным предместьям Рабочее и Марата.

Максимальные концентрации урана проявились в виде четырех небольших по площади локальных участков, хаотично расположенных по городу Иркутску (рис. 4.3) – в Ленинском округе в районе Иркутска-II: вблизи взлетной полосы Иркутского авиазавода (23,3 мг/кг) и возле ТЭЦ, работающей на угле (15,8 мг/кг); в Правобережном округе на территории частного сектора предместья Марата (15,4 мг/кг); в центре города на острове Юность возле детской железной дороги – (44,9 мг/кг). Еще в 1989-1990 гг. при радиометрическом обследовании городов Иркутский Авиационный Завод был признан значимым радиоактивным загрязнителем города вследствие расположения на его территории многочисленных предметов – источников ионизирующего излучения – в основном, детали самолетов с радиоактивной краской, радиоизотопные датчики типа РИО-3, которыми оборудованы практически все воздушные суда [Отчет..., 1991].



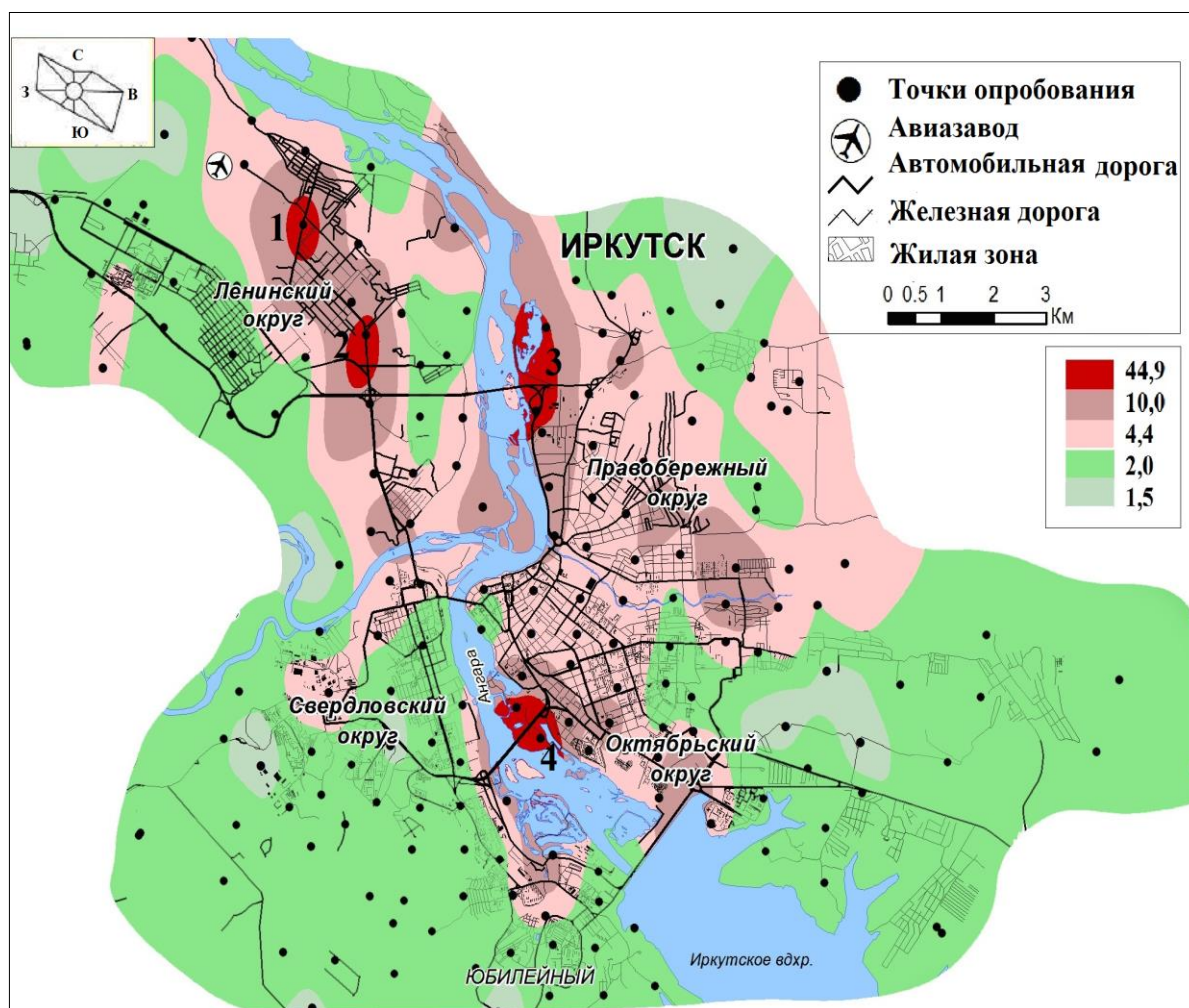


Рис. 4.3. Схема пространственного распределения валового содержания U (мг/кг) в почвенном покрове г. Иркутска и окрестностей; 1 – территория Иркутского авиазавода, 2 – ТЭЦ, 3 – территория предместья Марата, 4 – о. Юность

Повышенные содержания урана в пробах территории предместья Марата, обусловлены, вероятно, местным привносом загрязняющих веществ. Проба взята непосредственно на газоне автозаправочной станции возле рынка строительных материалов «Покровский» – территория замусорена промышленными и бытовыми отходами, а также испытывает негативное влияние автотранспорта.

Согласно Л.П. Рихванову [1997], загрязнение может также происходить в результате отсыпки дорог шлаками с повышенным содержанием урана и тория, как производимыми на территории, так и привозимыми извне. Загрязнение участка территории Детской железной дороги, вероятно, произошло в результате отсыпки дороги щебнем, производимым на Ангасольском

щебеночном заводе в поселке Ангасолка Иркутской области, с повышенным содержанием, преимущественно, урана.

Ангасольский щебеночный завод – одно из крупных горнодобывающих предприятий – находится вблизи оз. Байкал. Разрабатываемый карьер расположен на юго-восточном склоне хребта, обращенного к поселку Ангасолка. Большинство разновидностей пород южного выхода фундамента Сибирской платформы, (где и находится Ангасольский карьер), характеризуются повышенным содержанием радионуклидов [Скворцов, Чурсин и др., 2007].

Для получения щебня на заводе разрабатываются породы гранодиоритового состава, от которых образуются отходы. Предприятие производит щебенку для балластировки железнодорожного пути и снабжает продукцией Восточно-Сибирскую железную дорогу – филиал ОАО «РЖД». Анализу подвергся также и сам насыпной материал (щебень), в котором содержания урана оказались аналогично высокими (20-27 мг/кг).

Следует отметить, что мелкие котельные промышленных предприятий и частного сектора, работающие на углях, безусловно, вносят вклад в радиоэкологическую обстановку в городе Иркутске, негативное влияние которой возрастает в зимний отопительный сезон. В частности, деятельность угольных предприятий может оказаться причиной формирования техногенно усиленного радиационного фона на значительных участках местности, в результате извлечения угля из недр Земли. Вместе с углем извлекаются естественные радионуклиды, их концентрирование происходит в золошлаковых отходах и газовой-аэрозольных выбросах теплоэлектростанций. При всей неравномерности распределения естественных радионуклидов отчетливо проявлены их более высокие удельные активности в иркутских углях [Обухова, 1989]. Содержание естественных радионуклидов в углях Иркутского бассейна варьирует достаточно широко (табл. 4.6), но проявляется тенденция накопления в углях именно родоначальных радионуклидов, как например,  $^{238}\text{U}$ . Уран, в целом, характеризуется как углефильный элемент. В то время как  $^{232}\text{Th}$

накапливается менее эффективно, поэтому  $\text{Th/U}$  приближается к единице [Адмакин, 2004].

Таблица 4.6. Естественные радионуклиды в углях Иркутского бассейна, Бк/кг

Зольность, $A^d$ , %	$^{232}\text{Th}$	$^{238}\text{U}$	$\text{Th/U}$
25,0	6,875	6,851	1,0
38,2	14,49	13,540	1,1

Повышенными относительно фоновых содержаниями урана (9,8 мг/кг) и тория (10,1 мг/кг) примечательна также территория возле Ново-Иркутской ТЭЦ (Н-И ТЭЦ) ОАО «Иркутскэнерго». Причем на Н-И ТЭЦ приходится почти 44 % от валового количества выбросов всех источников теплоэнергетики [Аргучинцева, Годвинская, Ахтиманкина, 2011]. Н-И ТЭЦ специализируется на потреблении каменных углей Восточной Сибири, кларк урана для золы которых составляет  $15 \pm 1$  мг/кг [Юдович, Кетрис, 2006]. Тем не менее, за счет соответствующей очистки и большой высоты труб, Н-И ТЭЦ загрязняет атмосферу значительно меньше в отличие от большинства мелких котельных, расположенных на территории частного сектора города, работающих на угле [Отчет..., 1991].

В таблице 4.7 представлен химический состав золы каменных углей, используемых в настоящее время для промышленного сжигания на иркутских ТЭЦ [Кузнецов, Гребенщикова, Айсуева, 2013].

Таблица 4.7. Содержание урана и тория в золе каменных углей, мг/кг

Параметр	Уран	Торий
Пределы колебаний	9 – 22	18 – 65
Среднее содержание	13	37
Медиана	12	33
Стандартное отклонение	5	18
Кларк (Юдович, Кетрис, 2006)	$15 \pm 1$	$23 \pm 1$

Согласно выводам, сделанным Я.Э. Юдовичем и М.П. Кетрис [2006], сжигание углей с околочларковыми содержаниями урана создает потенциальную возможность его эмиссии с наиболее тонкой фракцией уноса, однако не представляет радиационной опасности в отличие от сжигания ураноносных углей.

Фоновое и ниже его содержания в почвенном покрове города концентраций урана, занимающих более половины рассматриваемой площади города, рассредоточены, преимущественно, по окраинам города, на дачных, садовых участках и сельскохозяйственных земельных угодьях. Так как на данных территориях происходит ежегодное перепахивание, что приводит к частичному естественному выносу радиоактивных изотопов с продуктами сельского хозяйства или миграции на более глубокие почвенные горизонты.

Примечательно, что повышенными значениями, как урана, так и тория, характеризуется почвенный покров газонов некоторых автозаправочных станций, расположенных в черте города. Аккумулятивный горизонт исследуемых газонов в большинстве случаев содержит примеси техногенного происхождения. В целом, содержание урана в почвах значительно уступает содержанию тория. Уран менее распространен в земной коре, торий менее подвижен и почти полностью сорбируется при взаимодействии почв с растворами. Th образует нерастворимые комплексные соединения с органическими компонентами почвы [Егорова и др., 2007].

Стоит отметить, что повышенные значения содержаний исследуемых радиоактивных элементов зафиксированы не только в почвенном, но и снеговом покрове около мест расположения автозаправочных станций рядом с интенсивными транспортными магистралями (0-50 м. от них) в городе Иркутске [Гребенщикова, Акимова и др., 2009].

#### **4.2.3. Торий-урановое отношение**

Величина торий-уранового отношения (Th/U) – важный оценочный показатель состояния почв. В почвах, не подверженных интенсивному

техногенному воздействию, этот показатель для большинства генетических типов почв различных природно-климатических зон в отдельных странах и континентах на уровне 3-5 единиц [Рихванов, 2009], что соответствует нормальному отношению тория к урану в большинстве типов геологических образований [Смыслов, 1974]. Для почв Мира этот показатель изменяется в пределах от 1,0 до 3,3, а в среднем для земной коры равен 1,2 [Смыслов, 1974; Титаева, 1992].

Результаты проведенного исследования показали, что соотношение Th/U в почвенном покрове исследуемой территории преимущественно находится на уровне регионального значения – 3,5 – 5 (рис. 4.4). В основном это урбанизированные территории города, зоны массовой жилой застройки.

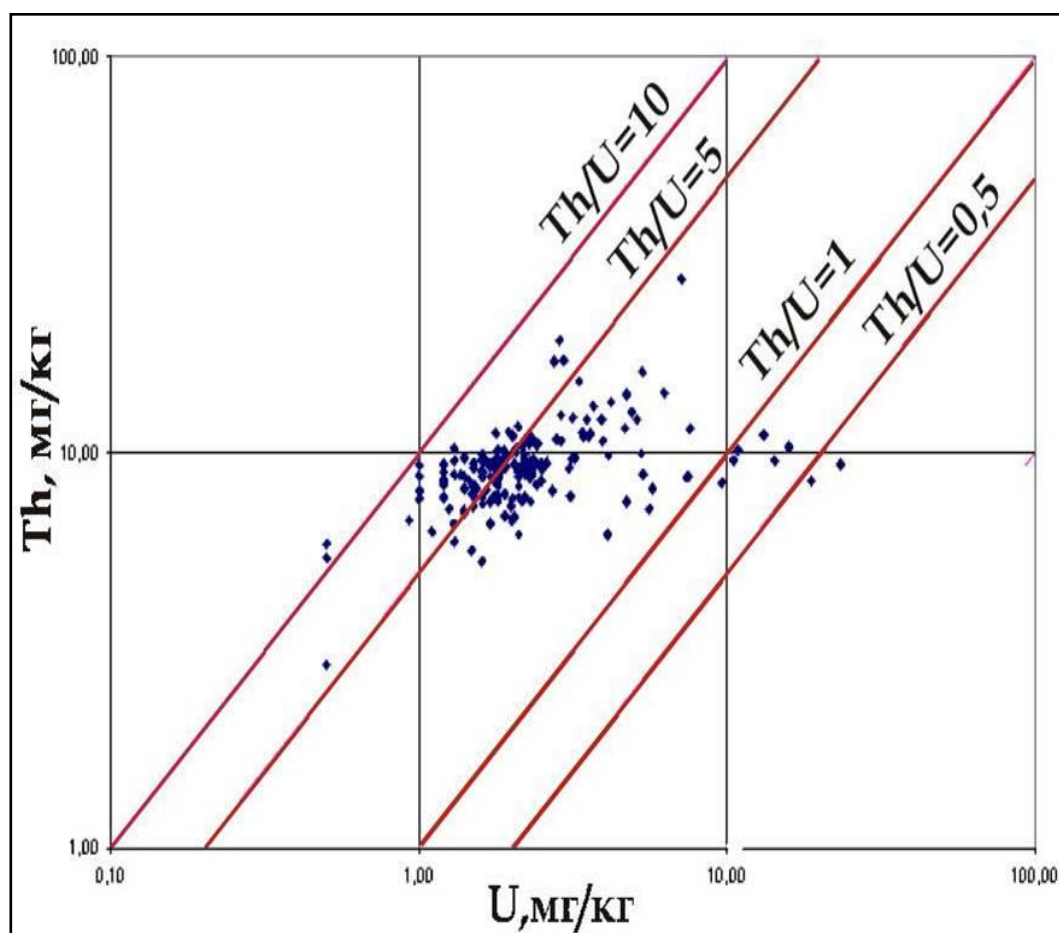


Рис. 4.4. Схема распределения содержаний Th и U относительно их отношения в почвах г. Иркутска и его периферийных площадей

Радиогеохимическая типизация почв территории исследований по торий-урановому отношению позволила выделить несколько областей,

характеризующихся специфическими особенностями содержания радиоактивных элементов в почвенном покрове. В зонах влияния промышленных предприятий, территорий частного сектора с большим числом мелких котельных установлены локальные участки, почвы которых характеризуются Th/U отношением менее 3 единиц (урановая природа), главным образом проявившиеся около территории Иркутского авиазавода, предместья Марата, а также на о. Юность – территория детской железной дороги (рис. 4.5).

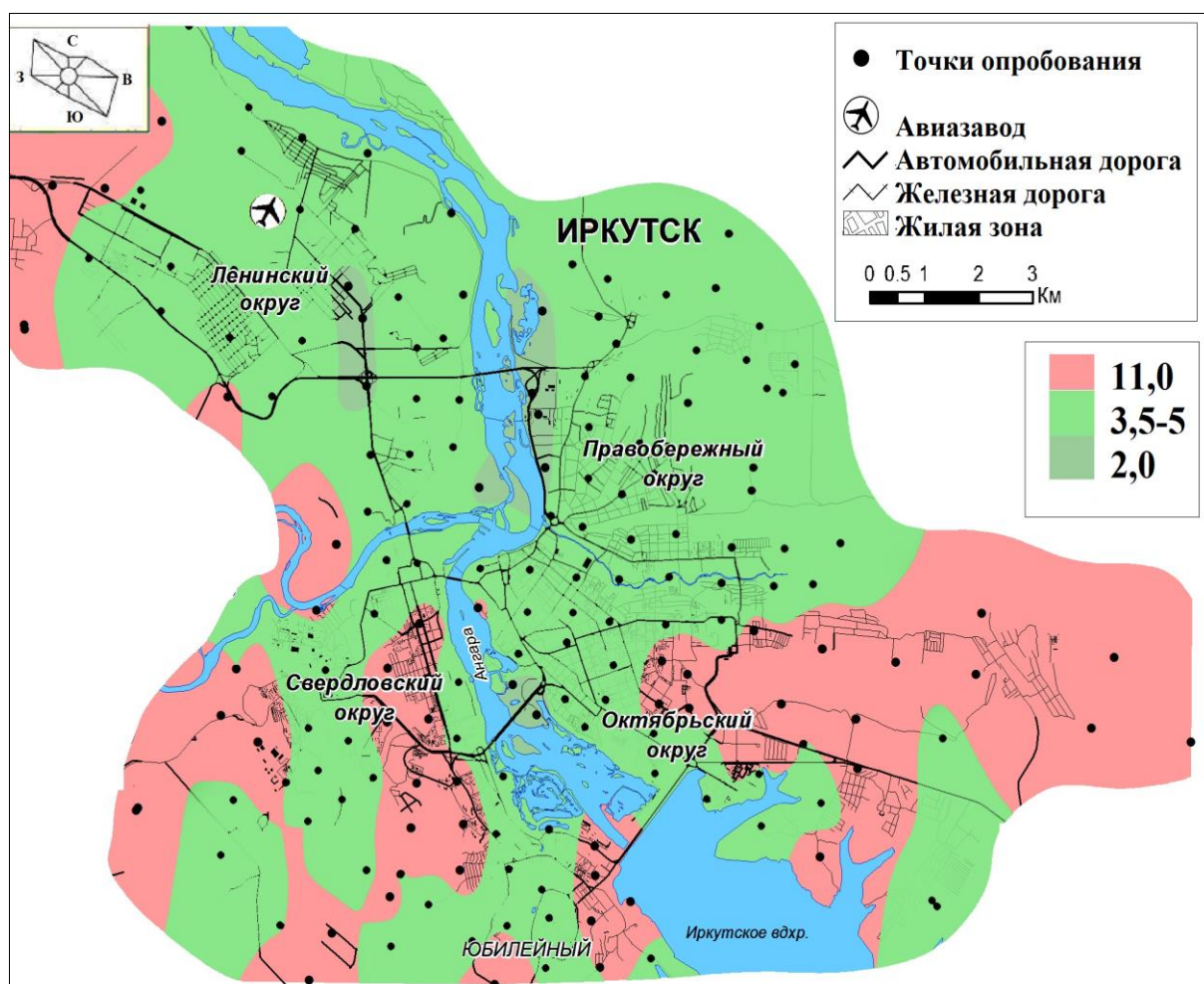


Рис. 4.5. Th/U отношение в почвах г. Иркутска и окружения

Окраины города, дачные участки, сельскохозяйственные угодья, расположенные на значительном расстоянии от крупных промышленных источников, характеризуются Th/U отношением более 5 единиц (ториевая природа). Наиболее повышенные (5 – 11) значения Th/U отношения выявлены на окраинах Ленинского, Октябрьского и Свердловского округов. Данные

территории представляют собой пахотные угодья, садоводческие участки, луговые равнины и леса.

Таким образом, полученные результаты распределения валового содержания Th и U в аккумулятивном горизонте почв и почвогрунтов города Иркутска и периферийных площадей свидетельствуют о широкой распространенности и изменчивости содержаний исследуемых радиоэлементов, которые иногда превышают значения регионального фона.

На территории города выявлены локальные очаги повышенных содержаний радиоэлементов в почвенном покрове, приуроченные к различным предприятиям, что связано со спецификой их деятельности. Повышенные относительно фоновых значений содержания исследуемых элементов зафиксированы в соответствии с преобладающим направлением «розы ветров» с северо-запада на юго-восток; фоновые значения содержаний элементов – на окраинах города.

Наиболее загрязнены промышленная часть Правобережного округа (предместье Марата), центральная часть города, Ленинский район (Ново-Ленино, Иркутск-II).

Соотношение Th/U в почвенном покрове исследуемой территории, в основном, находится на уровне регионального значения – 3,5 – 5 единиц (смешанная природа). Тем не менее, зафиксированы как «положительные» – 5 - 11 единиц; так и «отрицательные» – менее 3; значения относительно регионального уровня, свидетельствующие о том, что иногда происходит нарушение природного равновесия и проявляется наличие техногенной нагрузки.

#### **4.3. Мощность эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения**

Повышенные содержания естественных радиоактивных элементов в почвах и породах оказывают существенное влияние на живые организмы, что можно охарактеризовать таким показателем, как мощность эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения (МЭД). Территории Байкальского региона,

сопряженные с таежными и горно-таежными ландшафтами и характеризующиеся широким развитием осадочных и кислых магматических формаций с высоким содержанием естественных радионуклидов, по величине уровня МЭД относятся к зонам умеренной (0,07 – 0,15 мкЗв/ч) и повышенной (0,10 – 0,14 мкЗв/ч) природной радиации [Высокоостровская и др., 1996]. В целом, региональным фоновым значением уровня МЭД в Прибайкалье можно считать 0,10 – 0,15 мкЗв/ч [Черняго, Непомнящих, 2008]. На графике (рис. 4.6) приведены количественные результаты среднегодовых величин уровня мощности гамма-фона на территории Иркутской области за период наблюдений, начиная с 1994 по 2011 гг. по данным ежегодных отчетов о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области.

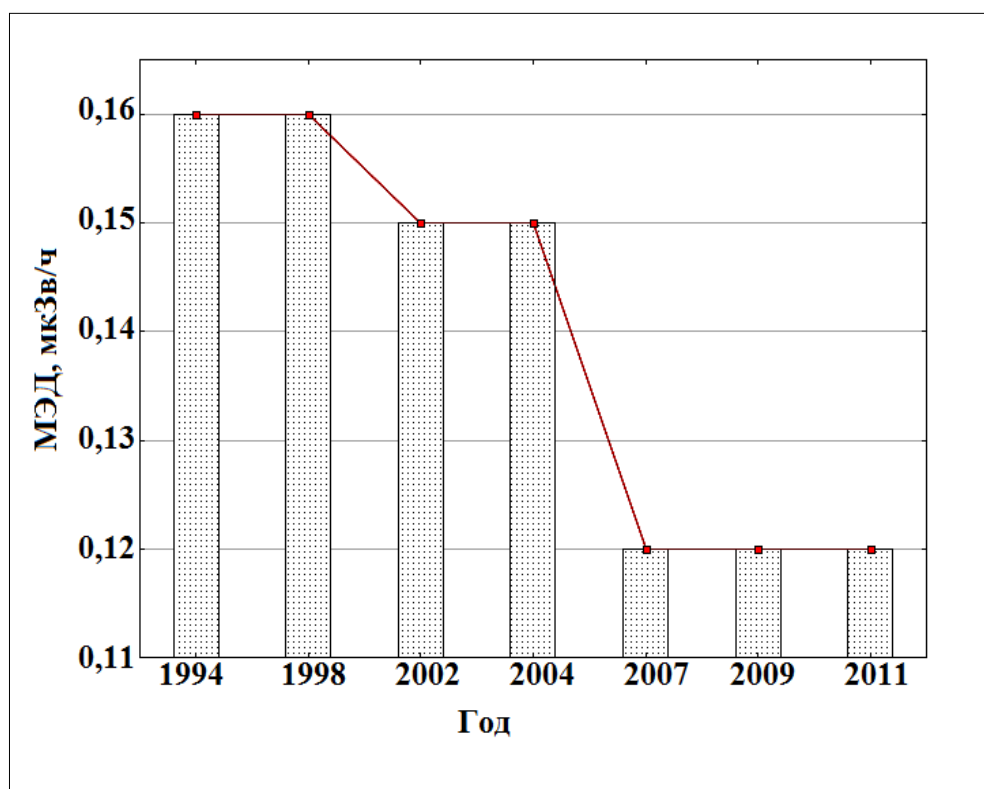


Рис. 4.6. Среднегодовые значения уровня МЭД на территории Иркутской области (1994-2011 гг.)

Согласно проведенным исследованиям, уровень МЭД радиационного гамма-фона по г. Иркутску и его периферии составляет от 0,11 до 0,24 мкЗв/ч (табл. 4.8).



Таблица 4.8. Основные статистические параметры по значению уровня МЭД гамма-излучения почвенного покрова г. Иркутска и пригорода, (мкЗв/ч)

Параметр	Значение
Количество проведенных измерений МЭД	217
Максимальное значение	0,24
Минимальное значение	0,11
Среднее содержание $\pm$ стандартное отклонение	0,15 $\pm$ 0,02
Медиана	0,15

Повышенные значения МЭД гамма-излучения, главным образом, проявились в местах превышения содержания тория и урана: 0,26 мкЗв/ч – напротив взлетной полосы ОАО НПК «Иркут» Иркутского авиазавода, на острове Юность возле детской железной дороги и на территории предместья Марата, представленной в основном частным сектором и мелкой промышленностью (рис. 4.7).

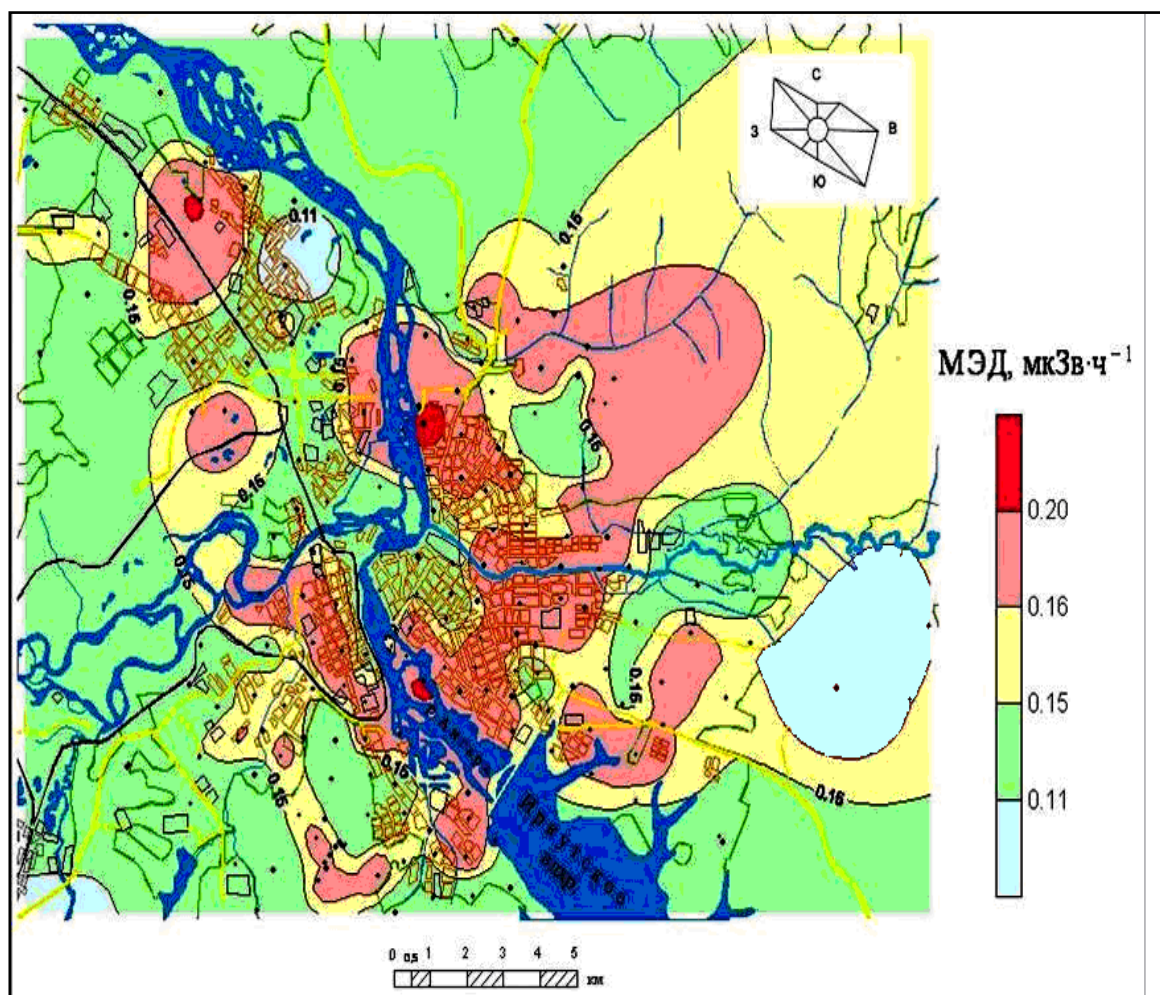


Рис. 4.7. Распределение МЭД гамма-излучения на открытом воздухе на расстоянии 1 м от поверхности земли (территория г. Иркутска и его периферии)

Стоит отметить, что значения уровня МЭД гамма-излучения в различных типах почв г. Иркутска и его окружения незначительно варьирует в своих пределах (табл. 4.9).

Таблица 4.9. Вариации измерений уровня МЭД гамма-излучения (мкЗв/ч) в различных типах почв г. Иркутска и его окружения

Тип почв	МЭД
Дерново-подзолистые	$\frac{0,11 - 0,22^*}{0,15 \pm 0,02}$
Серые	$\frac{0,11 - 0,20}{0,15 \pm 0,02}$
Буроземы	$\frac{0,12 - 0,19}{0,15 \pm 0,03}$
Глеевые	$\frac{0,13 - 0,24}{0,16 \pm 0,03}$
Аллювиальные	$\frac{0,12 - 0,22}{0,16 \pm 0,03}$
Торфяные	$\frac{0,15}{0,15 \pm 0,01}$
Серые-лесные (фоновые)	$\frac{0,12 - 0,21}{0,15 \pm 0,02}$

*\*Примечание: в числителе – пределы вариаций; в знаменателе – среднее содержание и стандартное отклонение*

Естественный радиационный фон гамма-излучения на открытой местности обычно на 30 – 40 % обусловлен радиацией космического происхождения и на 60 – 70 % формируется благодаря присутствию в окружающей природной среде радионуклидов естественного и искусственного происхождения [Черняго и др., 2012].

Мощность дозы гамма-излучения (МД) на открытой местности в малой степени представлена «космической» составляющей (МД<sub>КОСМ</sub>); составляющей мощности дозы от природных излучающих радионуклидов (МД<sub>ЕРН</sub>), а также составляющей мощности дозы гамма-излучения от загрязнения окружающей среды в результате техногенного воздействия (МД<sub>РЗ</sub>):

$$МД = МД_{КОСМ} + МД_{ЕРН} + МД_{РЗ} \quad (3)$$

На большей части обитаемой поверхности суши уровень ионизирующего космического гама-излучения составляет около 0,03 мкЗв/ч (Яблоков, 2009);  $MД_{КОСМ}$  на территории Байкальского региона колеблется на уровне 0,03 – 0,04 мкЗв/ч (Черняго и др., 2012).

Суммарная мощность эффективной дозы для источника естественных гамма-излучающих радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) на высоте 1 м от земной поверхности, равномерно распределенного по всему пространству, определяется формулой:

$$MД_{ЕРН} \text{ (мкЗв/ч)} = (K_{\text{Ra}} * A_{\text{Ra}} + K_{\text{Th}} * A_{\text{Th}} + K_{\text{K}} * A_{\text{K}}) * 10^{-3}, \quad (4)$$

где  $A_{\text{Ra}}$ ,  $A_{\text{Th}}$ ,  $A_{\text{K}}$  – средние удельные активности радионуклидов  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  соответственно, Бк/кг;

$K_{\text{Ra}}$ ,  $K_{\text{Th}}$ ,  $K_{\text{K}}$  – коэффициенты пересчета в дозу, (нЗв/ч)/(Бк/кг);

$10^{-3}$  – множитель для перехода от нЗв к мкЗв.

Стоит отметить, что к суммарной дозе гамма-излучения от естественных радионуклидов следует добавить данные по распространению в почвенном покрове г. Иркутска и его окружения искусственного  $^{137}\text{Cs}$ :

$$MД_{PЗ} = K_{\text{Cs}} * A_{\text{Cs}} * 10^{-3}, \text{ мкЗв/ч} \quad (5)$$

В таблице 4.10 приведены значения коэффициентов пересчета из удельных активностей в дозу, полученные для почв Прибайкалья (Кузнецов, 1996).

Таблица 4.10. Коэффициенты пересчета активностей радионуклидов в мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности земли, (нЗв/ч)/(Бк/кг)

Коэффициент	$K_{\text{Ra}}$	$K_{\text{Th}}$	$K_{\text{K}}$	$K_{\text{Cs}}$
Почвы Прибайкалья	$0,57 \pm 0,03$	$0,85 \pm 0,03$	$0,044 \pm 0,002$	$0,053 \pm 0,003$

По результатам проведенных исследований значение средней удельной активности для  $^{226}\text{Ra}$  составило 26,6 Бк/кг;  $^{232}\text{Th}$  – 35,8 Бк/кг;  $^{40}\text{K}$  – 495,1 Бк/кг и

для  $^{137}\text{Cs}$  – 7,6 Бк/кг. Подставив полученные данные в приведенные выше формулы, получаем:

$$\text{МД}_{\text{ЕРН}} = (0,57 * 26,6 + 0,85 * 35,8 + 0,044 * 495,1) * 10^{-3} = 0,067 \text{ мкЗв/ч} \quad (6)$$

$$\text{МД}_{\text{РЗ}} = 0,053 * 7,6 * 10^{-3} = 0,0004 \text{ мкЗв/ч} \quad (7)$$

$$\text{МД} = 0,03 + 0,067 + 0,0004 = \sim 0,10 \text{ мкЗв/ч} \quad (8)$$

Таким образом, как показывают проведенные расчеты, наибольший вклад в суммарную мощность эффективной дозы внешнего гамма-излучения вносят естественные радионуклиды. МД для территории г. Иркутска и его окружения составляет 0,10 мкЗв/ч, что составляет нижнюю границу регионального фона территории Прибайкалья – 0,10 – 0,15 мкЗв/ч и в 4 раза меньше контрольного уровня, определяющего «аномальность» [Черняго и др., 2012].

Учитывая, что уровень внешнего радиационного фона по г. Иркутску и его окружению составляет 0,10 мкЗв/ч, можно вычислить средний годовой уровень МЭД гамма-излучения:

$$\text{Дэ} = 0,10 \text{ мкЗв/ч} * 24 \text{ часа/сутки} * 31 \text{ день} * 12 \text{ месяцев} = 892,8 \text{ мкЗв/год}; \quad (9)$$

$$892,8 \text{ мкЗв/год} = 0,89 \text{ мЗв/год} \quad (10)$$

Т.к. при расчете мощности поглощенной дозы для гамма-излучения коэффициент относительной биологической активности равен единице, то:

$$\text{Дп} = 0,89 \text{ мЗв/год} \quad (11)$$

Таким образом, средний годовой уровень МЭД гамма-излучения составляет 0,89 мЗв/год, что в 3,4 раз ниже значений, установленных в соответствии с нормами комитета по радиационной защите – 3 мЗв/год (International..., 2009) и в 5,6 раз ниже норм МАГАТЭ – 5 мЗв/год (Калдыбаев, 2010, 2012).

В целом, по результатам исследования можно сделать вывод, что радиационная обстановка на территории г. Иркутска и его окрестностей стабильна; установлены лишь локальные участки превышения значений уровня МЭД гамма-излучения, обусловленные техногенными преобразованиями почвенного покрова.

#### 4.4. Закономерности распределения тория и урана в почвах

Для анализа и сопоставления результатов исследований использовались результаты описательной статистики, величины парной корреляции; проводилась проверка на нормальность распределения элементов в выборке тестами Колмогорова-Смирнова и Хи-квадрат.

Нормальный закон распределения содержания элемента в почвенном покрове г. Иркутска и его периферийных площадей установлен для Th; U характеризуется равномерным распределением элементов (рис. 4.8; 4.9).

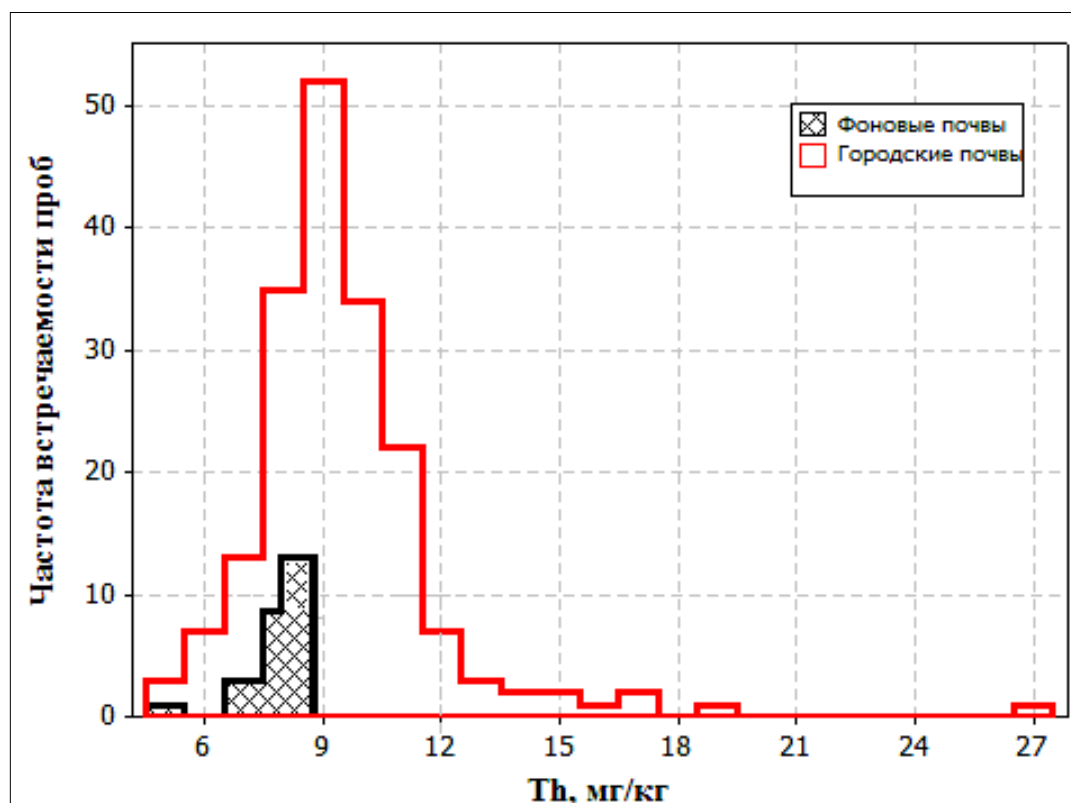


Рис. 4.8. Гистограмма распределения содержания Th в городских и фоновых почвах г. Иркутска и его окружения

Как видно из гистограммы, диапазон наиболее часто встречаемых концентраций тория, характерных для городских почв варьирует от 8 до 10 мг/кг; фоновые почвы характеризуются незначительными пределами наиболее часто встречаемых содержаний тория – 8 – 9 мг/кг. Среди почв городской территории выделяются единичные максимальные значения концентраций тория – 16 – 19 мг/кг, 26 – 28 мг/кг.

На гистограмме частотного распределения урана в городских и фоновых почвах г. Иркутска отражено, что диапазон наиболее часто встречаемых концентраций радиоэлемента в городских почвах составляет от 1 до 5 мг/кг; в почвах окружения города (фоновых) – 1 – 2 мг/кг (рис. 4.9). Выделяются единичные максимальные содержания урана в почвах городской территории (15 – 18 мг/кг; 23 – 25 мг/кг; 44 мг/кг), являющиеся следствием локального загрязнения почв ураном.

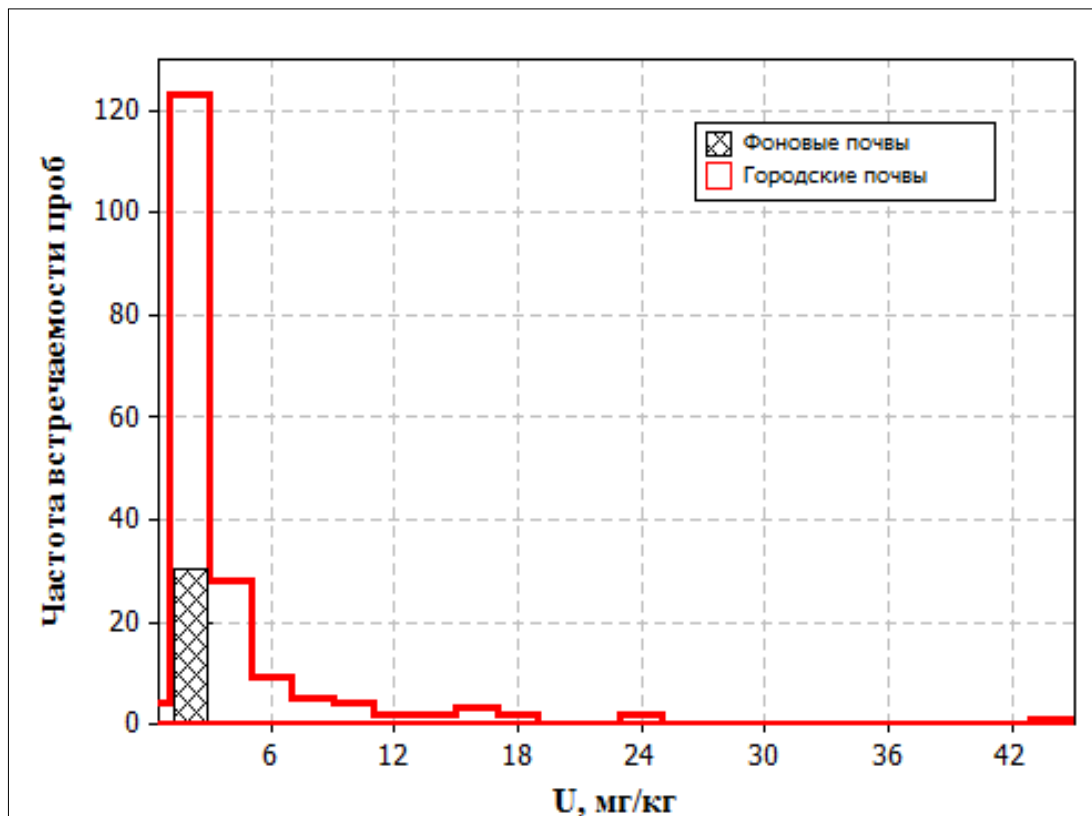


Рис. 4.9. Гистограмма распределения содержания U в городских и фоновых почвах г. Иркутска и его окружения

Вследствие того, что большинство выбросов токсических веществ в городскую среду сосредотачиваются на поверхности почвы, где происходит их постепенное депонирование, которое ведет к изменению химических и физико-химических свойств субстрата, то по результатам распределения U и Th по профилю почвенного покрова, с полной уверенностью можно определить генезис привноса повышенных содержаний радионуклидов.

Исследования показывают, что максимальное количество радионуклидов аккумулируется в гумусовом горизонте почвы на глубине 0-5 см., исключая верхний дерновый слой (рис. 4.10-4.15).

На рисунках наглядно продемонстрированы пробы почвенного материала городской территории, в точках отбора которых обнаружены максимальные содержания исследуемых элементов. Значения рядом с колонками на рисунках, обозначающих содержания тория и урана – средние значения в выборке.

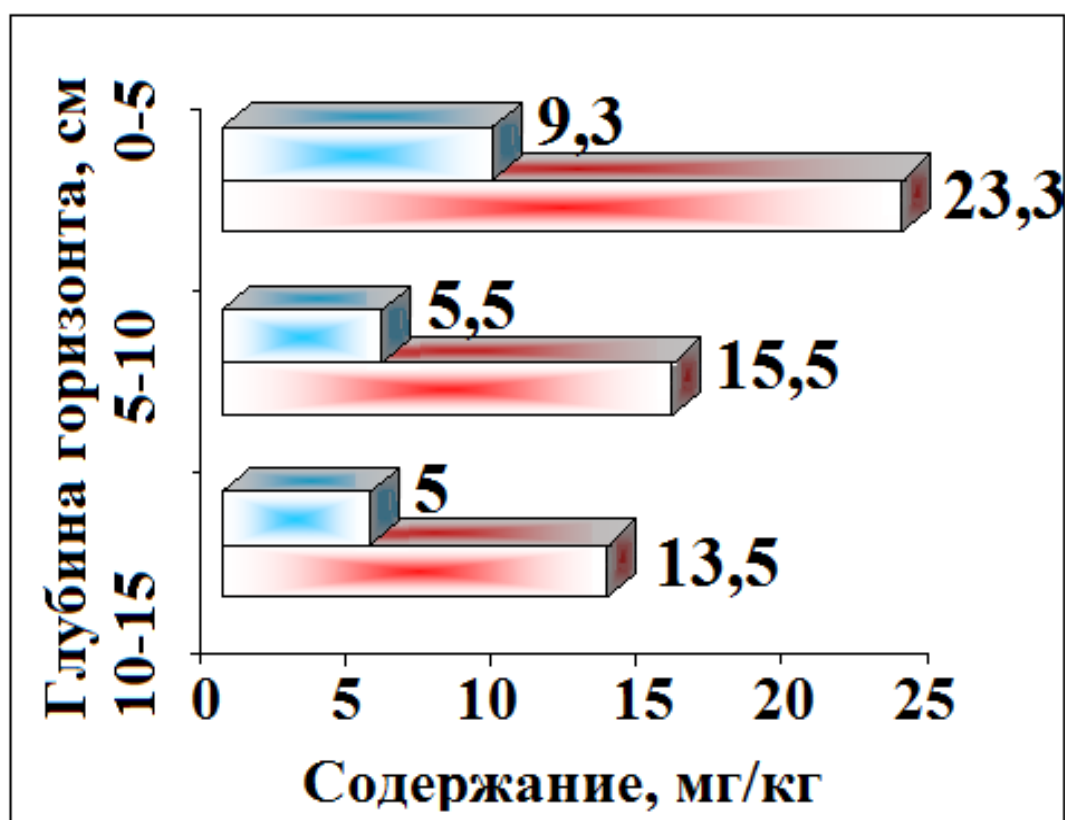


Рис. 4.10. Характер распределения Th (□) и U (□) в почвенном профиле территории Иркутска-II, около взлетной полосы авиазавода "Иркут"

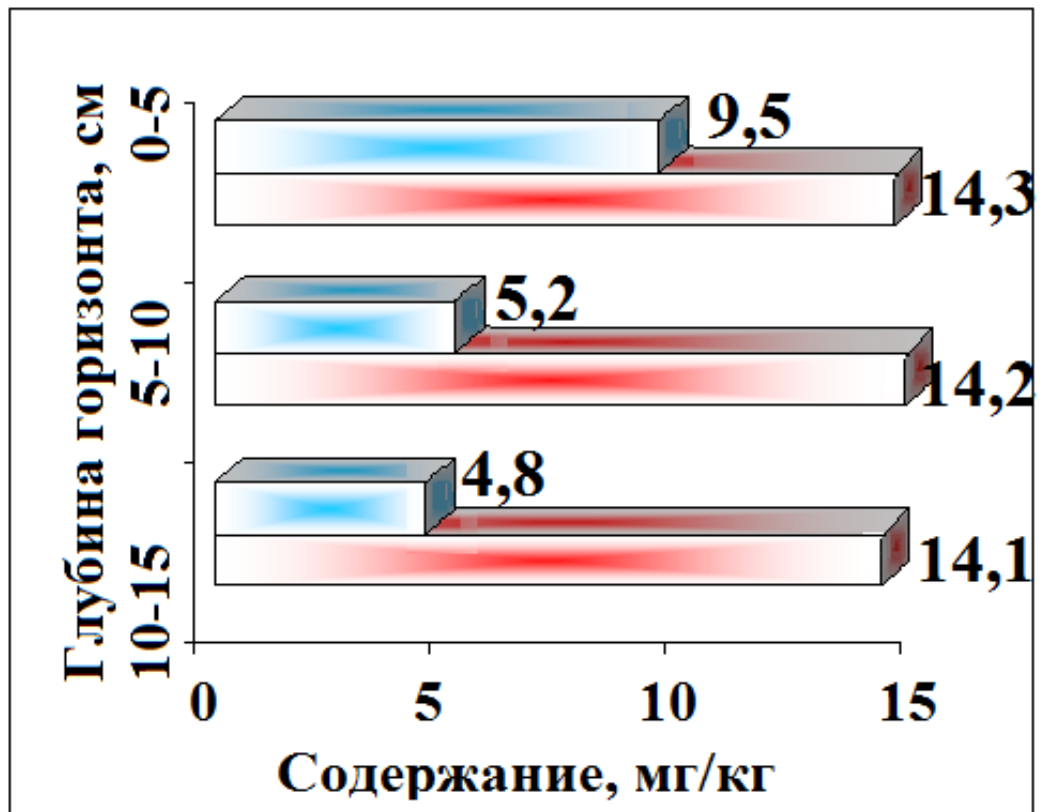


Рис. 4.11. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле территории предместья Марата

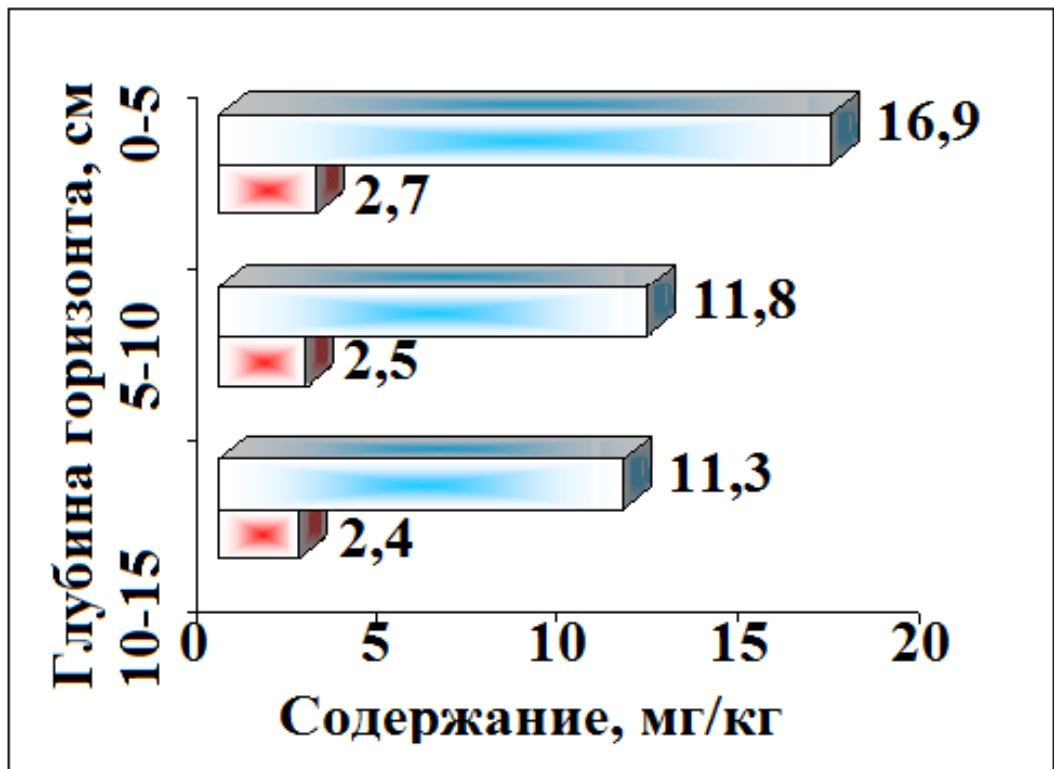


Рис. 4.12. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле территории предместья Радищева



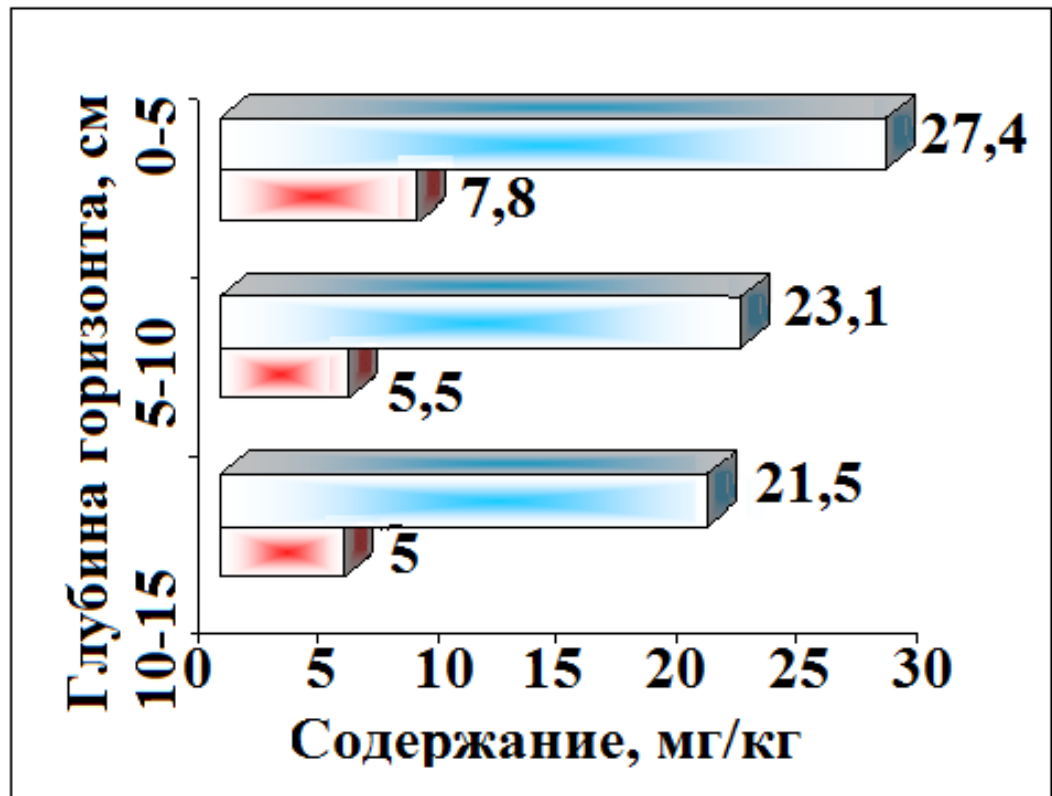


Рис. 4.13. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле территории военной базы поселка Зеленый

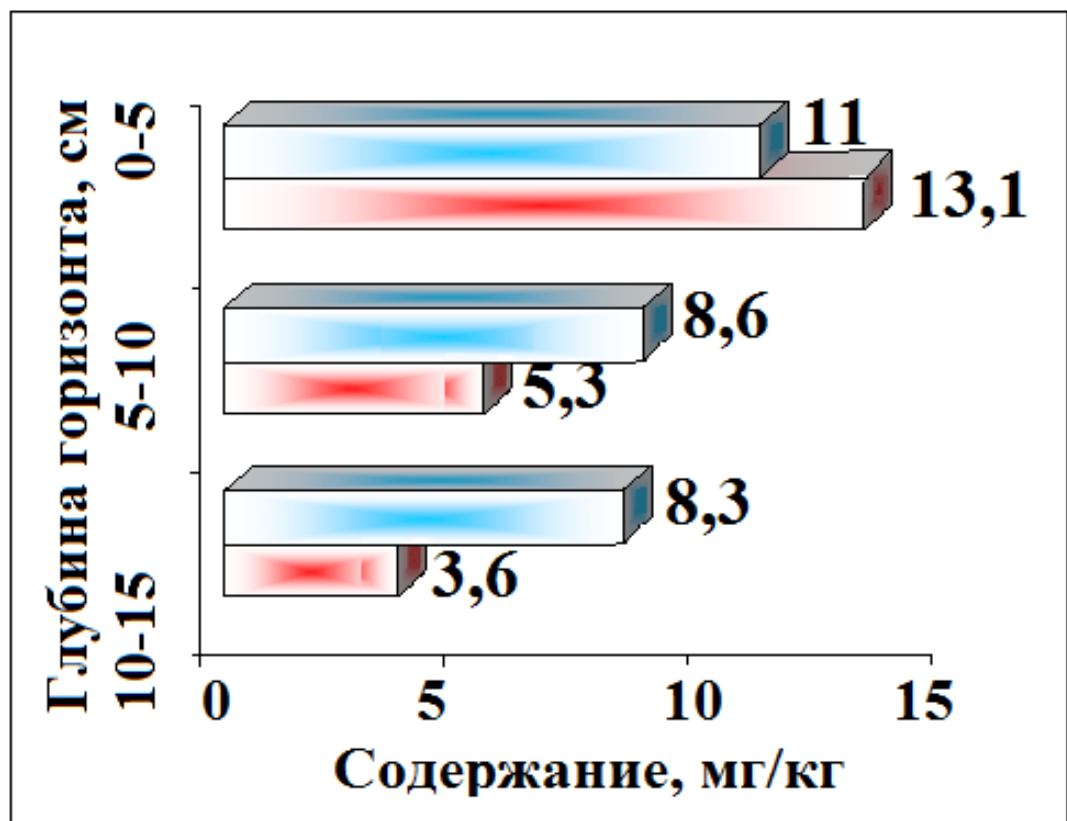


Рис. 4.14. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле садоводства м-на Гопкинский

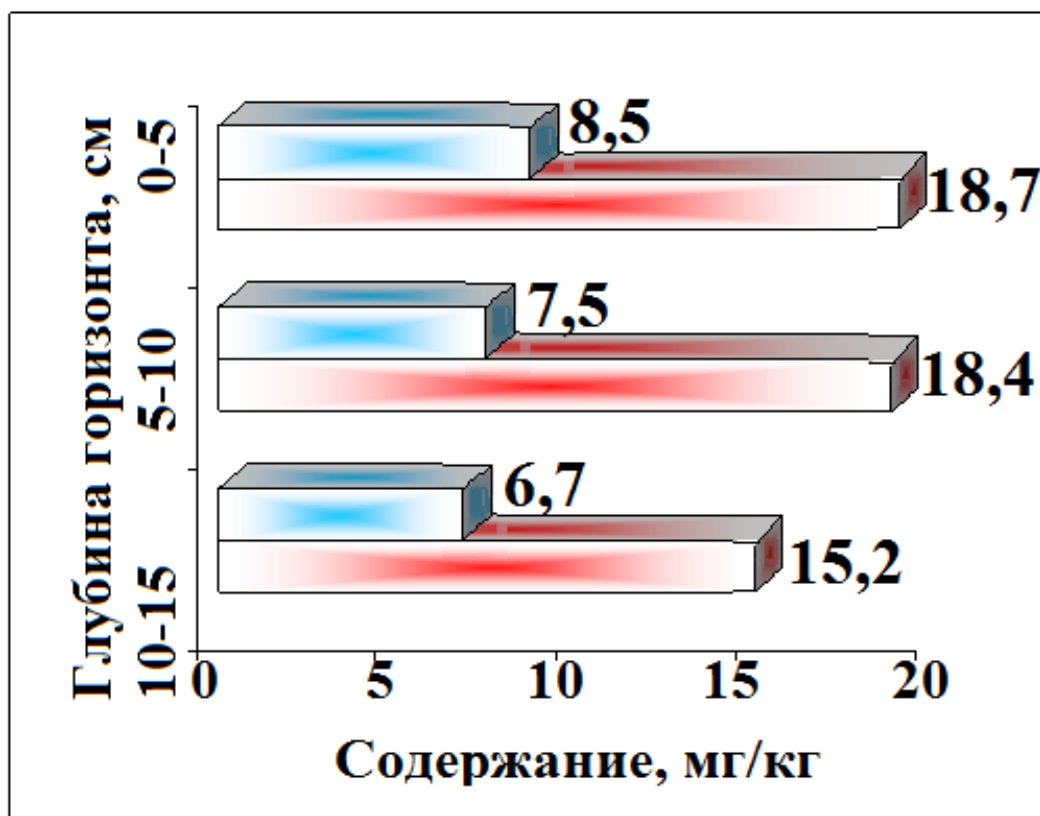


Рис. 4.15. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле территории ж/д о. Юность

Для сравнения приведена схема распределения тория и урана в почвенном покрове на расстоянии 10 км к западу от г. Иркутска – территория вблизи поселка сельского типа Смоленщина, не испытывающая антропогенной нагрузки. Как видно, в почвенном профиле не выделяется повышенных относительно фоновых содержаний изучаемых радиоэлементов, концентрации как Th, так и U в пределах всего профиля распределены равномерно (рис. 4.16).

Почвенный покров территорий, не затронутых техногенным прессингом, отличается от измененных почв городских территорий. На рисунке 4.17 представлен характер распределения тория и урана в почвенном профиле территории тантал-ниобиевого месторождения поселка Белая Зима (Тулунский район). Наблюдаются повышенные содержания радиоэлементов, возрастающие с глубиной горизонта, что указывает на природный характер повышенных значений Th и U.

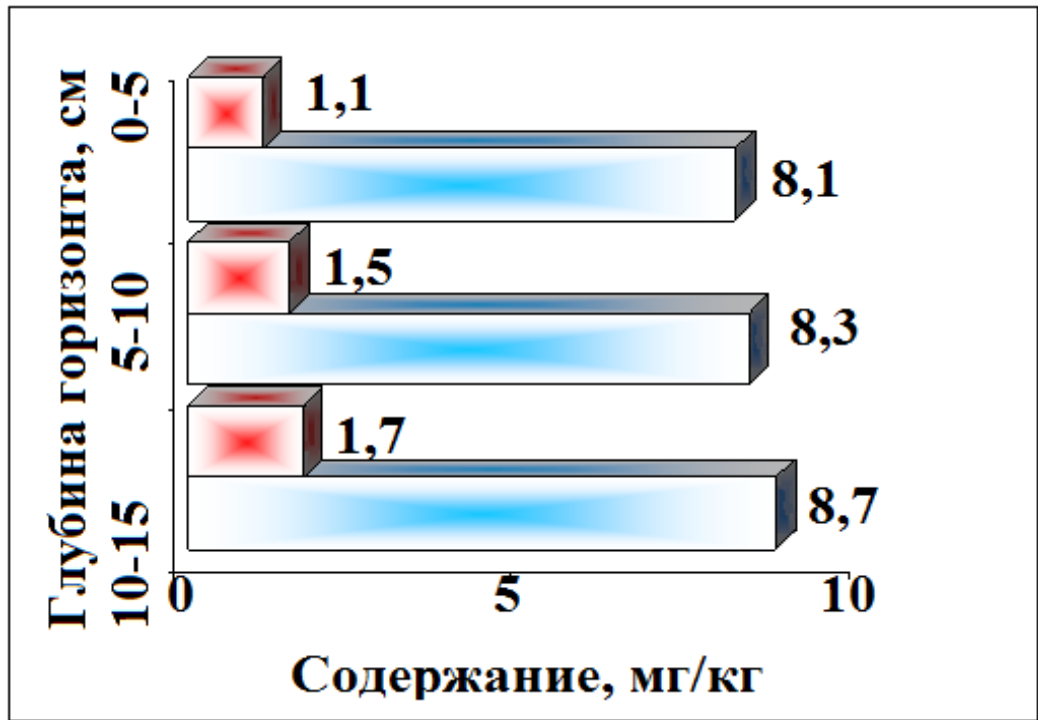


Рис. 4.16. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле территории окружения г. Иркутска (вблизи пос. Смоленщина)

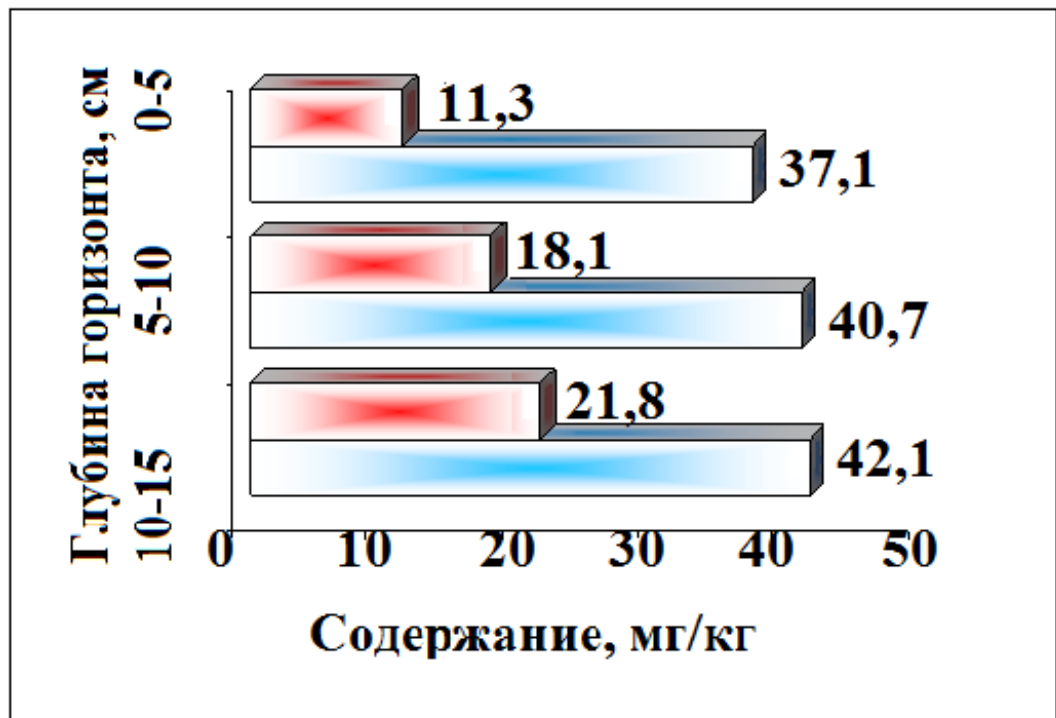


Рис. 4.17. Характер распределения Th (■) и U (■) в почвенном профиле территории Та-Nb месторождения поселка Белая Зима (Тулунский район)

Как правило, кроме основных добываемых элементов (Nb, Ta), руды содержат также радиоактивные элементы (Th, U), обуславливающие неблагоприятную радиэкологическую ситуацию. По радиэкологическому

фактору пос. Белая Зима был признан зоной экологического бедствия [Государственный доклад..., 1996].

В целом, следует отметить, что концентрации урана и тория практически во всех точках городской территории закономерно убывают с глубиной, что указывает на техногенную природу повышенных содержаний изучаемых поллютантов в отличие от распределения радиоэлементов в почвах, не затронутых техногенезом.

Таким образом, для тория, как и для урана, в основном, наблюдается заметная аккумуляция в верхних горизонтах. Кроме того, в аккумулятивных горизонтах почвенного покрова, отличающегося повышенными значениями радионуклидов, были отмечены различные включения антропогенного происхождения. Аккумуляция антропогенных радионуклидов преимущественно в поверхностном слое почвы способствует повышенной их миграции и выносу за пределы загрязненных ландшафтов с поверхностным водным стоком [Ковда, 1988].

#### **4.4.1. Функциональное зонирование территории города и особенности распределения тория и урана**

Исходя из сложившейся структуры использования земель города Иркутска [Богданов, 2004]), исследуемая территория была разделена автором на следующие основные функциональные зоны (рис. 4.18).

1. Районы с хаотичным расположением промышленных площадок разнообразной специфики деятельности (ИАЗ, ОАО Иркутский завод ЖБИ, ОАО Иркутский керамический завод, ОАО Иркутскэнерго, ОАО Иркутскпромстрой и мн. др.) формируют промышленную зону города. Почвенный покров представлен, преимущественно, насыпными техногенными поверхностными образованиями.

2. Селитебная зона (жилая) – представлена в основном районами различной этажности, расположенные в непосредственной близости от промышленных объектов, транспортных магистралей и на удалении от них.

Почвенный покров представляет собой преимущественно техногенные поверхностные образования.

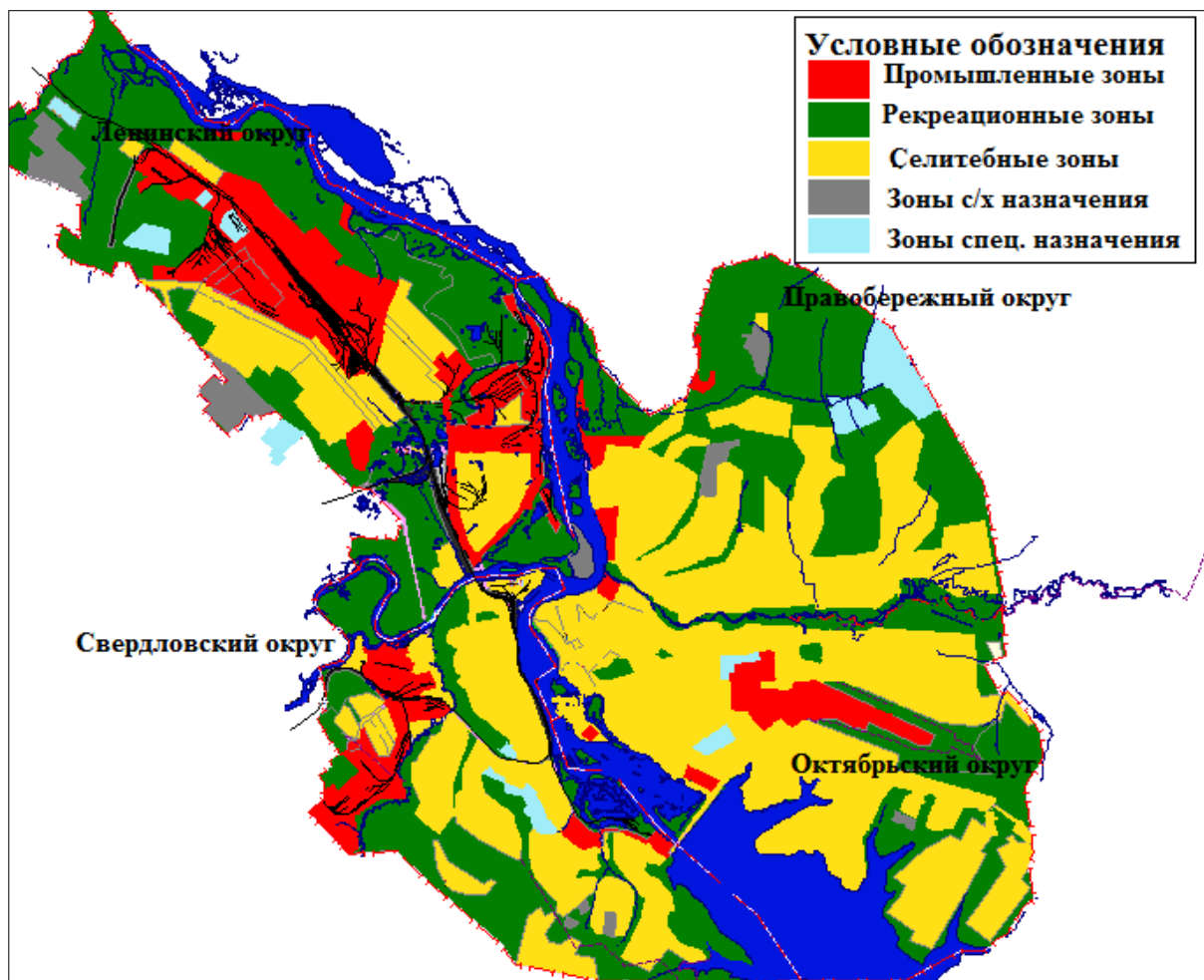


Рис. 4.18. Схема функционального зонирования территории города Иркутска

Наибольшая плотность застройки наблюдается в Правобережном и Октябрьском округах. Отмечается присутствие объектов культурно-бытового, социально-культурного обслуживания населения, коммунальных и складских сооружений, для которых не требуется установление санитарно-защитных зон. К жилым зонам также относятся территории садоводческих и дачных кооперативов, если они расположены внутри границ поселения.

3. Рекреационную зону формируют участки территории расположенные, преимущественно, на окраинах города и занимающие различное положение по отношению к основным локальным источникам загрязнения районов и города в целом. Рекреационная зона включает в себя территории, занятые городскими лесами, скверами, парками; курортные зоны, а

также зоны садово-дачной застройки, если их использование носит сезонный характер и по степени благоустройства они не могут быть отнесены к жилым зонам.

К городским рекреационным территориям можно отнести парковый комплекс бульвара Гагарина и острова Юность, сквер имени Кирова, побережье Иркутского водохранилища вблизи микрорайона Солнечный и управления ГЭС, озера и Ново-Ленинский озерно-болотный комплекс.

4. Зоны сельскохозяйственного назначения – пашни, сенокосы, пастбища, огороды.

5. Зоны специального назначения выделяются для размещения кладбищ, крематориев, свалок бытовых отходов, военных и иных объектов, использование которых регламентируется требованиями специальных нормативов и несовместимо с использованием других территориальных зон городских и сельских поселений.

Описанные выше территории функциональных зон примечательны различным содержанием тория и урана в почвенном покрове (табл. 4.11).

Таблица 4.11. Распределение содержаний тория и урана (мг/кг) в почвах города в зависимости от функционального зонирования территории города

Зона	Количество проб	Th		U		Th/U
		Min	Max	Min	Max	X
Промышленная	44	5,4	14,2	0,5	44,9	3,7
Селитебная	96	5,7	13,4	0,5	24,0	4,3
Рекреационная	61	5,3	17,0	1,0	10,8	4,5
Зоны с/х назначения	8	8,9	19,2	1,6	2,9	5,6
Зоны специального назначения	8	5,0	27,4	1,0	7,1	5,1

Примечание: Min/Max/X - минимальное/максимальное/среднее содержание

Максимальное содержание Th в почвах приурочено к территориям зон специального (27,4 мг/кг – территория дислокации действующей военной части в м-не Зеленый) и сельскохозяйственного (19,2 мг/кг – пашня возле села

Карлук) назначения, а также к рекреационной (17,0 мг/кг – СНТ «Союз учителей» в предместье Радищево).

#### 4.4.2. Кислотно-основные свойства почв города и особенности распределения урана и тория

Одним из характерных направлений трансформации почвенного покрова является изменение его кислотности.

Согласно проведенным исследованиям, основная часть исследуемой территории имеет нейтральную реакцию среды (рН выше 6,0), переходящую в слабощелочную (рН = 7,1-7,8).

Схематическое распределение показателя  $pH_{KCl}$  в почвенном покрове г. Иркутска и его окружения представлено на рис. 4.19.

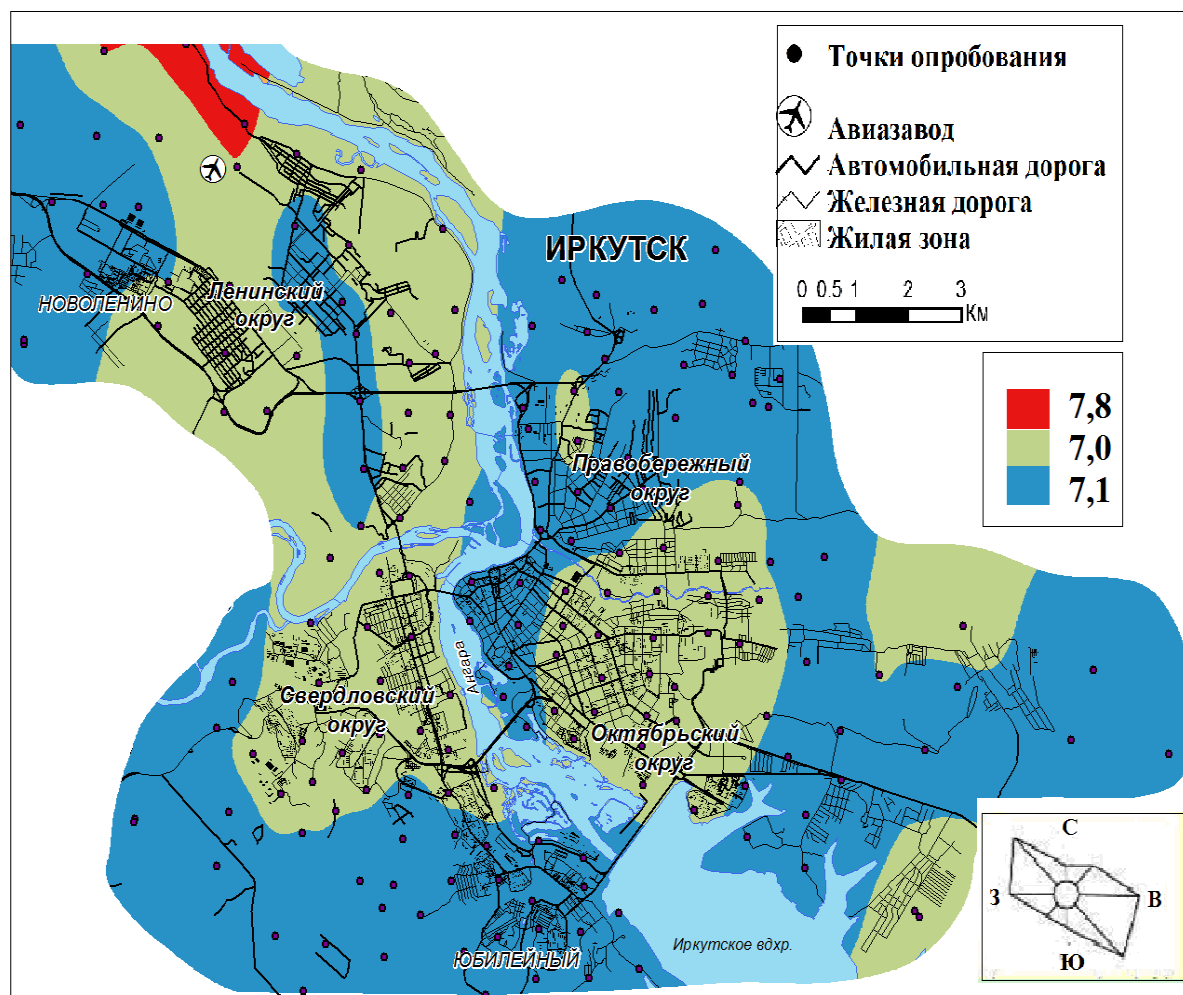


Рис. 4.19. Схема пространственного распределения показателя  $pH_{KCl}$  в почвенном покрове г. Иркутска и окружения

Распределение отличается небольшой асимметрией, связанной с преобладанием значений  $pH_{КС}$  в интервале 7,0 – 7,2 (рис. 4.20).

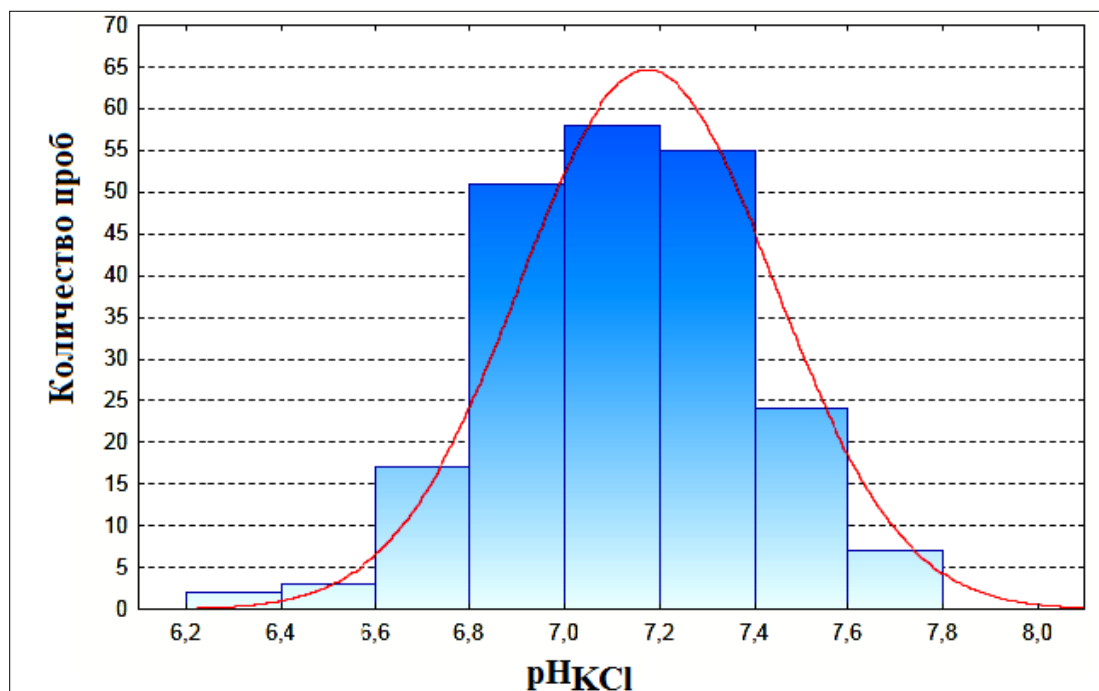


Рис. 4.20. Гистограмма распределения показателя  $pH_{КС}$  в почвах г. Иркутска и окружения

Почвенный покров промышленной зоны сформирован в особых условиях. Значения кислотности находятся под влиянием таких мощных техногенных факторов, как щелочные пылевые выпадения, строительная пыль, хранение отходов производств. В результате значения показателя  $pH_{КС}$  самые высокие (табл. 4.12).

Таблица 4.12. Значение  $pH_{КС}$  почвенного покрова функциональных зон г. Иркутска и его окружения

Зона	Количество				
	проб	Max	Min	$X_{med}$	$X$
Промышленная	43	7,8	6,4	7,2	7,2
Селитебная	96	7,8	6,6	7,2	7,2
Рекреационная	62	7,6	6,2	7,1	7,1
Зоны с/х назначения	8	7,5	6,7	7,2	7,1
Зоны специального назначения	8	7,7	6,7	7,1	7,1

Примечание: Max/Min/ $X_{med}$ / $X$  – максимальные / минимальные содержания / медиана/среднее



Вследствие расположения территорий селитебных зон, в основном, в непосредственной близости от месторасположения промышленных производств, влияние вышеописанных техногенных факторов сказывается на повышенном значении показателя  $pH_{KCl}$  почвенного покрова селитебных территорий.

#### 4.4.3. Гумусное состояние почв города

В данной части работы для количественной характеристики органического вещества почв использовали показатель содержания органического углерода, а не гумуса, т.к. расчет последнего в условиях техногенных ландшафтов может быть связан с немалой погрешностью, в связи с присутствием в городских почвах большого количества разнородного органического материала.

Как показывают полученные результаты, диапазон варьирования по количеству органического углерода ( $C_{орг}$ , %) достаточно широк (от 0,26 до 15,0 %), что является характерной особенностью городских почв (рис. 4.21).

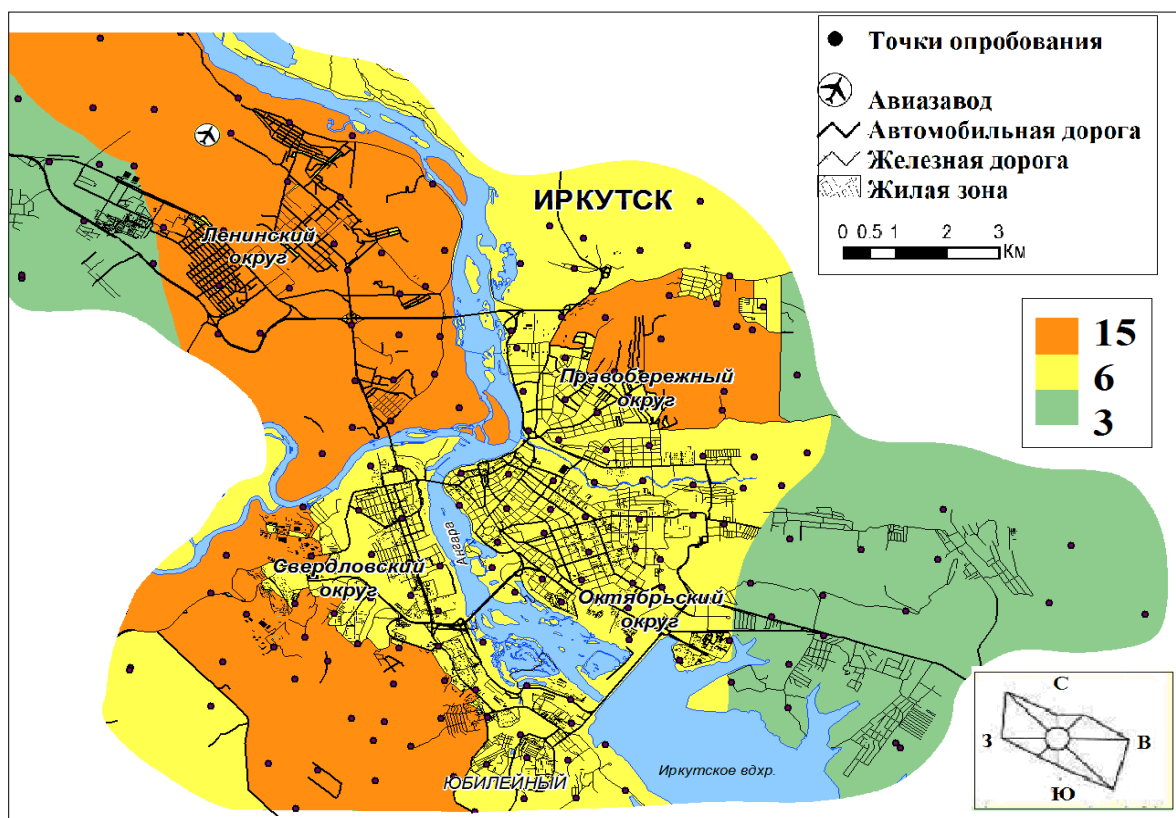


Рис. 4.21. Схема площадного распределения значений содержания  $C_{орг}$ , % в почвах г. Иркутска и окрестности

Участки с максимальным содержанием показателя  $C_{орг}$  в основном приходятся на территории рекреационных зон (табл. 4.13), где, видимо, для формирования плодородного слоя использовались привозные грунты с высокой долей торфа.

Таблица 4.13. Значение  $C_{орг}$  почвенного покрова функциональных зон г. Иркутска и окружения, %

Зона	Количество проб	Max	Min	$X_{med}$	$X$
Промышленная	43	10	0,7	2,9	4,1
Селитебная	96	12,8	0,3	3,2	3,9
Рекреационная	62	15	0,4	2,5	3,2
Зоны с/х назначения	8	9,4	0,3	1,6	3,5
Зоны специального назначения	8	2,9	0,5	2,4	2,2

Примечание:  $Max/Min/X_{med}/X$  – максимальные/минимальные содержания/ медиана/среднее

В парковых рекреационных зонах содержание органического вещества формируется, возможно, за счет опада зеленых насаждений и травянистого покрова.

Прослеживается тенденция увеличения среднего содержания показателя в условиях длительного и интенсивного антропогенного воздействия на почвенный покров, что характерно для промышленных зон. Повышенным значениям  $C_{орг}$  в почвах данных зон способствуют выбросы в атмосферу сажи, коммунально-бытовой мусор, сорбированные почвенными частицами различные масла, бензин, топливо, содержащие большое количество органического вещества.

Местами накопление органического углерода довольно значительно – такие участки отмечены, преимущественно, во дворах селитебных зон, где используется привозной грунт и вытаптывание озелененных участков сведено к минимуму.

Наименьшие содержания органического углерода характерны для рекультивированных зон с нарушенным профилем, что характерно для почвенного покрова территорий с/х назначения; территории специального назначения, как правило, лишены растительности.

Таким образом, определенный вклад в баланс органического вещества вносят и антропогенные процессы: поступление органического мусора, использование привозных грунтов, осаждение техногенного углерода, вытаптывание и т.д. И если в рекреационной зоне техногенный фактор лишь дополняет природные процессы, то в остальных зонах именно он является ведущим. Благодаря концентрированию рассматриваемых экотоксикантов в аккумулятивном горизонте (0-5 см, исключая верхний дерновый слой) почвенного покрова территории города и окружения, а также вследствие аналогичных повышенных значений радионуклидов при более учащенном отборе проб в последующие годы, однозначно установлены приоритетные источники техногенного характера повышенных содержаний тория и урана – главным образом, это техногенно преобразованные почвогрунты (газон АЗС возле рынка «Покровский», территория детской железной дороги, область около взлетной полосы Иркутского авиазавода), а также участки локализации частного сектора с мелкой промышленностью (предместье Марата, Рабочее).

#### **4.5. Удельная активность радионуклидов в почвах г. Иркутска**

##### **4.5.1. $^{232}\text{Th}$**

Результаты проведенных исследований выявили широкий диапазон значений удельной активности радионуклида (А): значения  $^{232}\text{Th}$  находятся в пределах 21,1 – 93,9 Бк/кг, при среднем 35,8 Бк/кг (табл. 4.14). Средняя удельная активность  $^{232}\text{Th}$  в почвах СНГ составляет 31,1 Бк/кг, среднемировая концентрация данного нуклида в почвах – 24,0 Бк/кг [Мирошниченко, Бутаев, Давыдов, 2001]. Значения удельной активности  $^{232}\text{Th}$  в почвенном покрове г. Иркутска и его окружения повышены по сопоставлению с приведенными данными.

Таблица 4.14. Основные статистические параметры распределения  $^{232}\text{Th}$  в почвенном покрове города Иркутска и его окружения, Бк/кг

Параметр	$^{232}\text{Th}$
Максимальная удельная активность	93,9
Минимальная удельная активность	21,1
Среднее $\pm$ стандартное отклонение	35,8 $\pm$ 8,6
Медиана	35,3
Мода	39,0
Среднемировое почв [Овчинников, 1990]	25
Кларк для почв [Алексахин, Архипов и др., 1990]	33

Полученные в процессе исследования значения удельной массовой активности  $^{232}\text{Th}$  (А, Бк/кг) пересчитывали на значения поверхностной удельной активности ( $A_s$ , Бк/м<sup>2</sup>), которая представляет реальное содержание радионуклида в почве. Формула пересчета подробно описана в подглаве 2.6. (Методика обработки результатов).

Основные статистические характеристики вариаций значений удельной поверхностной активности  $^{232}\text{Th}$  в почвах г. Иркутска и его окружения приведены в таблице 4.15.

Таблица 4.15. Основные статистические характеристики значений удельной поверхностной активности  $A_s$ ,  $^{232}\text{Th}$  в почвах г. Иркутска и окружения, кБк/м<sup>2</sup>

Параметр	$^{232}\text{Th}$	
	Городская почва	Почвы в окружении города
$A_s$ , максимальная	1,96	1,22
$A_s$ , минимальная	0,11	0,21
Среднее	0,64	0,62
Медиана	0,65	0,62
Мода	0,50	0,50
Стандартное отклонение	0,13	0,21

Итоговые значения сравнивали с показателем регионального фона, полученного в результате многолетних целевых исследований почвенного

покрова в Байкальском регионе, который для  $^{232}\text{Th}$ , также как и  $^{238}\text{U}$ , оценивается величиной около  $0,2 \text{ кБк/м}^2$  в верхнем слое почвы [Черняго, Непомнящих и др., 2012].

Полученные результаты обнаружили значительные вариации значений удельной поверхностной активности  $^{232}\text{Th}$ : городские антропогенно преобразованные почвы характеризуются колебаниями значений  $A_s$  от  $0,11$  до  $1,96 \text{ кБк/м}^2$ ; целинные почвы в окружении города –  $0,21 - 1,22 \text{ кБк/м}^2$ . Городские почвы по показателю среднего значения  $A_s$  незначительно отличаются от природных ( $0,64$ ;  $0,62 \text{ кБк/м}^2$  соответственно) и превышают уровень регионального фона в 3 раза.

Для каждого почвенного образца рассчитывали естественную плотность почвы по формуле:

$$d=m/V, \quad (12)$$

где  $m$  – масса пробы почвенного образца, г;

$V$  – объем пробы почвенного образца, равный  $264 \text{ см}^3$

Проведенные исследования показали, что значения удельной поверхностной активности  $^{232}\text{Th}$  в почвах города и его окрестностей варьируют в зависимости от их типа и плотности (табл.4.16).

Таблица 4.16. Вариации значений удельной поверхностной активности ( $A_s$ )  $^{232}\text{Th}$  (кБк/м<sup>2</sup>) в зависимости от типа и плотности почв г. Иркутска и окружения

	Тип почв	$^{232}\text{Th}$	Плотность почвы, г/см <sup>3</sup>	
		Min – Max*	Min - Max	X
Городские почвы	Дерново-подзолистые	0,22 – 1,96	0,11 - 0,61	$0,36 \pm 0,1$
	Серые	0,21 – 1,22	0,11 - 0,57	$0,35 \pm 0,1$
	Буроземы	0,38 – 1,03	0,19 - 0,45	$0,34 \pm 0,1$
	Глеевые	0,42 - 0,92	0,19 - 0,45	$0,36 \pm 0,1$
	Аллювиальные	0,11 - 1,56	0,08 - 0,64	$0,38 \pm 0,1$
	Торфяные	0,53	0,3	$0,30 \pm 0,1$

Продолжение таблицы 4.16.

Украина	Серые-лесные	0,19 – 1,22	0,11 - 0,49	0,36 ± 0,1
---------	--------------	-------------	-------------	------------

Примечание: Min – Max – минимальное – максимальное значение удельной поверхностной активности  $^{232}\text{Th}$ ;  $\bar{X}$  – среднее ± стандартное отклонение

В городских почвах значения средней удельной активности ( $A_s$ )  $^{232}\text{Th}$  варьируют в пределах 0,53 – 0,74 кБк/м<sup>2</sup>; среднее значение  $A_s$  для целинных почв окружения г. Иркутска составляет 0,62 кБк/м<sup>2</sup>.

Стоит отметить, что средние значения  $A_s$  прямо пропорционально зависят от плотности почвы (коэффициент корреляции 0,6). По содержанию значений средней удельной поверхностной активности  $^{232}\text{Th}$  ( $A_s$ ) почвы г. Иркутска и его окружения можно условно расположить в следующий убывающий ряд: дерново-подзолистые > буроземы > глеевые > аллювиальные > серые, серые-лесные > торфяные; а по значению плотности почвы: аллювиальные > дерново-подзолистые, глеевые, серые-лесные > серые > буроземы > торфяные.

В результате проведенных исследований значения максимальной удельной поверхностной активности  $^{232}\text{Th}$  в почвенном покрове г. Иркутска и его окружения выявлены в нескольких точках, расположенных в Правобережном округе: на одном из дачных участков садоводства «Союз учителей» Куйбышевского района (1,96 кБк/м<sup>2</sup>), а также территория вблизи дислокации военной базы микрорайона Зеленый (1,82 кБк/м<sup>2</sup>).

#### 4.5.2. $^{226}\text{Ra}$

$^{226}\text{Ra}$  – промежуточный продукт распада урана-238, относящийся к группе щелочно-земельных элементов, т. е. представляющий собой химический аналог элементов-биофилов кальция и магния [Прохорычева, Жердев и др., 2006]. Радий поступает в поверхностные горизонты почв из подстилающей материнской породы и мигрирует в почве преимущественно в виде растворенной формы.

Результаты проведенных исследований выявили значительно широкую вариацию значений удельной активности радионуклида (А): значения  $^{226}\text{Ra}$  находятся в пределах 2,4 – 120,4 Бк/кг, при среднем 26,6 Бк/кг (табл. 4.17). Средняя удельная активность  $^{226}\text{Ra}$  в почвах бывшего СССР составляет 39,9 Бк/кг, среднемировое значение – 29,2 Бк/кг [Мирошниченко, Бутаев, Давыдов, 2001]. Среднее значение удельной активности  $^{226}\text{Ra}$  в почвенном покрове г. Иркутска и его окружения ниже по сопоставлению с приведенными данными.

Таблица 4.17. Основные статистические параметры распределения  $^{226}\text{Ra}$  в почвенном покрове города Иркутска и его окружения, Бк/кг

Параметр	$^{226}\text{Ra}$
Максимальная удельная активность	120,4
Минимальная удельная активность	2,4
Среднее $\pm$ стандартное отклонение	26,6 $\pm$ 7,4
Медиана	25,4
Мода	18,6
Среднемировое почв [Овчинников, 1990]	25
Кларк для почв [Алексахин, Архипов и др., 1990]	30

Проведенные исследования показали, что значения удельной активности  $^{226}\text{Ra}$  в почвах города варьируют в зависимости от их типа (табл. 4.18).

По содержанию значений удельной активности  $^{226}\text{Ra}$  почвы г. Иркутска и его окружения можно условно расположить в следующий убывающий ряд: дерново-подзолистые > аллювиальные > глеевые > серые > буроземы > торфяные.

Таблица 4.18. Вариации значений удельной активности (А)  $^{226}\text{Ra}$  (Бк/кг) в зависимости от типа почв г. Иркутска и его окрестностей

Тип почв	$^{226}\text{Ra}$
Дерново-подзолистые	12,8 - 120,4
Серые	2,4 - 41,7
Буроземы	27,9 - 35,0
Глеевые	16,1 - 42,3
Аллювиальные	13,0 - 115,8
Торфяные	18,6 - 27,9

В почвах г. Иркутска и его окрестностей значения средней удельной активности (А)  $^{226}\text{Ra}$  варьировали в пределах 23,3 – 32,2 Бк/кг, находясь практически на уровне с кларком (рис. 4.22).

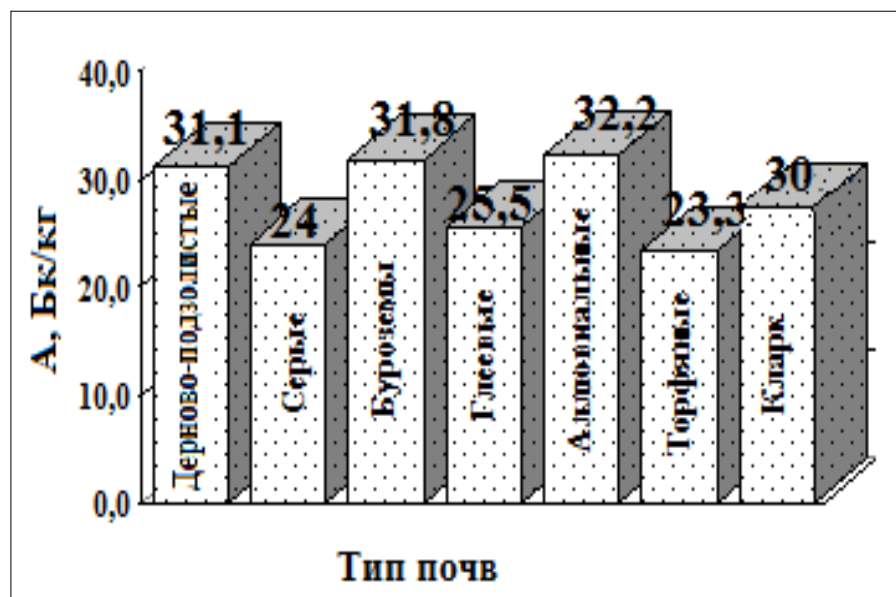


Рис. 4.22. Средние значения удельной активности (А)  $^{226}\text{Ra}$  (Бк/кг) в почвах г. Иркутска и его окрестностей

Площадное распределение исследуемого радионуклида в почвах города Иркутска наглядно отображено на схеме (рис. 4.23).

Точка с максимальным значением удельной активности (А)  $^{226}\text{Ra}$  обнаружилась в почвенном покрове территории Иркутского авиационного завода, содержащей также высокие значения урана (23,3 мг/кг), тем не менее, корреляционных связей между  $^{226}\text{Ra}$  и U не наблюдается (коэффициент корреляции = 0,1).

Количественное состояние радиоактивного равновесия характеризуется коэффициентом радиоактивного равновесия  $k_{p.p.}$ , представляющим собой отношение активности данного радионуклида к активности родоначального, или предшествующего ему по радиоактивному ряду радионуклида [Пруткина, Шашкин, 1984]. Если радиоактивное равновесие не нарушено, то  $k_{p.p.} = 1$ .

Таким образом, по радионуклидному составу техногенные почвы отличаются от природных отношением  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra} < 1$  [Петрова, 2011].

Проведенные математические манипуляции выявили несколько точек почвенного покрова г. Иркутска, характеризующихся  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra} < 1$  (рис. 4.24).



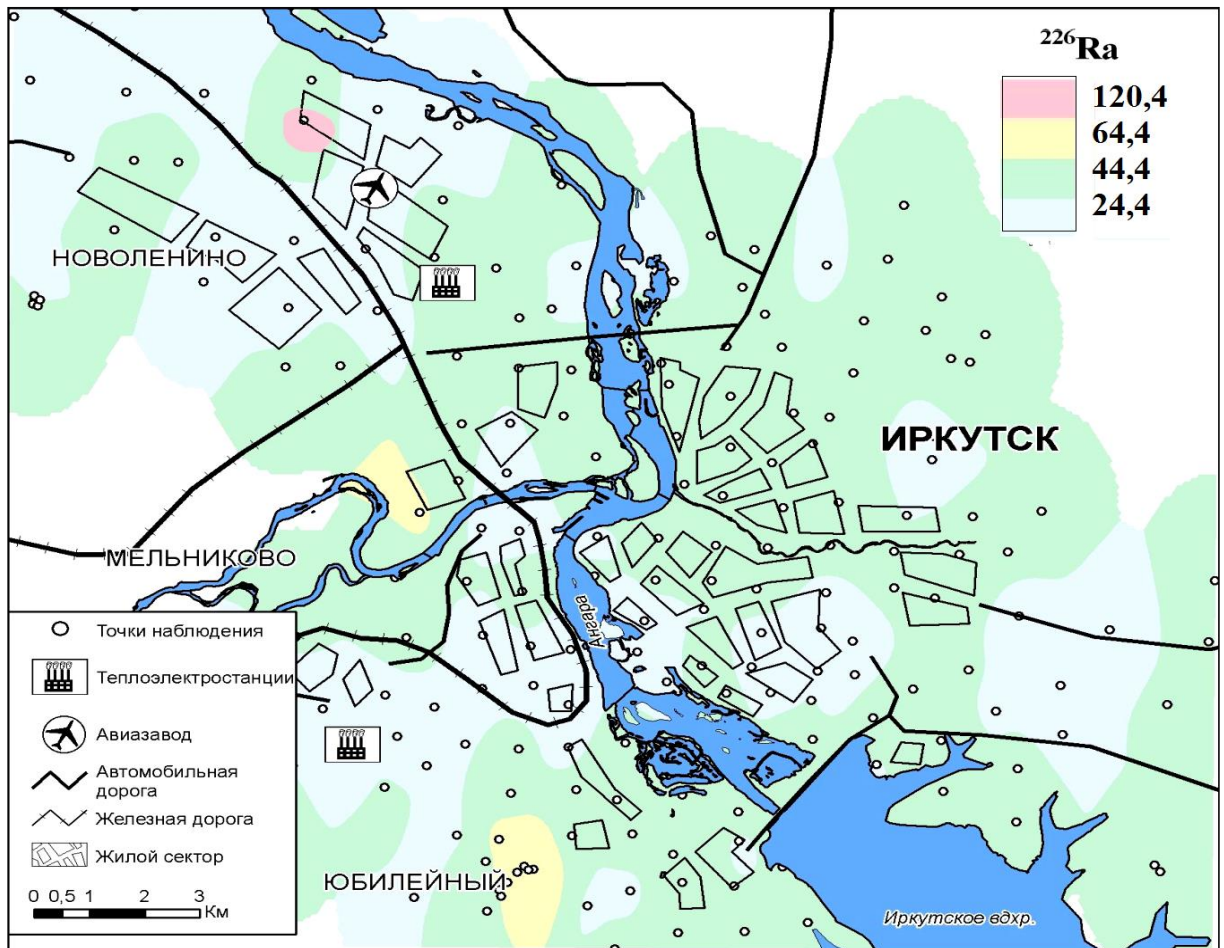


Рис. 4.23. Площадное распределение  $^{226}\text{Ra}$  в почвенном покрове г. Иркутска и окружения, Бк/кг

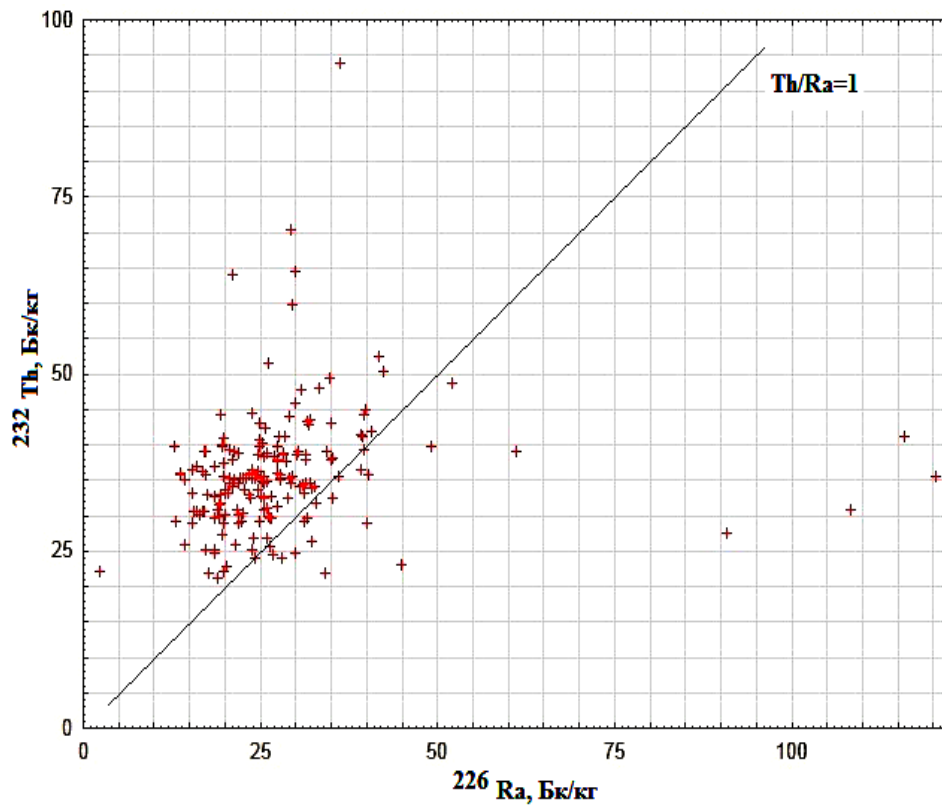


Рис. 4.24. Отношение  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$  в почвах г. Иркутска

Примечателен тот факт, что выделенные точки принадлежат участкам территорий с повышенным содержанием урана и тория, что еще раз подтверждает мысль о техногенном привносе исследуемых радиоэлементов в почвенный покров города. Связано это, вероятно, с обогащением техногенных почв органическим веществом по сравнению с минеральной материнской породой, в результате чего снижается содержание  $^{232}\text{Th}$ .

В то время, как почвы естественных месторождений, например, Та-Ни месторождение поселка Белая Зима (Харанты) Тулунского района характеризуются  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra} > 1$  (табл. 4.19).

Таблица 4.19. Значения удельной активности (А, Бк/кг)  $^{232}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$  и их соотношение в почвенном покрове территории Та-Ни месторождения поселка Белая Зима

$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$
230,1	90	2,6
301,4	110,1	2,7
218,7	72,8	3
147,1	38,3	3,8
110,4	24,6	4,5
141,9	33,4	4,2
37,6	19,1	2
147	56,1	2,6

Таким образом, отношение значений активности  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra} < 1$  в почвах может служить индикатором техногенного вмешательства.

#### 4.5.3. $^{40}\text{K}$

Обусловленная естественными радионуклидами радиоактивность почв зависит, преимущественно, от содержания в ней  $^{40}\text{K}$ , на долю которого приходится 84% [Крюков, 1993].

Результаты проведенных исследований выявили широкую вариацию значений удельной активности радионуклида (А): значения  $^{40}\text{K}$  находятся в пределах 356,6 – 772,5 Бк/кг, при среднем 495,1 Бк/кг (табл. 4.20). Значения

удельной активности  $^{40}\text{K}$  в почвенном покрове г. Иркутска и его окружения выше кларкового.

Таблица 4.20. Основные статистические параметры распределения  $^{40}\text{K}$  в почвенном покрове города Иркутска и его окружения, Бк/кг

Параметр	$^{40}\text{K}$
Максимальная удельная активность	772,5
Минимальная удельная активность	356,6
Среднее $\pm$ стандартное отклонение	495,1 $\pm$ 79,9
Медиана	480,2
Мода	400,6
Кларк для почв [Колумбаева, 2010]	370

Проведенные исследования показали, что значения удельной активности  $^{40}\text{K}$  в почвах города варьируют в зависимости от их типа (табл. 4.21).

Таблица 4.21. Вариации значений удельной активности (А)  $^{40}\text{K}$  (Бк/кг) в зависимости от типа почв г. Иркутска и его окрестностей

Тип почв	$^{40}\text{K}$
Дерново-подзолистые	360,7 - 707,1
Серые	373,0 - 772,5
Буроземы	428,6 - 600,8
Глеевые	374,0 - 618,6
Аллювиальные	398,9 - 665,0
Торфяные	356,6 - 411,6

По содержанию значений удельной активности  $^{40}\text{K}$  почвы г. Иркутска и окружения можно условно расположить в следующий убывающий ряд: серые > дерново-подзолистые > аллювиальные > глеевые > буроземы > торфяные.

В почвах г. Иркутска и окрестностей значения средней удельной активности (А)  $^{40}\text{K}$  варьировали в пределах 384,1 – 525,1 Бк/кг, что составило в 1,4 раза выше кларкового (рис. 4.25).

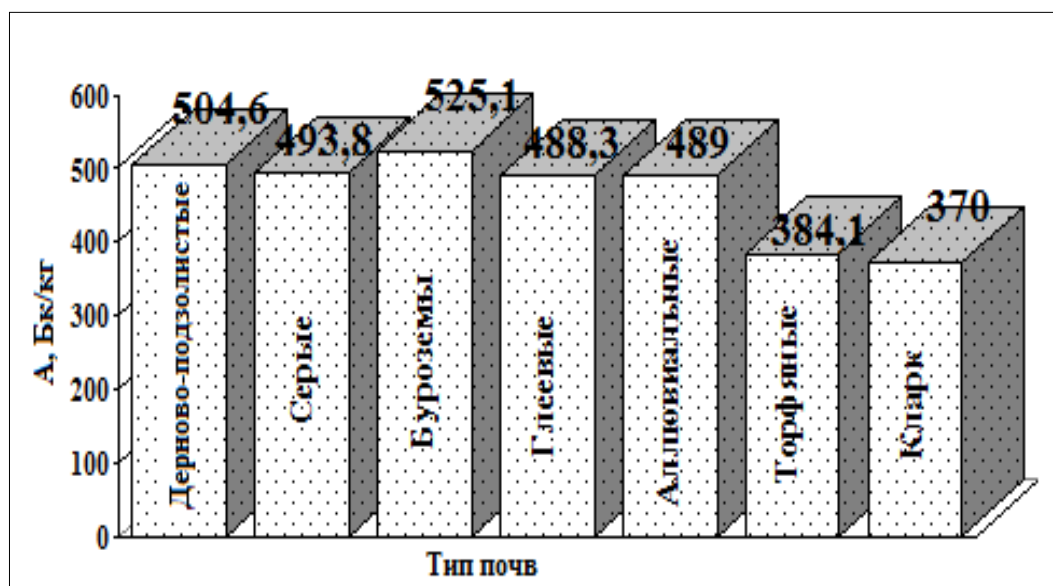


Рис. 4.25. Средние значения удельной активности (A) <sup>40</sup>K (Бк/кг) в почвах г. Иркутска и его окрестностей

В радиэкологии основным параметром, характеризующим радиационную обстановку, принято считать радиогеохимическую характеристику компонента окружающей среды, которая определяется содержанием радионуклидов, выраженных в единицах удельной эффективной активности (Нормы радиационной..., 1999):

$$A_{эфф} = A_{Ra} + 1.31A_{Th} + 0.085A_K, \quad (13)$$

где  $A_{Ra}$ ,  $A_{Th}$ ,  $A_K$  – удельные активности в Бк/кг изотопов <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th и <sup>40</sup>K.

Исследуемый объект (компонент) считается особо опасным, если  $A_{эфф} > 3500$  Бк/кг; опасным, если  $A_{эфф} = 1000-3500$  Бк/кг; потенциально опасным, если  $A_{эфф} = 100-1000$  Бк/кг и безопасным, если  $A_{эфф} < 100$  Бк/кг.

Для почвенного покрова г. Иркутска средние удельные активности радионуклидов, исходя из процедуры статистической обработки, приведены в таблице 4.22.

Таблица 4.22. Значения средней удельной эффективной активности (Аэфф) изучаемых радионуклидов в почвах г. Иркутска и окружения, Бк/кг

Значения Аэфф	Радионуклид
26,6	$^{226}\text{Ra}$
35,8	$^{232}\text{Th}$
495,1	$^{40}\text{K}$

Таким образом, средняя удельная эффективная активность почвенного покрова г. Иркутска и его окружения, рассчитанная по данным табл. 4.22, составляет 115,7 Бк/кг и граничит между категорией потенциально опасных и безопасных.

#### 4.5.4. $^{137}\text{Cs}$

Среди антропогенных радионуклидов, глобально загрязняющих биосферу, особого к себе внимания требует радиоактивный цезий. Радиоцезий ( $^{137}\text{Cs}$ ) – основной дозообразующий техногенный долгоживущий радионуклид, с периодом полураспада 30,2 года, образующийся только при испытаниях ядерного оружия и радиационных авариях и использующийся в качестве индикатора (маркера) радиоактивного загрязнения и уровня радиационного воздействия, как в России, так и за рубежом.

$^{137}\text{Cs}$  наряду с другими долгоживущими техногенными радионуклидами появился впервые после ядерных взрывов в 1945 г. Радиоцезий относительно устойчивый (слабомигрирующий) в почвах и сравнительно легко определяемый существующими аналитическими методами.

В России предельно допустимые концентрации радиоцезия в почвах не установлены, и, таким образом, нормируемыми показателями загрязнения являются удельная активность (Бк/кг) и плотность выпадения (запас)  $^{137}\text{Cs}$  на почве  $\text{мКи/км}^2$ , характеризующие современное радиационное состояние территории и служащие основой для реконструкции накопленных эффективных доз облучения.

Установлено, что в подавляющем большинстве случаев значительная часть выпавшего на почву радиоцезия сосредоточена в верхнем 5-ти сантиметровом слое – дерне [Методические..., 1994]. Основные запасы (порядка 70 %) радиоактивного цезия сосредоточены в гумусовом горизонте почв [Медведев и др., 1996]. Благодаря высокому содержанию в верхнем слое почвы органического вещества, повышающего сорбционные свойства почвы, удержание радионуклида происходит именно в гумусоаккумулятивном почвенном горизонте. Проникновение радиоактивного цезия на глубины 30—50 см, очевидно, занимает десятки и сотни лет, однако перераспределение его по профилю почвы может произойти и быстрее — в результате сельскохозяйственной деятельности за счет обработки почвы и внесения удобрений. В этом случае радионуклид относительно равномерно рассредоточивается в пределах всего пахотного слоя [Василенко, 1999]. Таким образом, в природных условиях  $^{137}\text{Cs}$  малоподвижен и его концентрации в почвах отражают интенсивность атмосферных выпадений на данной территории.

В общей сложности на территории г. Иркутска и его окружения отобрано 248 почвенных образцов, из которых в результате исследований методом низкофоновой гамма-спектрометрии содержание  $^{137}\text{Cs}$  было определено в 136 образцах городской территории и 31 – на территории окружения города; в 112 точках, хаотически расположенных по исследуемой местности, радиоцезия зафиксировано не было.

По литературным данным К.Н. Wedepohl [1970], пределы содержаний  $^{137}\text{Cs}$  в почвах 0,3 – 26 мг/кг; интервал для почв Канады – 0,3 – 51 мг/кг [Koons R. D., Helmke P. A., 1978]; в почвах Болгарии – 2,2 – 16,7 мг/кг [Naidenov M., Travesi A., 1977]. В данной работе автор руководствовался сравнением значений регионального фона почв Байкальского региона с содержанием радиоцезия – 6-10 Бк/кг, на отдельных участках Прибайкалья – 350-400 Бк/кг; Западного Забайкалья – 400-570 Бк/кг. Диапазон значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в гумусоаккумулятивном горизонте почвенного покрова г. Иркутска и его

окрестностей колеблется от 0,1 Бк/кг до 31, 2 Бк/кг, при среднем содержании 7,6 Бк/кг (табл. 4.23).

Таблица 4.23. Сравнительные характеристики распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах г. Иркутска и окружения и Байкальского региона, Бк/кг

Параметр	$^{137}\text{Cs}$
г. Иркутск и его окружение	
Максимальная удельная активность	31,2
Минимальная удельная активность	0,1
Среднее	7,6
Медиана	5,9
Мода	5,1
Стандартное отклонение	5,6
Региональный фон	
Почвы Байкальского региона [Малевич, 1997]	6-10
Делювиальные почвы Байкальского региона [Гребенщикова, 2008]	11
Геохимический фон [Мясников, Абалаков и др., 2007]	10

Для каждой исследуемой почвенной пробы был произведен пересчет удельной массовой активности ( $A$ , Бк/кг) в удельную поверхностную активность ( $A_s$ , Бк/м<sup>2</sup>), представляющую реальное содержание радионуклида в почве и определяющую уровень загрязнения радиоцезием исследуемой местности. Формула пересчета подробно описана в подглаве 2.6. (Методика обработки результатов).

Основные статистические характеристики вариаций значений удельной поверхностной активности радиоцезия в почвах г. Иркутска и его окружения приведены в таблице 4.24.

Таблица 4.24. Значения удельной поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах г. Иркутска и окружения в сравнении с глобальными фоновыми уровнями в почвах Сибири, кБк/м<sup>2</sup>

Параметр	Городская почва	Почва в окружении города
Минимум	0,01	0,002
Максимум	0,62	0,30
Среднее	0,13 ± 0,10	0,10 ± 0,07

Продолжение таблицы 4.24.

Стандартная ошибка	0,01	0,01
Медиана	0,12	0,10
Кол-во проб	136	31
Глобальный фоновый уровень		
Для территории Южной Сибири [Непомнящих и др., 1999; Медведев и др.,] 1,5		
Для территории Северо-Восточной Сибири [Bossew et. al., 2000] 0,8		

Почвенный покров в окружении города, представленный серыми-лесными ненарушенными почвами характеризуется меньшим разбросом значений поверхностной удельной активности ( $0,002 - 0,3$  кБк/м<sup>2</sup>) в отличие от городских почв ( $0,01 - 0,6$  кБк/м<sup>2</sup>). В целом, значения поверхностной удельной активности в почвах города и его окружения меньше значений глобального фона как для Северо-Восточной, так и для Южной Сибири.

Для каждой пробы рассчитывали естественную плотность почвы по формуле:

$$d=m/V, \quad (14)$$

где  $m$  – масса пробы почвенного образца, г;

$V$  – объем пробы почвенного образца, равный  $264 \text{ см}^3$

Проведенные исследования показали, что значения удельной поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах города и его окружения варьируют в зависимости от их типа и плотности (табл. 4.25).

Таблица 4.25. Вариации значений удельной поверхностной активности ( $A_S$ )  $^{137}\text{Cs}$  (кБк/м<sup>2</sup>) в зависимости от типа и плотности почв г. Иркутска и его окружения

Городские почвы	Тип почв	$^{137}\text{Cs}$	Плотность почвы, г/см <sup>3</sup>	
		Min – Max*	Min - Max	X
	Дерново-подзолистые	0,01 - 0,62	0,11 - 0,61	$0,36 \pm 0,1$
	Серые	0,01 - 0,30	0,11 - 0,57	$0,35 \pm 0,1$



Продолжение таблицы 4.25.

	Буроземы	0,06 - 0,17	0,19 - 0,45	$0,34 \pm 0,1$
	Глеевые	0,05 - 0,27	0,19 - 0,45	$0,36 \pm 0,1$
	Аллювиальные	0,01 - 0,33	0,08 - 0,64	$0,38 \pm 0,1$
	Торфяные	0,2	0,3	$0,30 \pm 0,1$
Окраина	Серые-лесные	0,002 - 0,30	0,11 - 0,49	$0,36 \pm 0,1$

Примечание: Min – Max – минимальное – максимальное значение удельной поверхностной активности радиоцезия;  $\bar{X}$  – среднее  $\pm$  стандартное отклонение

В городских почвах значения средней удельной активности ( $A_s$ )  $^{137}\text{Cs}$  варьируют в пределах 0,10 – 0,15 кБк/м<sup>2</sup>; среднее значение  $A_s$  для целинных почв окружения г. Иркутска составляет 0,10 кБк/м<sup>2</sup> (рис. 4.26).

Коэффициент корреляции между значением  $A_s$  и плотностью почвы отрицательный (-0,2). По содержанию значений средней удельной поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  ( $A_s$ ) почвы г. Иркутска и его окружения можно условно расположить в следующий убывающий ряд: дерново-подзолистые, глеевые, торфяные > аллювиальные > буроземы > серые > серые-лесные (ненарушенные); а по значению плотности почвы: аллювиальные > дерново-подзолистые, глеевые, серые-лесные > серые > буроземы > торфяные.

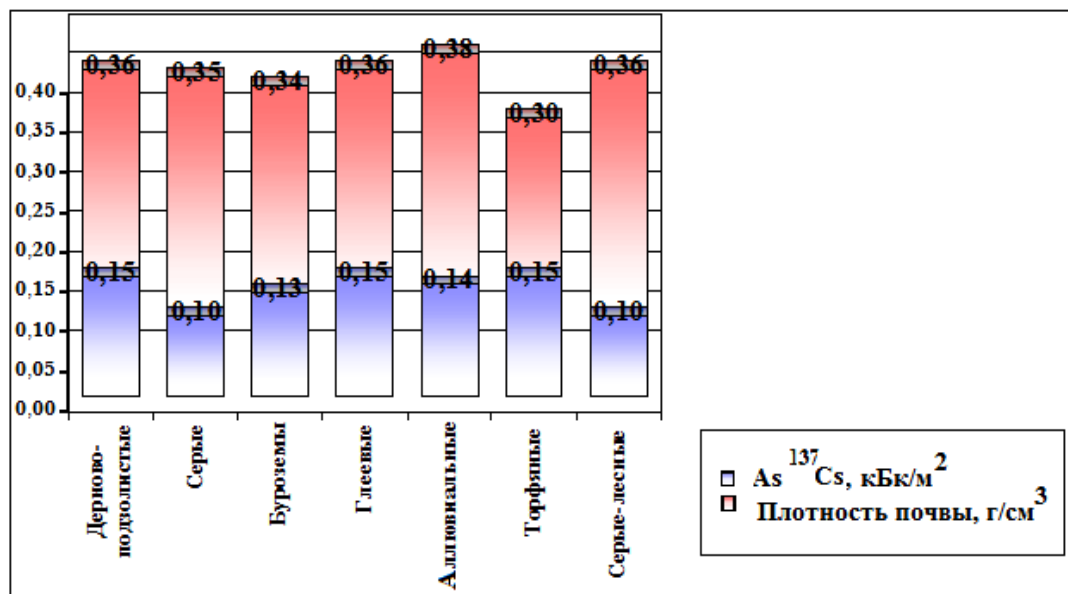


Рис. 4.26. Зависимость средних значений удельной поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  от плотности и типа городских и целинных почв

В результате проведенных исследований значения максимальной удельной поверхностной активности радиоцезия в почвенном покрове выявлены в двух точках, расположенных в Свердловском округе в 2 км от г. Иркутска на территории размещения коттеджного поселка Николов Посад – 0,61 Бк/кг и 0,62 кБк/м<sup>2</sup> (рис. 4.27).

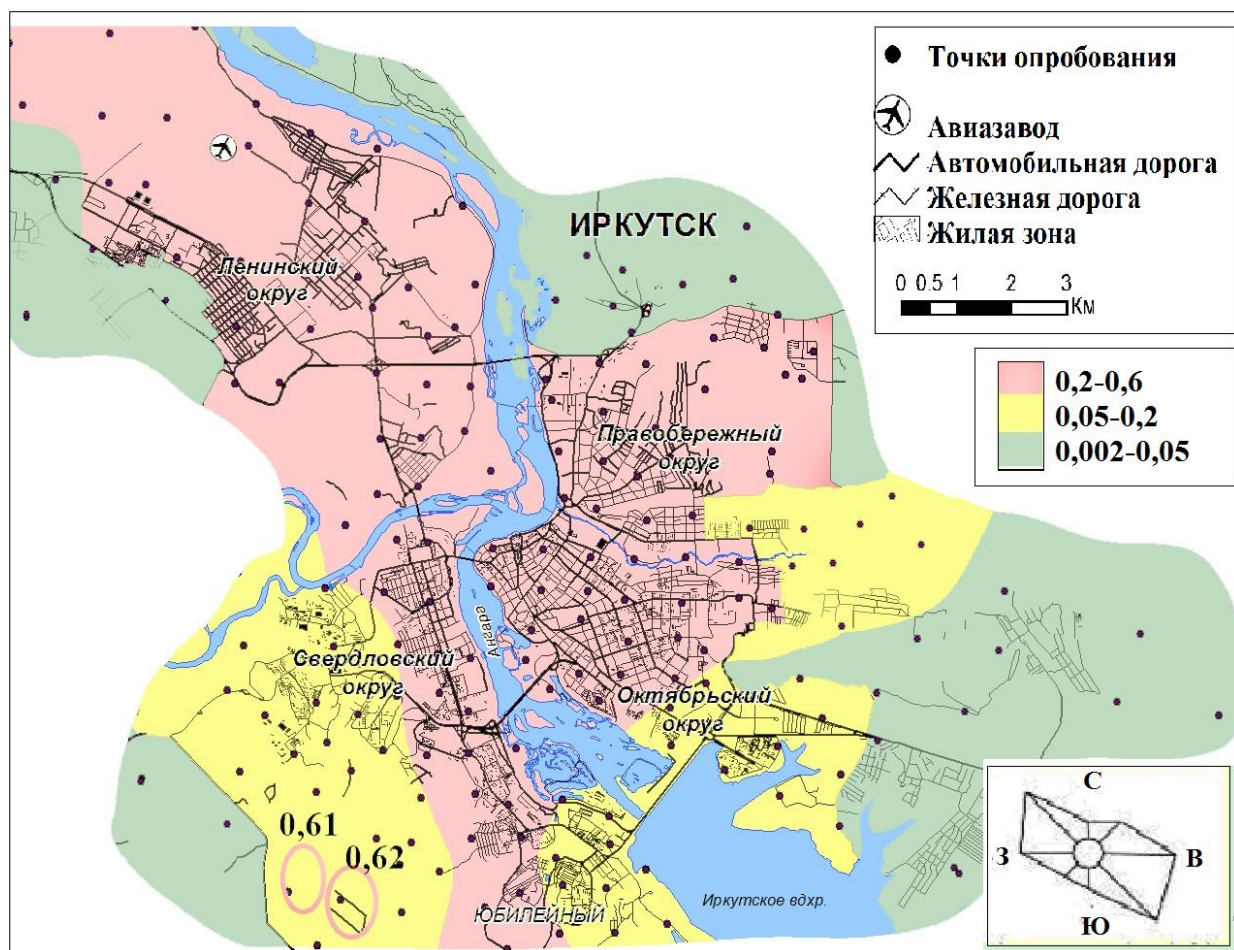


Рис. 4.27. Карта-схема плотности выпадения <sup>137</sup>Cs в почвах г. Иркутска и окружения, кБк/м<sup>2</sup>

Окраины города – территории размещения сельскохозяйственных угодий и пастбищ – отмечаются пониженными значениями удельной поверхностной активности <sup>137</sup>Cs.

Сравнивая гистограммы распределения плотностей <sup>137</sup>Cs в почвах городской территории и целинных почвах в окружении города (рис. 4.28), можно сказать, что максимальные значения плотности радиоцезия в почвах города приходится на интервал значений 0,125 – 0,175 кБк/м<sup>2</sup> (33 почвенных образца); отмечаются единичные образцы со значением плотности радиоцезия 0,325 – 0,375 кБк/м<sup>2</sup>, 0,475 – 0,525 кБк/м<sup>2</sup> и 2 образца со значением плотности

0,6 кБк/м<sup>2</sup>. Ненарушенные целинные почвы окружения г. Иркутска характеризуются максимумом значений плотности радиоцезия, лежащем в интервале 0,075 – 0,125 кБк/м<sup>2</sup>.

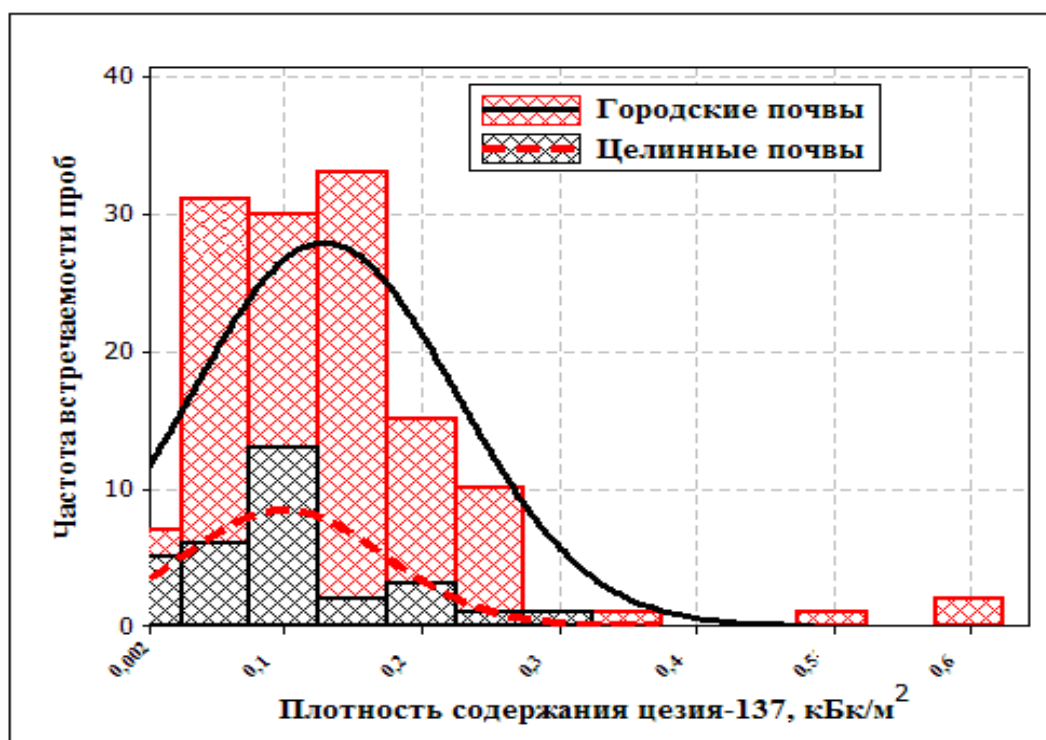


Рис. 4.28. Гистограмма распределения значений удельной поверхностной активности радиоцезия в городских и природных почвах г. Иркутска и окружения, кБк/м<sup>2</sup>

Согласно данным [Сухоруков, Гавшин и др., 1996] для районов Южной Сибири уровень загрязнения почв радиоцезием, обусловленный глобальными выпадениями, составляет величину 50 – 60 мКи/км<sup>2</sup>. Полученные в результате исследования вариации значений плотности распределения <sup>137</sup>Cs в целинных почвах окружения г. Иркутска (0,2 – 8,0 мКи/км<sup>2</sup>) намного меньше величины глобального фона, но тем не менее сопоставимы с функцией распределения плотностей загрязнения почв радиоцезием от чисто глобальных выпадений для полосы широт 50-60° с.ш. [Болтнева, Израэль и др., 1977]. Основным фактом, указывающим на наличие содержаний радиоцезия на исследуемой территории, обусловленных глобальными выпадениями, является близкое к глобальному (0,087 кБк/м<sup>2</sup> – по данным Непомнящих, Черняго и др., [1999] значение среднего квадратического

отклонения плотности загрязнения целинных почв окружения г. Иркутска ( $0,065 \text{ кБк/м}^2$ ).

Значительная концентрация гумуса, как правило, увеличивает сорбцию радионуклида в почве, что прослеживается в почвах г. Иркутска и его окружения – прямо-пропорциональная зависимость распределения значений удельной активности радиоцезия от показателя  $C_{\text{орг}}$  – с возрастанием концентрации органической составляющей возрастает и значение  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 4.29).

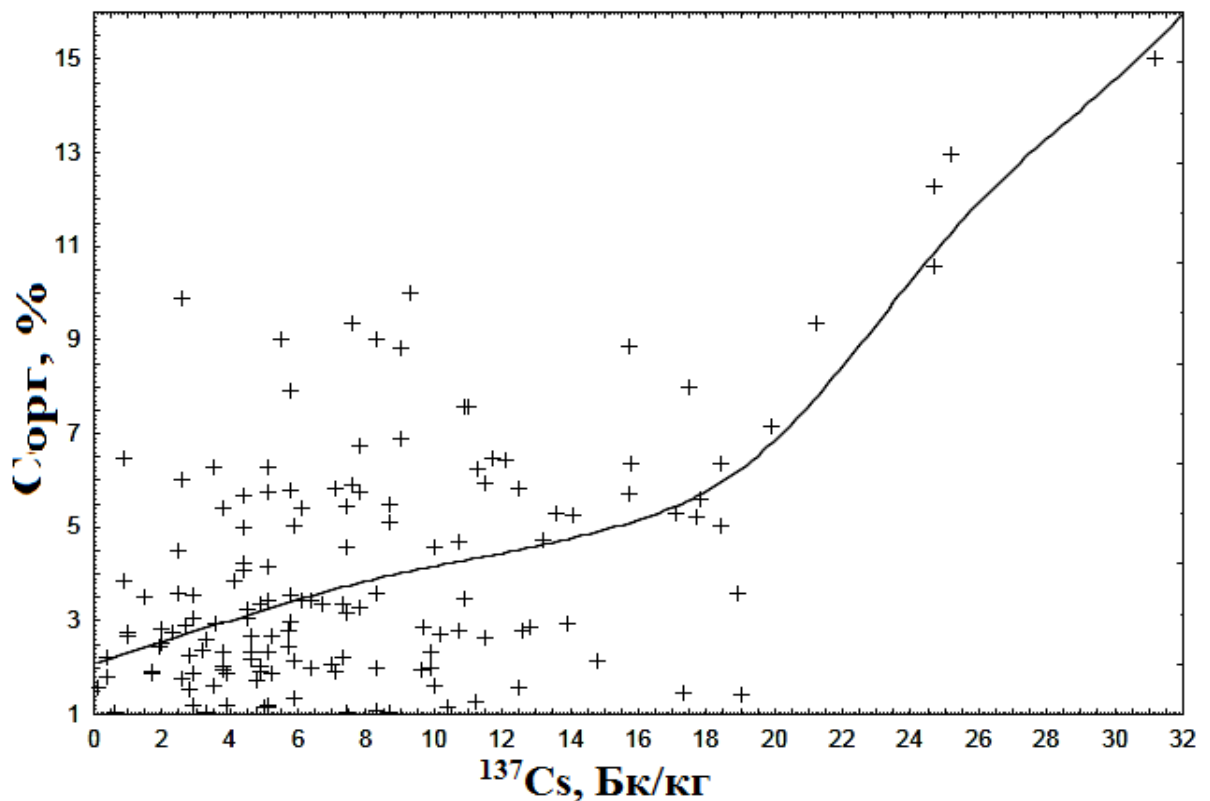


Рис. 4.29. Закономерность распределения значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  от показателя  $C_{\text{орг, \%}}$

Прослеживается тенденция увеличения среднего содержания показателя в условиях длительного и интенсивного антропогенного воздействия на почвенный покров, что характерно для промышленных зон Иркутска. Повышенным значениям  $C_{\text{орг}}$  в почвах данных зон способствуют выбросы в атмосферу сажи, коммунально-бытовой мусор, сорбированные почвенными частицами различные масла, бензин, топливо, содержащие большое количество органического вещества. На территориях селитебных зон в

почвенном покрове также прослеживается накопление  $C_{\text{орг}}$  и, следовательно, радиоцезия. Это, предположительно, может быть связано с привозным грунтом. Наименьшие содержания органического углерода и исследуемого радионуклида характерны для почвенного покрова территорий сельскохозяйственного назначения.

Таким образом, результаты проведенных исследований по площадному распределению радиоцезия в техногенно-измененных почвах городской территории и целинных почвах окраин г. Иркутска показывают, что современная радиационная обстановка исследуемой территории, не представляет потенциальной опасности. Плотность содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почвах города и его окружения не превышает  $0,6 \text{ кБк/м}^2$ , что в 2,5 раза меньше значения глобального фонового уровня для территории Южной Сибири ( $1,5 \text{ кБк/м}^2$ ). Максимальные значения удельной поверхностной активности радиоцезия зафиксированы в двух точках Свердловского округа в 2 км от г. Иркутска на территории размещения коттеджного поселка Николов Посад –  $0,61 \text{ Бк/кг}$  и  $0,62 \text{ кБк/м}^2$ , вероятно, вследствие привозных гумусоаккумулятивных грунтов. На окраинах города зафиксированы самые низкие значения содержаний  $^{137}\text{Cs}$  (целинные нетронутые почвы), что, видимо, и отражает природное содержание радиоцезия в почвенном покрове.

Миграционная способность исследуемого радионуклида существенно зависит от механического и минералогического состава почвы: тяжелыми по гранулометрическому составу почвами  $^{137}\text{Cs}$  закрепляется сильнее, чем легкими.

#### **4.6. Результаты исследования почв г. Иркутска методом рентгеноспектрального электронно-зондового микроанализа**

Для изучения фазового и химического составов почв г. Иркутска и окрестностей методом РСМА из общего числа проб было выбрано несколько почвенных образцов, отобранных в районах с различной степенью антропогенной нагрузки (табл. 4.26).

Таблица 4.26. Содержания тория и урана в почвах г. Иркутска и окрестностей по данным РФА, (мг/кг)

№№ пробы		Место отбора почвенного материала (г. Иркутск)	Th	U
Фоновые районы	1	Окраина микрорайона Ново-Ленино	5,4	0,5
	2	Пос. Ново-Разводная, поле пустое	9,0	2,1
	3	В 3 км от пос. Молодежный, рядом с СНТ "Березка-2"	8,9	1,8
Районы с различной интенсивностью антропогенной нагрузки	4	Предместье Радищево	16,9	2,7
	5	Куйбышевский р-н, садоводство «Союз учителей»	17,0	2,9
	6	Пос. Зеленый, военная часть	27,4	7,1
	7	Предместье Копай, заброшенный огород	16,0	5,3
	8	Предместье Марата, газон АЗС	10,5	15,4
	9	О. Юность, детская железная дорога	11,1	44,9
	10	Иркутск-2, около взлетной полосы ОАО НПК «Иркут», Иркутский авиазавод	9,3	23,3

Следует отметить, что отбор почвенного материала производился с целью обнаружения различий фазового и химического состава минеральной составляющей почв природного и техногенного генезиса. В связи с этим, образцы № 1-3, отобранные с территорий г. Иркутска, лишенных антропогенной нагрузки, содержат минимальные концентрации радиоэлементов 5,4 мг/кг – 9,0 мг/кг; 0,5 мг/кг – 2,1 мг/кг – тория и урана соответственно; почвенный материал проб № 4-7 содержит повышенные концентрации тория (16,0 мг/кг – 27,4 мг/кг) относительно урана (2,7 мг/кг – 7,1 мг/кг); проба № 8 насыщена как торием (10,5 мг/кг), так и ураном (15,4

мг/кг); образцы № 9, 10 концентрированы ураном (23,3 мг/кг, 44, 9 мг/кг) относительно содержания тория (11,1 мг/кг; 9,3 мг/кг).

Результаты исследований минеральной составляющей почв методом РСМА показали, что порошки почв представляют собой смесь частиц различной формы и размеров. Размер частиц по образцам изменяется от 1 до 300 микрон и более. Матрица всех исследуемых образцов неоднородна по составу. По ней наблюдаются тёмно-серые, серые, светло-серые и яркие частицы огранённой, полуогранённой, овальной и сферической формы. Изменение фазового состава по районам с разной степенью техногенной нагрузки отличается соотношением частиц природного и техногенного происхождения.

Визуально в фоновых районах, например, пос. Ново-Разводная (рис. 4.30), окраина микрорайона Ново-Ленино (рис. 4.31), наблюдаются частицы природного происхождения правильной ограненной формы в виде прямоугольников, квадратов, треугольников, параллелепипедов, трапеций.

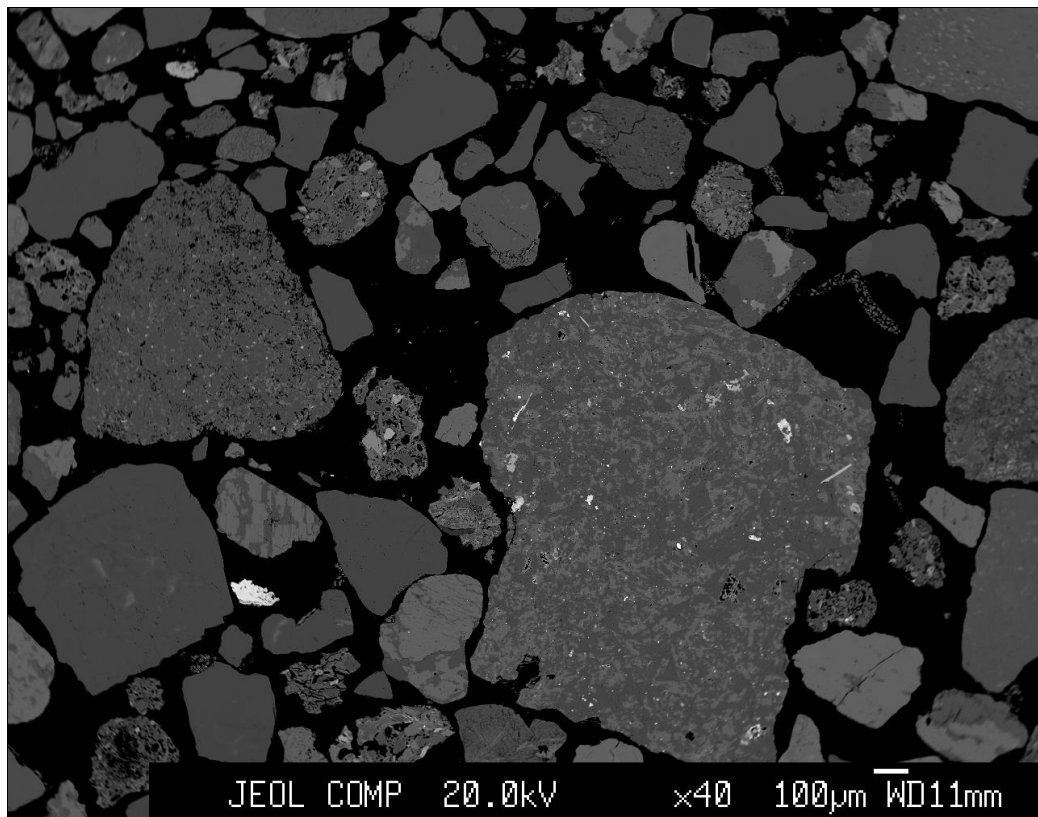


Рис.4.30. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц образца почвы фоновое участка г. Иркутска (пос. Ново-Разводная, поле). Общий вид природы распределения фаз в образце Увеличение 40 X.

Основной элементный состав этих частиц представлен содержанием оксидов Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, присутствующих в различных соотношениях массовых содержаний. Минеральная составляющая выражена кварцем, шпатами, пироксенами, амфиболами.

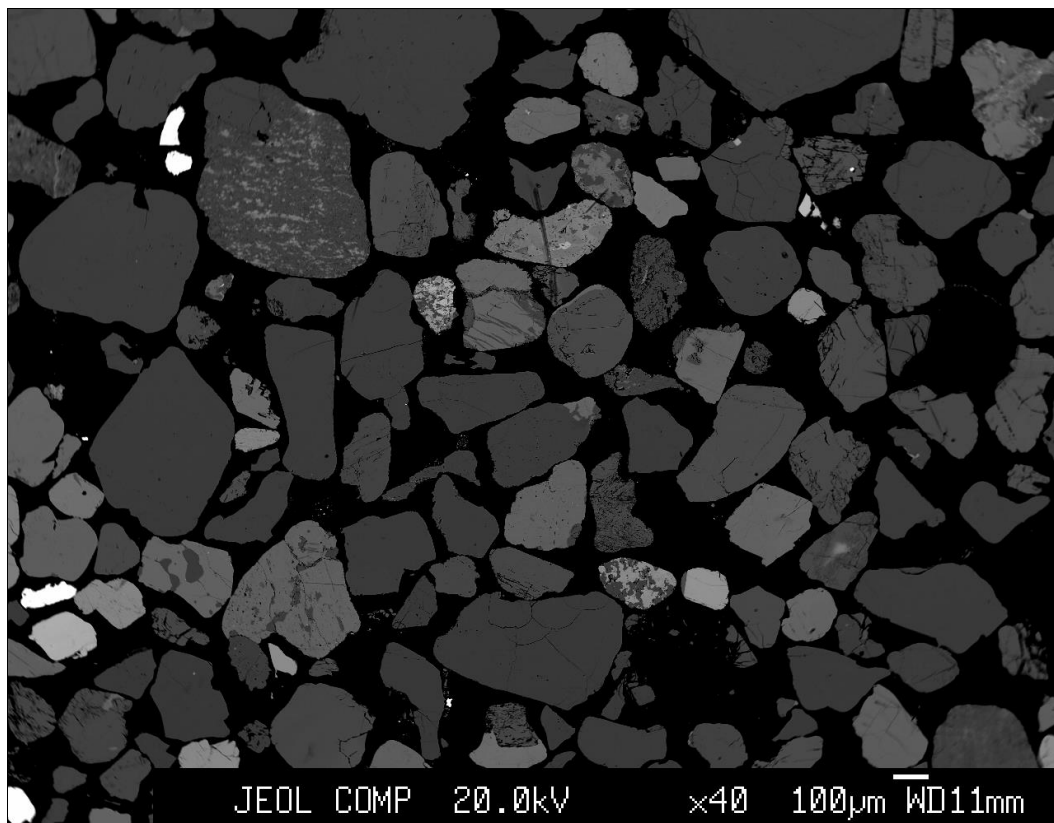


Рис.4.31. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц образца почвы фонового участка г. Иркутска (окраина м-на Ново-Ленино). Общий вид природы распределения фаз в образце. Увеличение 40 X.

В районах с высокой техногенной нагрузкой (на примере территории газона АЗС предместья Марата (рис. 4.32), наряду с природными частицами, выделяются частицы техногенного происхождения, обусловленные производственными процессами. Это частицы огранённой, полуогранённой, сферической неправильной формы; частично или полностью разрушенные с высоким содержанием оксидов Fe, Ti, Zr, Si, Ca, P и S.

Минеральная составляющая частиц представлена шпинелями, хромитами, ильменитами, магнетитами, апатитами, цирконами, единичными сульфидами, металлическими гранулами и сферулами. В некоторых из этих частиц зафиксированы представляющие интерес единичные десятые значения Th и U. В основном эти содержания наблюдаются в цирконах и в



фазах в виде апатитов, преимущественно, в почвенных образцах №№ 1, 2, 3. В образце № 4 обнаружены десятые значения урана со значительной примесью оксида серы. Данные представлены в табл. 4.27.

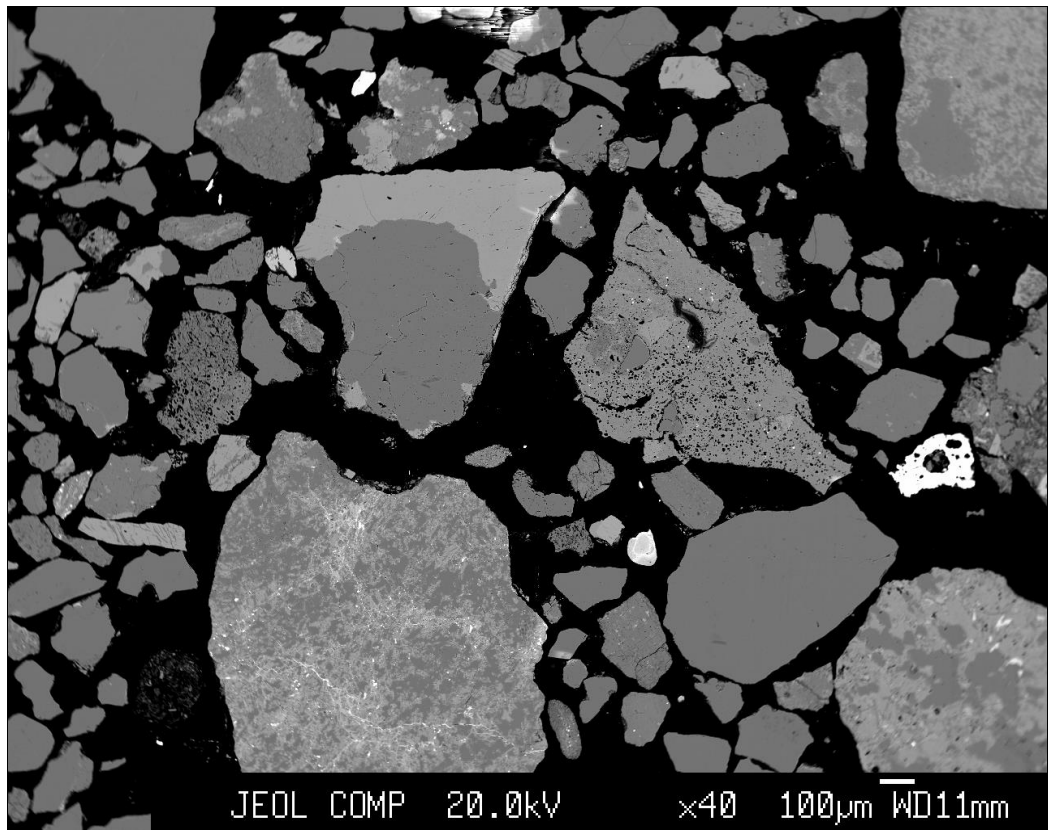


Рис. 4.32. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц образца антропогенно-измененной почвы территории г. Иркутска (предместье Марата). Общий вид природы распределения фаз в образце. Ув. 40 X.

Таблица 4.27. Результаты химического состава минеральной составляющей образцов почв г. Иркутска и его окрестностей, мас %

Элемент в оксидной форме	В 3 км от пос. Молодежный (обр. 1)	Садоводство «Союз учителей» (обр. 2)	Пос. Зеленый, в/ч (обр.3)	О.Юность, ДЖД (обр. 4)
	Фоновая территория	Территории, почвенный покров которых изменен вследствие антропогенных воздействий		
	циркон (рис. 4.37, частица 1)	апатит (рис. 4.38; частица 2)	циркон (рис. 4.39; частица 3)	Спек с остатками силикатов (рис. 4.40; частица 4)
K <sub>2</sub> O	0.046	1.003	0.005	0.120
Na <sub>2</sub> O	0.029	-	0.015	0.232

Продолжение таблицы 4.27.

SiO <sub>2</sub>	<b>35.786</b>	22.118	<b>33.970</b>	2.183
TiO <sub>2</sub>	0.033	<b>44.925</b>	0.058	0.011
ZrO <sub>2</sub>	<b>64.640</b>	0.363	<b>64.766</b>	0.029
MgO	-	0.864	0.009	0.260
CaO	0.102	1.242	-	-
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.012	-	-	0.006
ThO <sub>2</sub>	<b>0.165</b>	<b>1.992</b>	<b>0.129</b>	0.002
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.089	<b>10.189</b>	-	1.615
Cl	0.009	0.016	0.011	0.104
MnO	-	0.144	0.005	-
PbO	-	0.149	-	-
F	0.024	<b>0.145</b>	0.161	0.039
SO <sub>3</sub>	0.082	-	0.035	54.740
FeO	0.351	<b>4.573</b>	0.026	0.292
UO <sub>2</sub>	<b>0.429</b>	<b>0.089</b>	<b>0.136</b>	0.265
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	-	<b>2.109</b>	-	0.003
NiO	-	0.002	-	0.010
CuO	-	0.028	-	-
Total	100.78	88.886	99.257	59.872

Примечателен тот факт, что содержания урана и тория в почвенном образце № 1 (не затронутой техногенезом территории) определены в цирконе, не содержащем значительных примесей, в отличие от остальных образцов (№№ 2, 3, 4), отобранных с территорий, характеризующихся повышенными содержаниями тория и урана вследствие различного рода антропогенных воздействий.

Общий вид фазовой составляющей почвенных частиц, в которых обнаружались десятые и целые содержания радиоэлементов наглядно продемонстрирован следующими иллюстрациями (рис. 4.33-4.36).

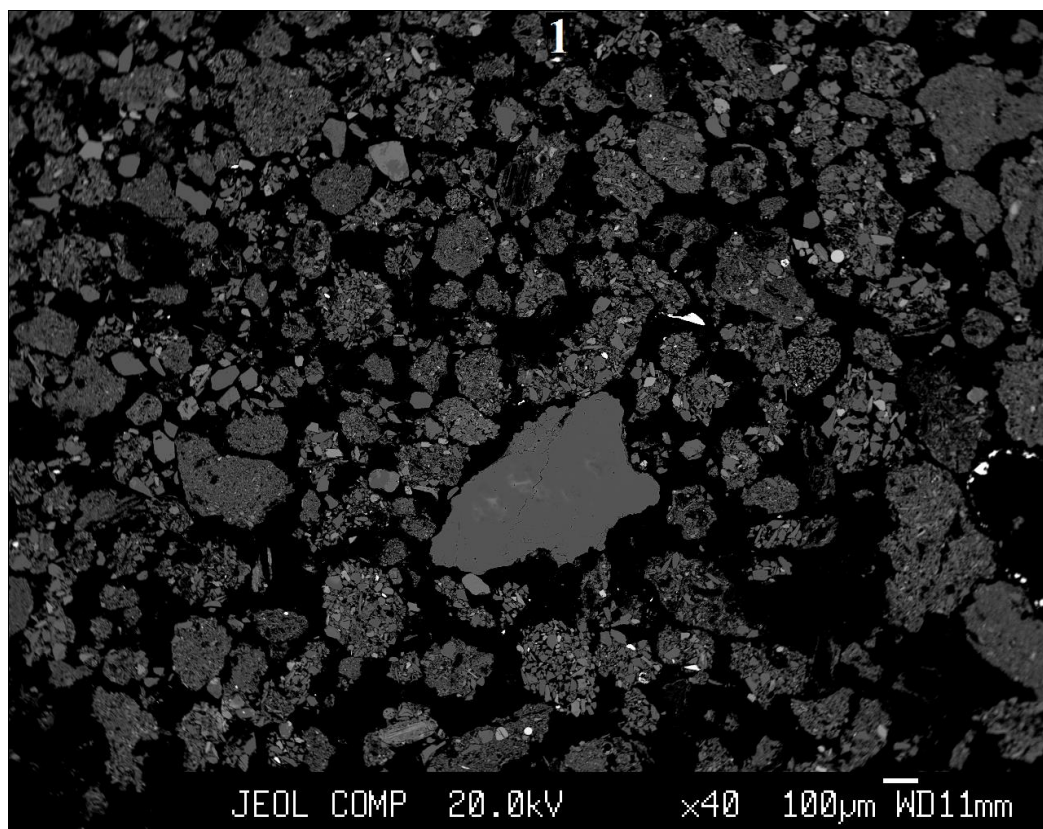


Рис. 4.33. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц почвенного образца фонового участка территории г. Иркутска (В 3 км. от пос. Молодежный). Общий вид природы распределения фаз в образце: 1 – частица циркона. Ув. 40 X.

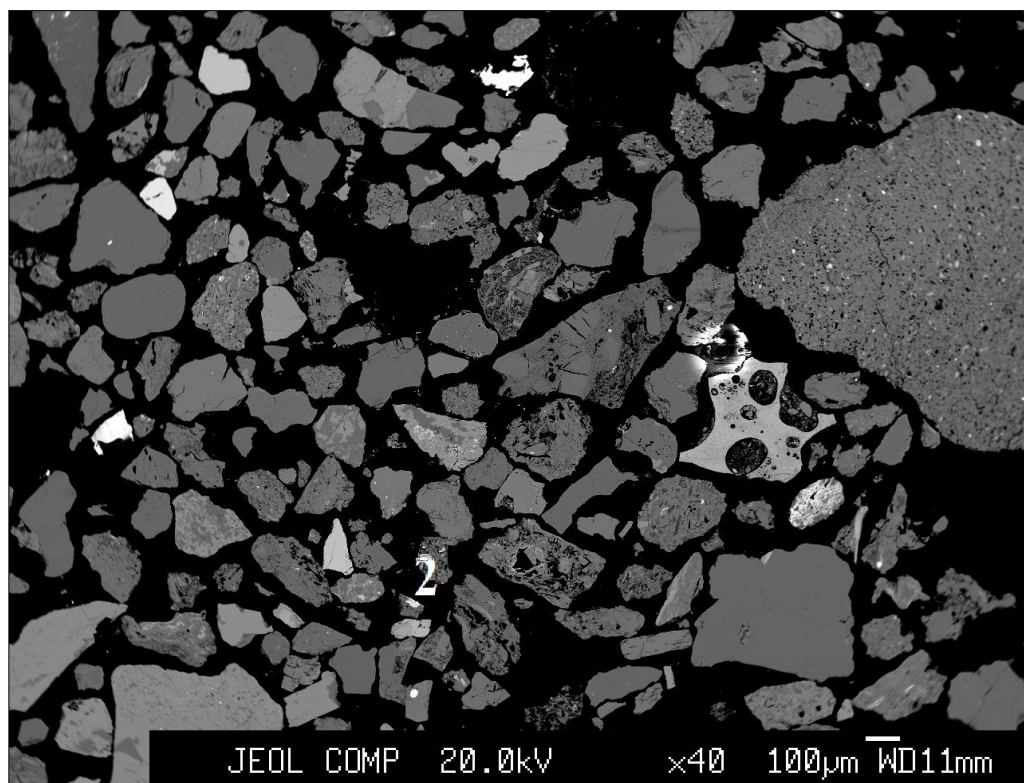


Рис. 4.34. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц почвенного образца участка с антропогенным влиянием территории г. Иркутска (садоводство «Союз учителей»). Общий вид природы распределения фаз в образце: 2 – силикатная фаза апатита. Ув. 40 X.

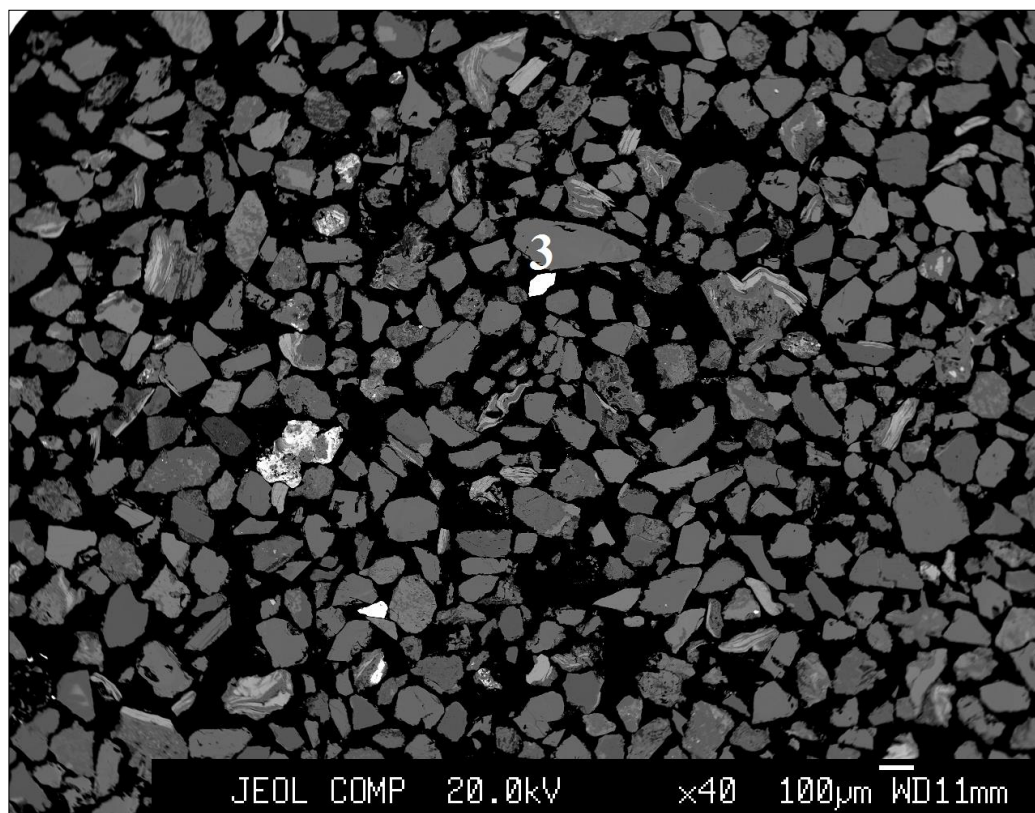


Рис. 4.35. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц почвенного образца участка с антропогенным влиянием территории г. Иркутска (в/ч пос. Зеленый). Общий вид природы распределения фаз в образце: 3 – частица циркона. Ув. 40 X.

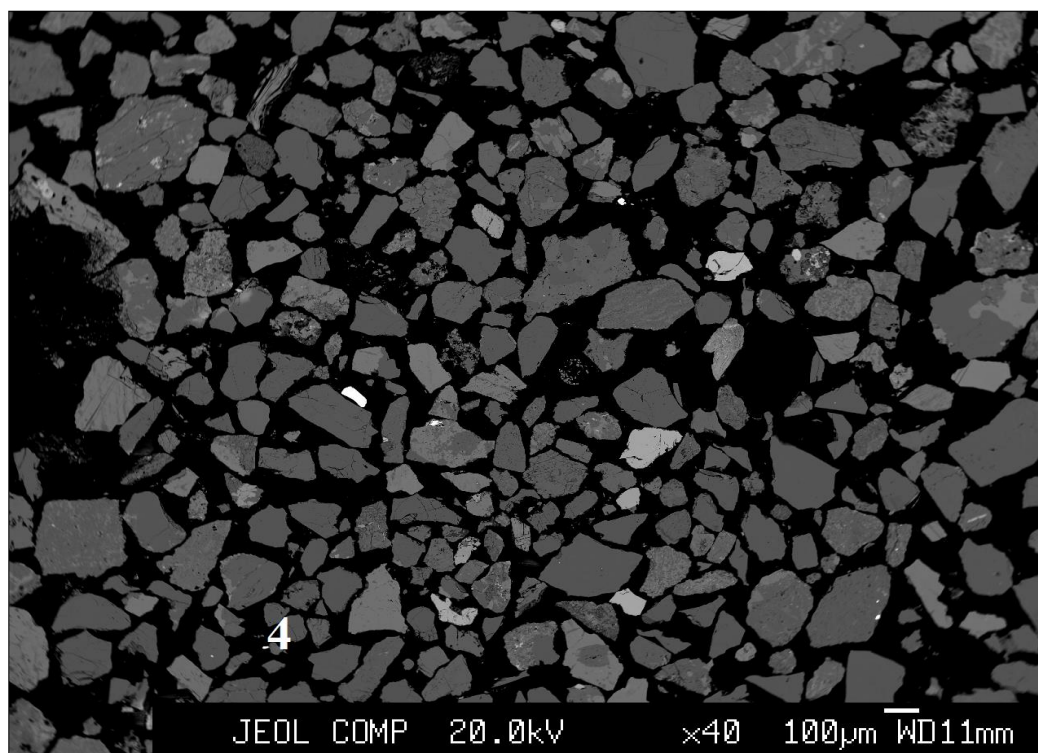


Рис. 4.36. Изображение в обратно рассеянных электронах частиц почвенного образца участка с антропогенным влиянием территории г. Иркутска (о. Юность – территория ДЖД). Общий вид природы распределения фаз в образце: 4 – частица с содержанием урана. Ув. 40 X.

Для уточнения наличия примесных содержаний урана и тория в минеральной составляющей почв на частицах образцов № 1-4 было изучено распределение элементов по поверхности частиц в рентгеновских характеристических лучах определяемых элементов в режиме растрового электронного микроскопа. Для каждой частицы получены изображения во вторичных электронах (SEI), в обратно рассеянных электронах (Compo) и в рентгеновских характеристических лучах определяемых элементов: Na, Mg, Al, Si, P, F, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Ni, S, Cu, Zr, Pb, Th, U, Fe.

Результаты картирования показали, что в почвенной пробе, отобранной вблизи пос. Молодежный обнаружены высокие содержания циркония и десятые доли тория и урана (рис. 4.37). Наличие в составе частиц содержаний Zr, Th и U подтверждают картины распределения в рентгеновских лучах циркония, тория, урана.

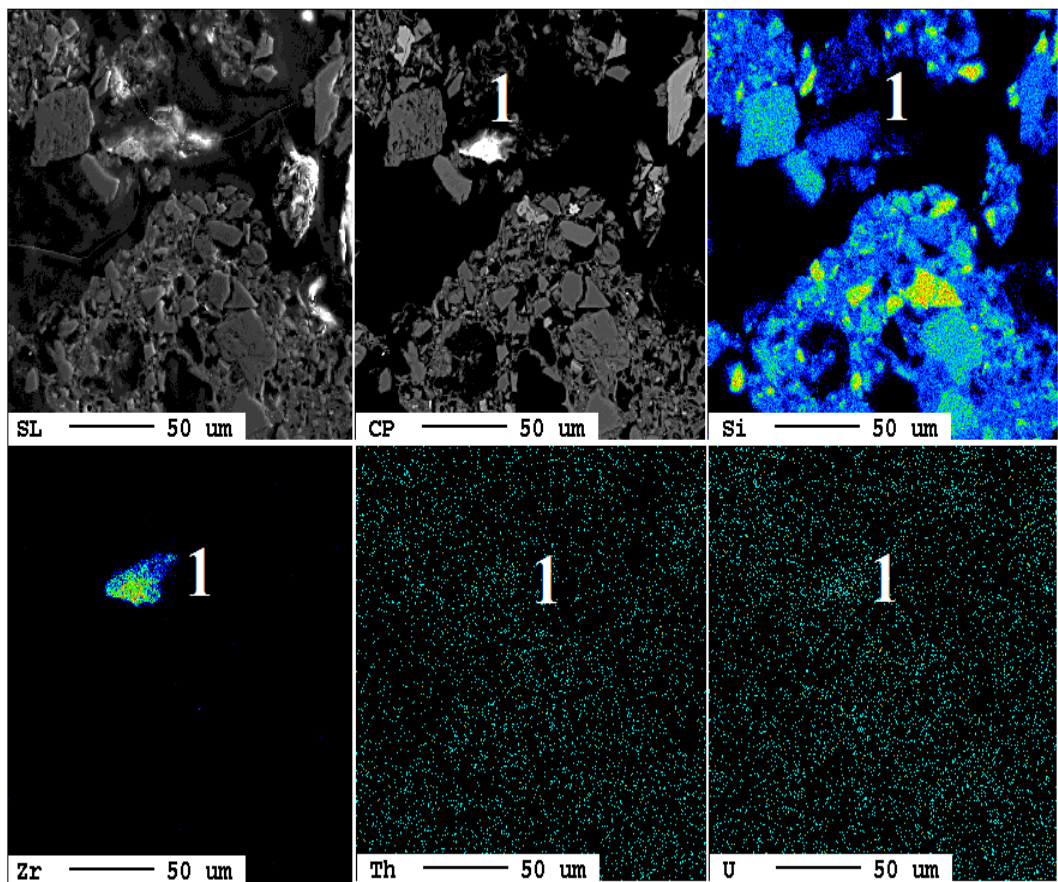


Рис. 4.37. Карта распределения в рентгеновских лучах характеристического излучения определяемых элементов: 1 – частица циркония. Территория фонового участка г. Иркутска (в 3 км. от пос. Молодежный)

Содержание тория в почвенном образце участка территории г. Иркутска обнаружены в зернах апатита (рис. 4.38).

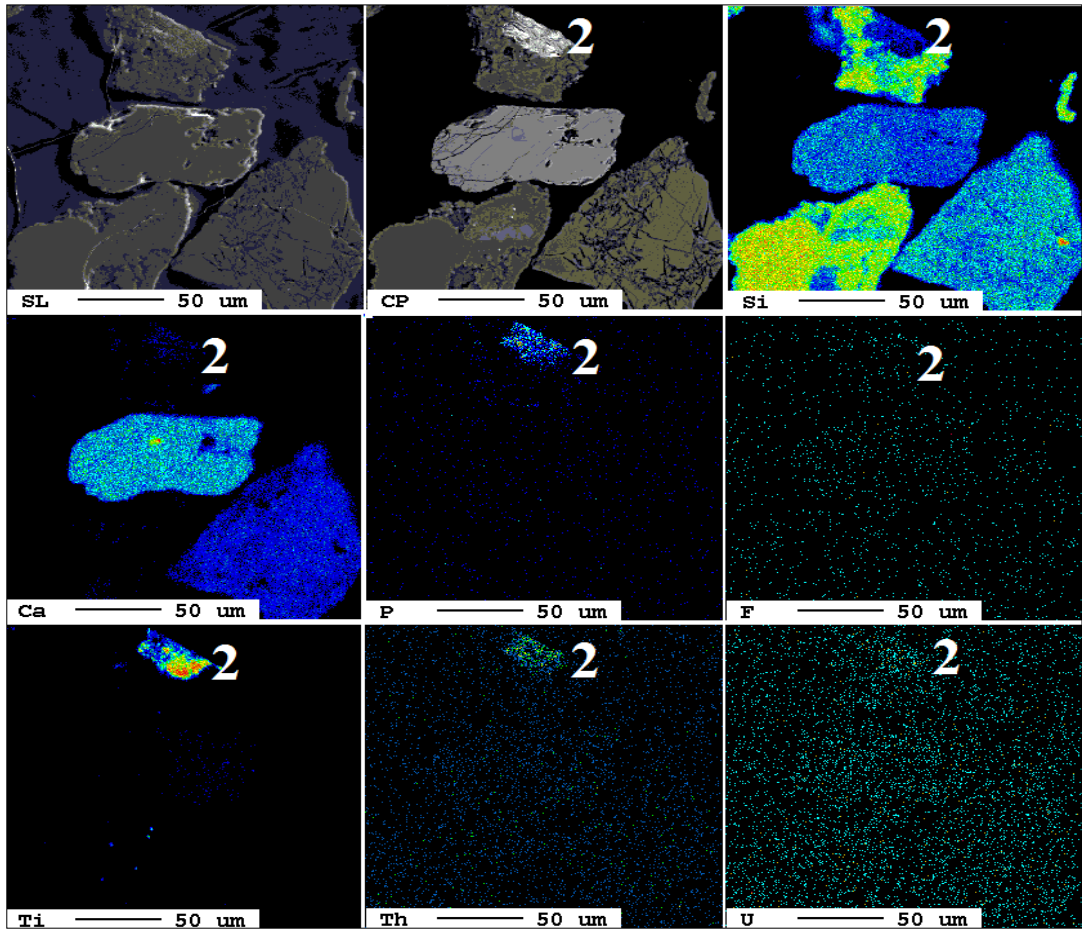


Рис. 4.38. Карта распределения в рентгеновских лучах характеристического излучения определяемых элементов: 2 – силикатная фаза апатита. Участок территории г. Иркутска с антропогенной нагрузкой (садоводство «Союз учителей»)

Территория испытывает антропогенную нагрузку и принадлежит садоводческому товариществу «Союз учителей». Апатит – минерал класса фосфатов, в котором как раз и отмечаются примеси кальция, фтора, фосфора и тория. Минерал является основным сырьем для изготовления фосфорных удобрений. И, таким образом, наличие в образце фосфора еще раз подтверждает факт повышенного значения тория в данном образце следствием применения на дачном участке садоводства фосфорных удобрений.

Почвенная проба территории военной части пос. Зеленый примечательна содержанием частиц циркония (рис. 4.39).

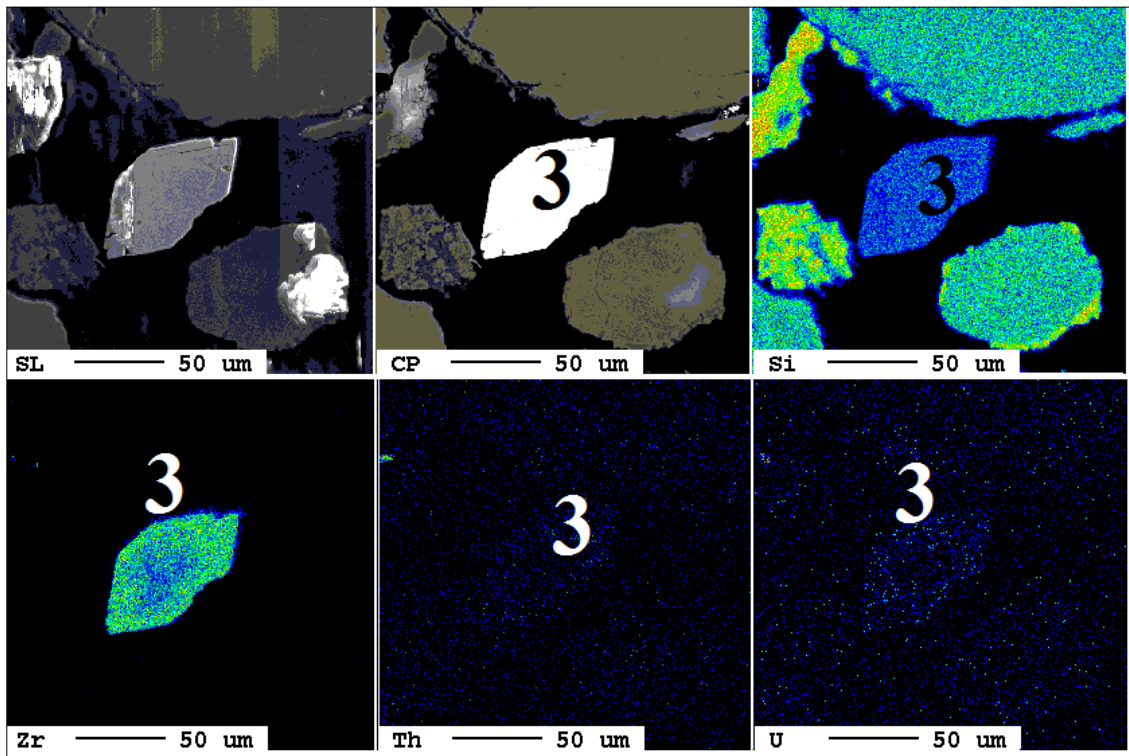


Рис. 4.39. Карта распределения в рентгеновских лучах характеристического излучения определяемых элементов: 3 – циркон. Участок территории г. Иркутска с антропогенной нагрузкой (в/ч пос. Зеленый)

Почвенный образец, принадлежащий территории о. Юность вблизи Детской железной дороги содержит частицы урана и серы (рис. 4.40). Сера, как известно, содержится в каменном угле. В процессе сжигания углей образуется свыше 100 тыс. тонн золошлаковых отходов, которые в процессе пыления загрязняют бассейн озера Байкал, распространяясь воздушными массами на значительные расстояния. Возможно, шлаки каменных углей Канско-Ачинского бассейна, сжигаемые котельными Ангасольского щебеночного завода, являются источником присутствия урана в почвенном образце № 9, т.к. при сгорании угля в золе остаются радиоизотопы уран-радиевого и ториевого рядов, первоначально содержащиеся в исходном угле [Скворцов и др., 2007].

В целом, минеральная составляющая представлена силикатной основой; на предмет содержания урана и тория в районах антропогенной нагрузки выражена, главным образом, цирконами и апатитами. Почвенный покров, лишенный антропогенной нагрузки, характеризуется наличием содержаний урана и тория преимущественно в цирконах. Остальные исследуемые

почвенные образцы, отобранные в районах с антропогенным воздействием, содержат примесные содержания различных элементов.

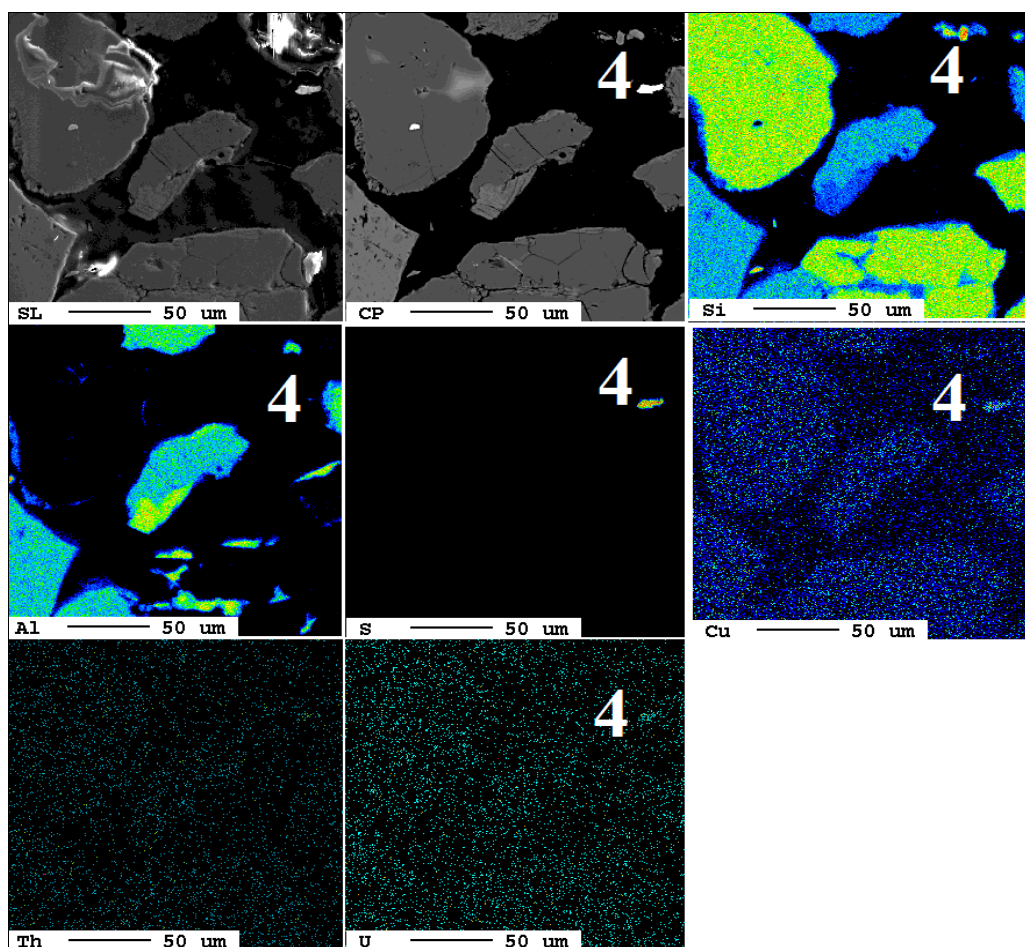


Рис. 4.40. Карта распределения в рентгеновских лучах характеристического излучения определяемых элементов: 4 – частица с содержанием урана. Участок территории г. Иркутска, испытывающий антропогенную нагрузку (о.Юность, территория ДЖД)

Следует отметить, что результаты исследования локальным методом РСМА примесных содержаний урана и тория в почвенных образцах, отобранных на территории г. Иркутска, хорошо согласуются с результатами определения содержаний этих радиоэлементов методом РФА.

Таким образом, исследование на микронном уровне изменений фазового и химического состава минеральной составляющей почв г. Иркутска и окрестностей позволяет выявить различия между районами, испытывающими техногенную нагрузку и территориями, лишенными антропогенного прессинга.



## Глава 5. Распределение урана, тория и уровень МЭД гамма-излучения в почвах г. Ангарска

Ангарск – промышленный город, расположенный в юго-западной части Иркутской области, на Восточно-Сибирском плоскогорье, в междуречье Ангары и Китоя. В результате проведенных исследований, почвенный покров окружения города характеризуется наименьшими содержаниями как урана (1,0-1,4 мг/кг), так и тория (5,8-8 мг/кг) относительно жилой территории Ангарска (1,5-7 мг/кг; 6-14,2 мг/кг соответственно). Для донных отложений обводного канала вокруг шламоотстойника гидрозолоотвала ТЭЦ-9 и дренажной канавы, выходящей в р. Ангара также характерно максимальное содержание изучаемых радиоэлементов, что связано с частичным привнесом шлама в воду каналов из золоотвала ТЭЦ-9. Прослойки золы отмечаются также в профилях окружающих почв и содержат повышенное количество U и Th: в двух пробах шлама, взятых с различной глубины из шламоотстойника, содержание урана составило 10,1 и 17 мг/кг, а тория – 29 и 44 мг/кг. Данные проведенных исследований отображены в таблице 5.1.

Таблица 5.1. Сравнительная характеристика содержаний тория (мг/кг), урана (мг/кг), их отношение и величины МЭД (мкЗв/ч) в почвах и донных отложениях территории города Ангарска и пригорода (Гребенщикова, Грицко и др., 2017).

Территория	U	Th	Th/U	МЭД	Кол-во проб
	min-max				
<b>Почвы</b>					
Жилая территория города	1,5-7	6-14,2	2-8,5	0,11-0,14	61
Южная и восточная промышленные территории	7-10,6	10-30,8	1,8-3,5	0,23-0,34	44
Пригород	1,0-1,4	5,8-8	2,6-3,1	0,11-0,18	15
<b>Донные отложения</b>					
Шламоотстойник	10,1-17	29-44	2,6-2,9	-	2
Обводной канал вокруг шламоотстойника	13,4	26,2	2,0	-	3
Дренажная канава возле шламоотстойника	10,6	29	2,7	-	1
Дренажная канава возле р. Ангары	2	8,2	4,1	-	1

Стоит предположить, что основной вклад в повышение содержания урана в почвах вносит его выщелачивание из шламоотстойника и дальнейшая миграция в растворимой форме и в виде взвесей по обводному и дренажному каналам в сторону р. Ангары. Большая часть техногенных взвесей осаждается еще до разгрузки в р. Ангару.

Максимальные концентрации урана (7-10,6 мг/кг) приурочены к южной части города и располагаются единым ореолом вокруг площадки территории золоотвала ТЭЦ-9 (рис. 5.1).

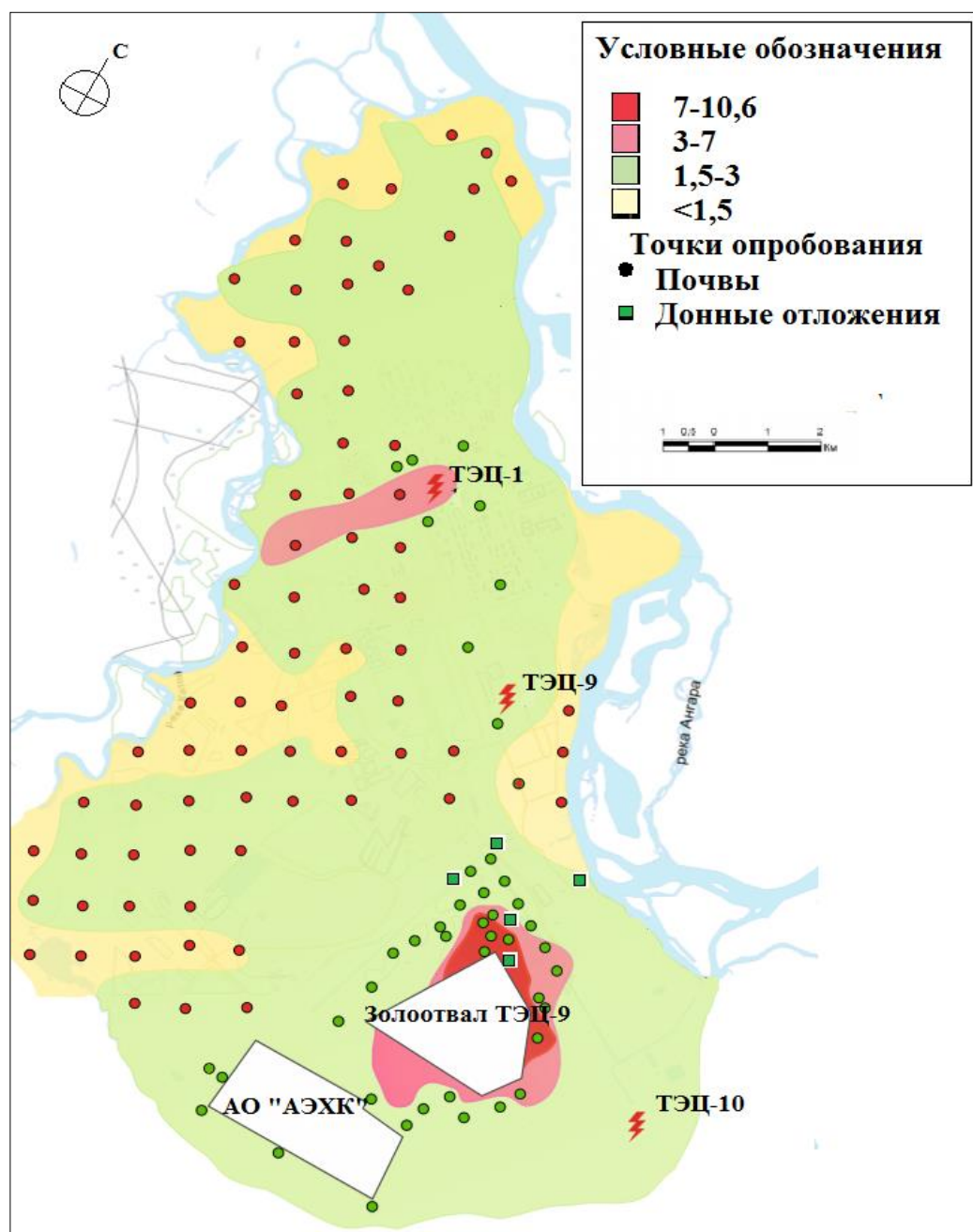


Рис. 5.1. Распределение содержаний урана (мг/кг) в почвенном покрове г. Ангарска и пригорода

Территория вблизи ТЭЦ-1 примечательна повышенным содержанием нуклида (3-7 мг/кг). В черте города (вдоль трассы Иркутск-Красноярск) локальный участок повышенного содержания урана обусловлен, вероятно, атмосферным переносом выбросов угольных ТЭЦ.

На западной и восточной окраинах г. Ангарска, приуроченных к поймам рек Китой и Ангара, в почвенном покрове отмечаются низкие содержания урана – менее 1,5 мг/кг. Даже в восточной промышленной части города, несмотря на имеющиеся здесь предприятия, содержания урана в почве не превышают 2 мг/кг.

Распределение тория (рис. 5.2) в почвах городской территории и пригорода фактически повторяет характер распределения урана, но ореолы его распространения занимают более протяженные участки города.

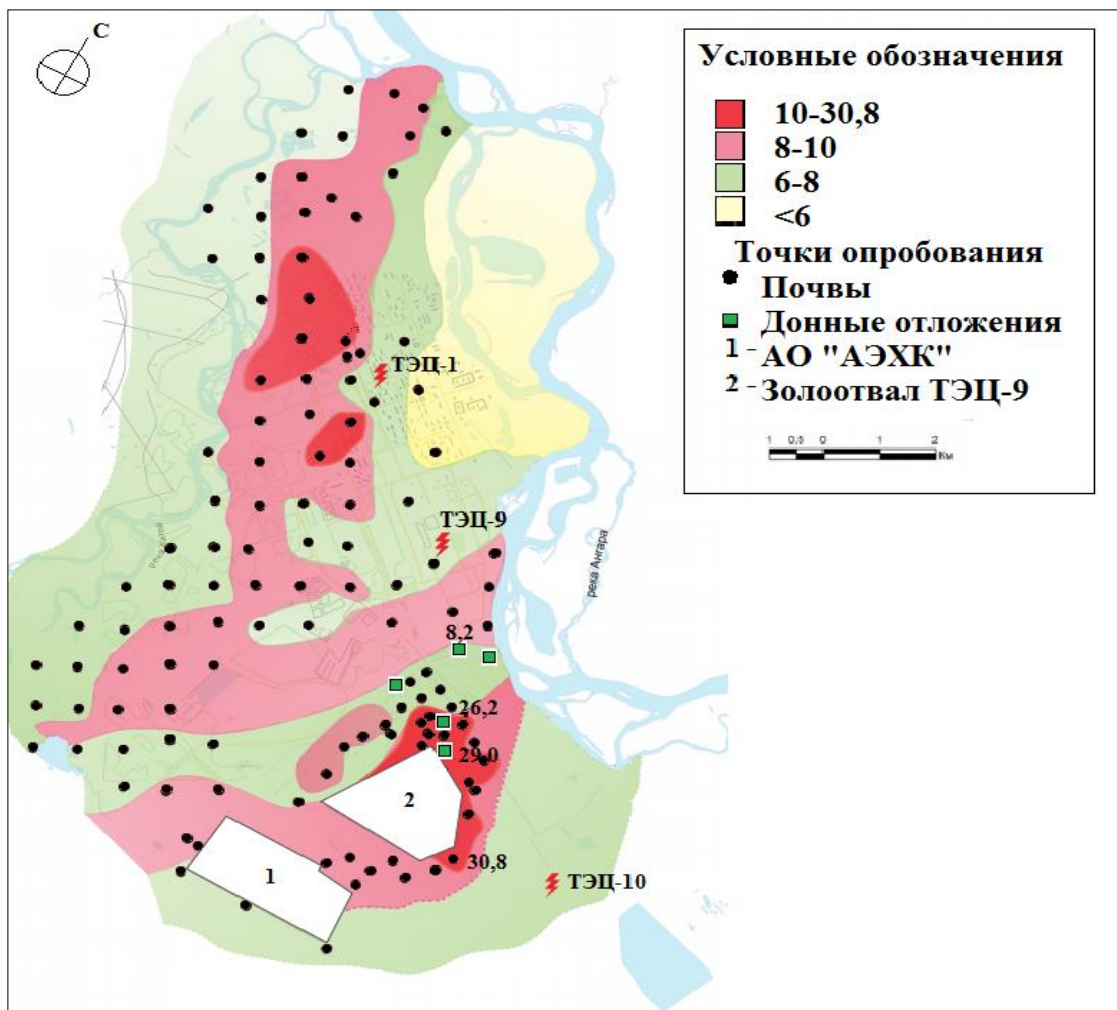


Рис. 5.2. Распределение содержаний тория (мг/кг) в почвенном покрове г. Ангарска и пригорода

Минимальное содержание нуклида отмечено на восточной окраине города (менее 6 мг/кг). Северная, южная и западные окраины г. Ангарска характеризуются содержаниями тория 5,8-8 мг/кг. Максимальные концентрации изучаемых радиоэлементов отмечается в южной промышленной части города вокруг гидрозолоотвала ТЭЦ-9 (Th – до 30,8 мг/кг; U – до 10,6 мг/кг).

Показатель Th/U отношения находится преимущественно на уровне 3-5. Пониженные значения ( $\leq 3$ ) в почвенном покрове характерны для южной части города – район АЭХК и гидрозолотвал ТЭЦ-9; повышенное ( $> 7$ ) – отмечается в северной и в некоторых краевых частях города. Минимальные содержания обоих элементов и низкое Th/U отношение отмечены в почвах между АЭХК и шламоотстойником, которые наиболее подвержены дренажу поверхностными и грунтовыми водами.

Стоит отметить, что почвенном покрове г. Ангарска в результате исследований, проведенных с 2008 по 2010 гг. в зоне влияния золоотвалов ТЭЦ, выделены участки с повышенными содержаниями урана (до 10,6 мг/кг) и тория (до 30,4 мг/кг), связанные с поступлением в почвы золошлаковых отходов в виде пыли [Кузнецов, Гребенщикова и др., 2010; Кузнецов, Гребенщикова, Айсуева, 2013].

Повышенные значения уровня МЭД (0,23-0,34 мкЗв/ч) приурочены к максимальным концентрациям рассматриваемых радиоэлементов. В жилой зоне города и его окраинах величина МЭД низкая и составляет 0,14-0,18 мкЗв/ч.

Полученные данные свидетельствуют о том, что угольные ТЭЦ влияют в первую очередь на почвенный покров, а нефтегазоперерабатывающие предприятия – на состав аэрозольных выпадений.

Для установления влияния атмосферного переноса исследуемых поллютантов было произведено опробование почвенного покрова территории по направлению северо-западных ветров от АЭХК до г. Иркутска (рис. 5.3).

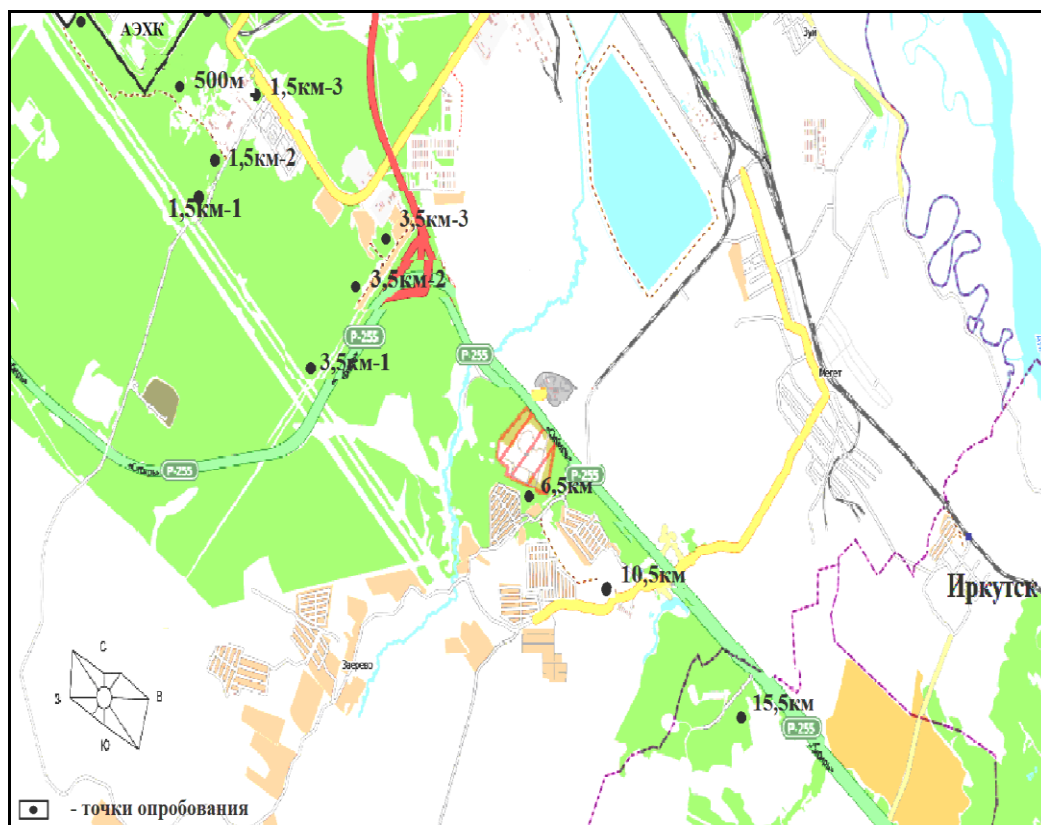


Рис. 5.3. Схема точек опробования участка территории от г. Ангарска до г. Иркутска

Почвенный покров изучаемой территории представлен, в основном, дерново-лесными почвами, встречаются лугово-болотные. Вдали от дороги территория занята хвойными (сосна) и смешанными лесами; встречаются участки, свободные от леса под луговым разнотравьем.

Дерново-лесные почвы состоят из горизонтов А и В. А – существенно суглинистый, с содержанием гумуса до 7%, мощностью до 10 см; В – глинистый, мощностью 10- 25 см, содержание гумуса не более 1,5% [Козлова, Швецов, 2004]. Микрорельеф бугристо-западинный.

В результате проведенных исследований стоит отметить, что распределение содержаний элементов в почвенном покрове по мере удаления от АЭХК к г. Иркутску по так называемой «розе ветров» уменьшается незначительно, в частности, если рассматривать точки, отобранные по прямой (табл. 5.2).

Таблица 5.2. Содержание радиоактивных элементов, их соотношение (мг/кг) и значения МЭД (мкЗв/ч) в почвенном покрове территории от г. Ангарска до г. Иркутска

№№ точки	№№ проб	Th	U	Th/U	МЭД
1	1	4,8	1,5	3,2	0,21
2	2	5,4	2,5	2,2	0,22
3	3	6,3	1,8	3,5	0,21
4	4	3,4	1,4	2,4	0,21
5	5	4,4	2,5	1,8	0,22
6	500 м*	6,1	2	3,1	0,18
7	1,5 км-1	5	1,9	2,6	0,18
8	1,5 км-2	5,4	1,9	2,8	0,16
9	1,5 км-3	6,4	2,2	2,9	0,16
10	3,5-1	5,1	1,7	3	0,14
11	3,5-2	5,2	1,8	2,9	0,14
12	3,5-3	6,7	1,7	3,9	0,14
13	6,5	5,8	2,5	2,3	0,12
14	10,5	5,9	1,6	3,7	0,12
15	15,5	6,8	1,4	4,9	0,11

Примечание: \* - точки пробоотбора, проходившие непосредственно по прямой

Исключения составляют точки 13, 14, 15, взятые на расстоянии 6,5 км, 10,5 км и 15,5 км соответственно. Данное отклонение объясняется тем, что вблизи от точки 13 располагается ЗАО нефтеперерабатывающее предприятие «Дитэко», производящее нефтепродукты, при сжигании которых в атмосферу выделяются радионуклиды. На расстоянии 10,5 км от г. Ангарска в данной точке располагалась зенитно-ракетная бригада, ныне расформированной военной части. Последняя точка отобрана с городской территории, испытывающей влияние техногенеза.

В целом полученные вариации значения содержаний элементов невысоки – Th в пределах (3,0-6,9 мг/кг при среднем 5,4 мг/кг); U (1,0-2,5 мг/кг при среднем 1,8 мг/кг). Значения измеренного уровня МЭД гамма-излучения укладываются в диапазоне 0,11 – 0,34 мкЗв/ч, со средним

значением 0,21 мкЗв/ч, что немного выше фонового значения, характерного для данной территории, несколько понижаясь по дороге от г. Ангарска до г. Иркутска относительно значений вокруг АЭХК и ТЭЦ. Повышенные относительно всей выборки элементы, значения отмечаются вблизи ТЭЦ. Корреляционных зависимостей в почвах между содержанием радиоактивных элементов не фиксируется.

По содержанию тория, урана и, соответственно, их отношению выделяется три группы почв (рис.5.4):

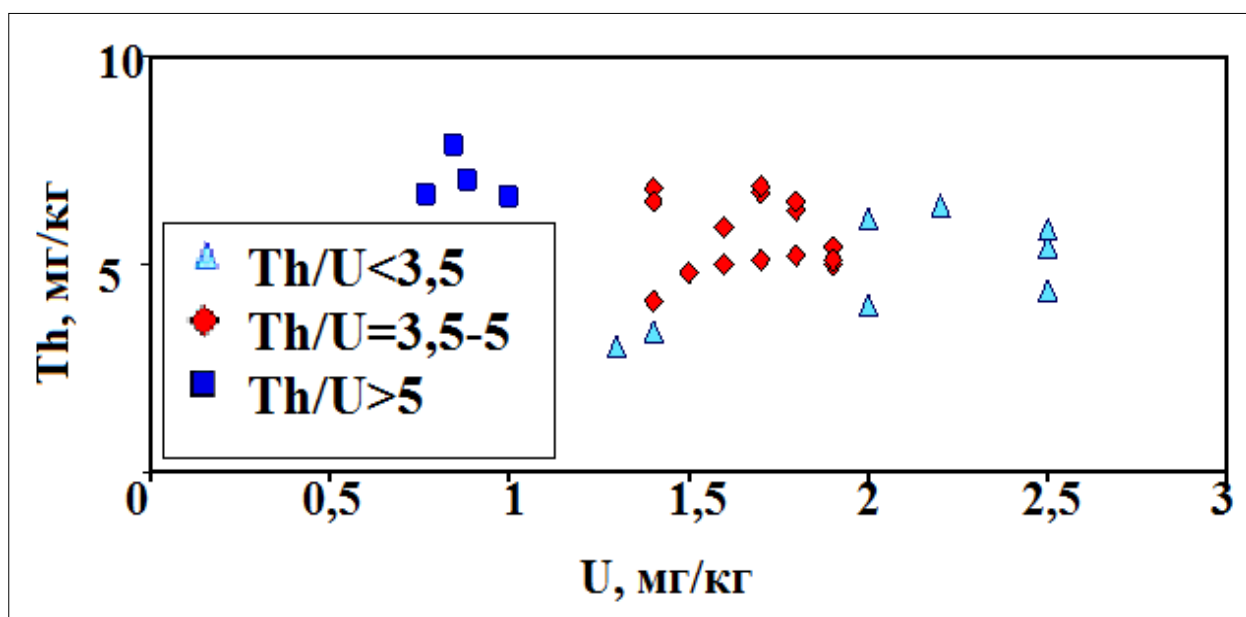


Рис. 5.4. Схема распределения содержаний Th и U относительно их отношения в почвах г. Ангарска

- 1) с нормальным содержанием Th и повышенным содержанием U, относительно данной выборки элементов ( $Th/U < 3,5$ );
- 2) с нормальным содержанием обоих элементов ( $Th/U = 3,5-5$ , что соответствует природному равновесию);
- 3) с повышенным содержанием Th и относительно низким содержанием U ( $Th/U > 5$ ).

Географически первая группа почв, в основном, расположена вблизи АЭХК; вторая группа принадлежит дороге по мере удаления от комбината. Выделяется точка, принадлежащая третьей группе, расположенная в районе отстойника ТЭЦ – 9, зола выбросов которого, как известно, обогащена

широким спектром элементов, включая радиоактивные. В данном случае, вероятно, в результате водной миграции происходит вынос урана, как, более подвижного металла, и соответственно накопление тория, что подтверждается увеличением отношения  $\text{Th/U} > 5$ .

Таким образом, проведенные исследования выявили, что приоритетными источниками повышенных содержаний тория и урана в почвенном покрове различных функциональных зон г. Ангарска и его пригорода является аэро- техногенная эмиссия их от крупных промышленных предприятий, а именно АО «АЭХК», трех ТЭЦ и котельных, использующих уголь местного угольного бассейна, а также сформированное загрязнение почвенного покрова вследствие предшествующей деятельности данных предприятий.

Существенного техногенного переноса изучаемых радиоэлементов по преобладающим северо-западным ветрам от г. Ангарск через г. Иркутск не выявлено. Влияние АО «АЭХК» на содержание радионуклидов в почвенном покрове города достоверно не установлено. Можно сказать, что радиоэкологическое состояние почвенного покрова на исследуемой территории удовлетворительное.

Уровень МЭД гамма-излучения не достигает предельно допустимого значения; повышенные значения фиксируются локальными «пятнами», приуроченными к территории расположения промышленных объектов.



## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе проведенных исследований установлены особенности распределения радиоактивных элементов в почвенном покрове различных функциональных зон территорий городов Иркутска, Ангарска и периферии.

Основные выводы сводятся к следующему:

1. На территории г. Иркутска и окрестностей наблюдается различное по интенсивности накопление гумусоаккумулятивным почвенным горизонтом радиоактивных элементов. Почвы городской территории характеризуются повышенными значениями тория, урана и уровня МЭД гамма-излучения относительно почв, расположенных в окружении города. Самый высокий уровень повышения содержания радионуклидов регистрируется в соответствии с так называемой «розой ветров» в направлении с северо-запада на юго-восток. Наиболее неблагоприятны: район Ново-Ленино, Иркутска-II, промышленная часть Правобережного округа (предместье Марата), центральная часть города. Слабый и условно фоновый уровни содержания радиоэлементов регистрируются на северо-восточной, юго-западной и южной окраинах города.

2. Установлены приоритетные локальные местные источники привноса урана и тория в почвы города – главным образом, техногенно преобразованные урбаноземы, как результат деятельности расположенных вблизи «собственных» предприятий различной специфики – Иркутский авиазавод; промзона предместий Рабочее и Марата, территория военной базы микрорайона Зеленый; привозные грунты о. Юность, слагающие непосредственно детскую железную дорогу; ТЭЦ и мелкие котельные, работающие на угле, а также некоторые участки дачных садоводств. Выявленные «источники – загрязнители» не занимают большую площадь на территории города Иркутска, но, тем не менее, требуют регулярного систематического контроля.

3. Существенного влияния внешнего источника загрязнения – АО АЭХК – на содержание радионуклидов в почвенном покрове г. Иркутска достоверно не

установлено. Техногенного переноса изучаемых радиоэлементов по преобладающим северо-западным ветрам от г. Ангарск через г. Иркутск не выявлено. Можно сказать, что радиоэкологическое состояние почвенного покрова на исследуемой территории удовлетворительное.

4. Установлено, что приоритетными источниками повышенных содержаний тория и урана в почвах г. Ангарска и пригорода является аэротехногенное поступление их от промышленных предприятий, преимущественно АЭХК, ТЭЦ и котельных, использующих уголь местного угольного бассейна. Уровень МЭД гамма-излучения не достигает предельно допустимого значения; повышенные значения фиксируются локальными «пятнами», приуроченными к территории расположения промышленных объектов.

5. Соотношение Th/U в почвенном покрове исследуемой территории, в основном, находится на уровне регионального значения – 3,5 – 5 единиц (смешанная природа). Тем не менее, зафиксированы как «положительные» – 5 - 11 единиц; так и «отрицательные» – менее 3; значения относительно регионального уровня, свидетельствующие о том, что иногда происходит нарушение природного равновесия и проявляется наличие техногенной нагрузки.

6. Современный уровень активности техногенного  $^{137}\text{Cs}$  в почвах и урбаноземах г. Иркутска не представляет потенциальной опасности. Плотность его содержания в 2,5 раза ниже значения глобального фонового уровня для территории Южной Сибири (1,5 кБк/м<sup>2</sup>). Наибольшие значения удельной активности радиоцезия зафиксированы в нескольких точках Свердловского округа на территории коттеджного поселка, вероятно, вследствие привозных гумусоаккумулятивных грунтов. Зависимость накопления радиоцезия от глобального атмосферного переноса радиоактивных осадков – последствий ядерных взрывов прошлых лет можно лишь предполагать по математическим вычислениям.

Выявление подобных негативных процессов (источников) в почвах городских территорий позволит наиболее объективно подойти к решению

вопроса об улучшении и сохранении природных свойств почв в условиях антропогенного пресса промышленного города, и, более того, разработать перспективные мероприятия по улучшению и восстановлению почвенного покрова, сохранению его природного функционирования в экосистеме города.

**СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ**

1. Аверина Г.А. Радиоактивное загрязнение в Иркутской области // Тр. Братск. ГУ. Сер. естеств. и инж. науки – развитию регионов Сибири. Братск: БрГУ. 2009. Т.2. С. 268 - 270.
2. Агапитов Н.Н. Краткий отчет о поездке в балаганский и иркутский округа летом 1877 года // Известия Восточно-Сибирского отдела Императорского Русского Географического Общества. Иркутск. 1878. Т. 9. № 3. С.80-96.
3. Александров Ю.А. Основы радиационной экологии: Учебное пособие / Мар. гос. ун-т. Йошкар-Ола. 2007. 268 с.
4. Алексахин Р.М., Архипов Н.П., Бархударов Р.М. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. М.: Наука. 1990. 368с.
5. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.А. и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. М.: Экология. 1992. 344 с.
6. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и эоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 1. С. 93-103.
7. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. 1987. 142 с.
8. Алишев Н.В., Драбкин Б.А., Шубик В.М., Николаева Н.А., Пучкова Е.И. Последствия ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне // Медицина экстремальных ситуаций. 2012. № 1. С. 69.
9. Амосова Я.М., Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Охрана почв от химических загрязнений. М.: МГУ. 1989. 96 с.
10. Антропов П.Я. Геология СССР. Том XVII. Иркутская область. 1962. Ч. 1. 525 с.
11. Арбузов С.И., Ершов В.В., Рихванов Л.П. Редкометалльный потенциал углей Сибири и перспективы его освоения // Проблемы и перспективы развития минерально-сырьевой базы и предприятий ТЭК Сибири: Материалы межрегиональной научно-практической конференции. Томск: Изд-во Томского политехн. ун-та. 2005. С. 13-20.
12. Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие. Томск: изд-во Томского политехнического университета. 2010. 300 с.
13. Аргучинцева А.В., Годвинская И.Г., Ахтиманкина А.В. Загрязнение атмосферного воздуха предприятиями теплоэнергетики г. Иркутска // Известия Иркут. гос. ун-та. Сер. Науки о Земле. 2011. Т. 4. № 1. С. 33-47.
14. Артемьев О.И., Умаров М.А., Ларин В.Н. Изучение форм нахождения радионуклидов в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне // «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде»: Мат. II Междунар. конф. Семипалатинск. 2002. Т. 2. С. 458-459.
15. Архангельская Г.В., Зеленцова С.А., Зыкова И.А. Оценка последствий аварии на АЭС «Фукусима-1» населением Дальнего Востока // Радиационная гигиена. 2015. Т. 5. № 4. С. 12-20.
16. Архангельский В.В., Рихванов Л.П. Уран, торий и редкоземельные элементы как индикаторы антропогенного воздействия на почвы юга Томской области // Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства: Мат. Международной научно-практической конференции. Томск. 2001. С. 124-127.
17. Атлас Иркутской области. М. – Иркутск: ГУГК. 1962. 182 с.
18. Атлас развития Иркутска. Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН. 2011. 131 с.
19. АЭХК. Отчёт по экологической безопасности за 2007 год. 2008. 24 с. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.aecc.ru>.
20. АЭХК. Отчёт по экологической безопасности за 2015 год. 2016. 132 с. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.aecc.ru>.

21. Баверсток К. Чернобыль и здоровье населения. // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). 1999. № 11. С. 122-123.
22. Байсоголов Г.Д., Гуськова А.К., Лемберг В.К. и др. Клиника и патологическая анатомия крайне тяжелой формы лучевой болезни у человека. М. 1959.
23. Банников Ю.А. Радиация. Дозы, эффекты, риск. М.: Мир. 1990. 79 с.
24. Баранов В.И., Морозова Н.Г., Кунашева К.Г., Григорьев Г.И. Геохимия некоторых естественных радиоактивных элементов в почвах // Почвоведение. 1963. №8. С. 11-20.
25. Баранов В.И., Титаева Н.А. Содержание урана, тория, радия и иония в четвертичных отложениях долины р. Лены. Геохимия. 1961. № 2. С. 110-114.
26. Баранов В.И., Титаева Н.А. Радиогеология. М.: Изд. МГУ. 1973. 242 с.
27. Батуев А.Р., Белов А.В., Воробьев В.В. и др. Региональный экологический атлас (Монография). Новосибирск: Издательство Сибирского отделения РАН. 1998. 321 с.
28. Башлыкова Л.А. Командировка в Чернобыль. // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. 2008. № 2. С. 28-29.
29. Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: Методические разработки. Новосибирск. 1971. 67 с.
30. Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М. // Атомная энергия. 1977. Т. 42. В. 5/6. С. 355-360.
31. Булатов В.И. Россия радиоактивная. Новосибирск: ЦЭРИС. 1996. 272 с.
32. Булдаков Л.А. Радиоактивные вещества и человек. М.: Энергоатомиздат. 1990.
33. Булдаков Л. А., Калистратова В.С. Радиоактивное излучение и здоровье. М.: Информ-Атом. 2003. 165 с.
34. Бычинский В.А., Вашукевич Н.В. Тяжелые металлы в почвах в зоне влияния промышленного города. Иркутск: ИГУ. 2008. 160 с.
35. Василенко И.Я. Радиоактивный цезий // Природа. 1999. № 3. С. 70-76.
36. Васильева Л.И., Кадацкий В.Б. Формы тяжелых металлов в почвах урбанизированных и заповедных территорий // Геохимия. 1998. № 4. С. 426-429.
37. Вернадский В.И. Избранные сочинения. М.:АН СССР. 1954. Т. 1. 624 с.
38. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. Москва. 1957. 237 с.
39. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555-572.
40. Воробьева Г.А. Классификация и систематика почв южной (освоенной) части Иркутской области. Иркутск: Облмашпром. 1999. 47 с.
41. Воробьева И.Б., Коновалова Т.И. Наземные и дистанционные исследования загрязнения городов // География и природные ресурсы. 1998. № 2. С. 11-16.
42. Ветров В.А., Пословин А.Л. Вклад атмосферных выбросов Байкальского ЦБК в поток пыли и некоторых химических элементов из атмосферы на поверхность Южного Байкала // Круговорот вещества и энергии в водоемах: Тез. докл. V Всесоюз. лимнол. совещ. Иркутск, 1981. С. 21-23.
43. Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Пархоменко В.С., Страховенко В.Д. и др. Следы Чернобыльской аварии в Западной Сибири // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Тезисы докладов Международной конференции. С.-П.: Гидрометеоздат. 2000. С.65.
44. Гвоздецкий И.А., Михайлов Н.И. Физическая география СССР. Азиатская часть. М: Мысль. 1978. 512 с.
45. Глазковская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа. 1988. 328 с.
46. Горин В, Матущенко А.М., Смагулов С.Г. и др. Семипалатинский полигон: Хронология подземных ядерных испытаний и их первичные радиационные эффекты (1961-1989гг.) // Бюллетень по атомной энергии. Москва. 1993. № 9.

47. Горшенин К.П. Почвы южной Сибири (от Урала до Байкала). М.: Изд-во АН СССР. 1955.
48. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2010 году. Иркутск: ООО «Форвард». 2011. 400 с.
49. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2011 году. Иркутск: ООО «Форвард». 2012. 400 с.
50. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2014 году. Иркутск: ООО «Форвард». 2015. 328 с.
51. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2016 году. Иркутск: ООО «Мегапринт». 2017. 274 с.
52. Гончаров Е.А., Пигалин Д.И., Шурков Н.Г. Эколого-геохимическая оценка почвенного покрова городских ландшафтов // Вестник Поволжского государственного технологического университета. Серия: Лес. Экология. Природопользование. 2015. № 1. С. 87-97.
53. Гордеев С.К., Ермаков А.И., Квасникова Е.В., Горбунова Э.М. Радионуклидный состав подземных вод и почвы вблизи подземного ядерного взрыва на Семипалатинском полигоне // Атомная энергия. 2007. Т. 103. С. 204-206.
54. ГОСТ 17.4.3.01-83 «Общие требования к отбору проб». 1984.
55. ГОСТ 17.4.4.02-84 «Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа». М.: Изд-во стандартов. 1985. С. 7.
56. ГОСТ 26307-84 Источники гамма-излучения радионуклидные закрытые. Методы измерения параметров. 1984.
57. Гребенщикова В.И., Китаев Н.А., Лустенберг Э.Е., Медведев А.И., Ломоносов И.С., Карчевский А.Н. Распределение радиоактивных элементов в окружающей среде Прибайкалья (сообщение 1. Уран) // Сибирский экологический журнал. 2009. №1. С. 17-28.
58. Гребенщикова В.И., Китаев Н.А., Лустенберг Э.Е., Медведев А.И., Ломоносов И.С., Карчевский А.Н. Распределение радиоактивных элементов в окружающей среде Прибайкалья (сообщение 2. Торий и цезий-137) // Сибирский экологический журнал. 2010. № 3. С. 493-503.
59. Гребенщикова В.И., Акимова М.С., Матяшенко Г.В., Королева Г.П. Геохимические особенности снегового покрова в г. Иркутске в 2009 г. // Материалы научно-практической конференции «Безопасность регионов – основа устойчивого развития». Иркутск: ИрГУПС. 2009. Т. 2. С. 170-175.
60. Гребенщикова В.И. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон) / В.И. Гребенщикова, Э.Е. Лустенберг, Н.А. Китаев, И.С. Ломоносов; науч. ред. акад. М.И. Кузьмин. Новосибирск: Академическое изд-во «Гео». 2008. 234 с.
61. Грицко П.П., Гребенщикова В.И. Содержание урана и тория в верхнем горизонте городских почв Иркутска и природных почв в его окружении // Вестник ИрГТУ. 2012. № 1. С. 34-40.
62. Грицко П.П., Гребенщикова В.И. Содержание урана и тория в почвенном покрове территорий г. Иркутска и его пригорода // Инженерная экология. 2014. № 1. С. 26–38.
63. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Издательский центр «Академия». 2003. 400 с.
64. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экологические функции почвы. М.: МГУ. 1986. 136 с.
65. Добровольский Г.В., Шеремет Б.В., Афанасьева Т.В., Палечек Л.А. Почвы. Энциклопедия природы России. М.: АБФ. 1998. 368 с.

66. Евсева Т.И., Гераськин С.А., Майстренко Т.А., Белых Е.С. Оценка деградации почв в районах проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне // Радиационная биология. Радиоэкология. 2011. Т. 51. № 2. С. 264-272.
67. Егорова И.А., Пузанов А.В., Балыкин С.Н., Салтыков А.В., Горбачев И.В. Естественные радионуклиды ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) в высокогорных почвах Северо-Западного Алтая // Мир науки, культуры, образования. 2007. №4. С. 16-19.
68. Емельяненко А., Попов В. Атом без грифа «секретно». Книга 1. Дополнительные штрихи к портрету ядерного комплекса СНГ и России. Москва-Берлин: Российский комитет «Врачи мира за предотвращение ядерной войны». 1992. 144 с.
69. Ефимов В.И., Рыбак Л.В. Производство и окружающая среда: учебное пособие. М.:МГГУ. 2012. 336 с.
70. Жорняк Л.В., Язиков Е.Г. Редкие, редкоземельные и радиоактивные элементы в почвенном покрове урбанизированных территорий (на примере г. Томска) // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. 2008. № 4. С. 82-83.
71. Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ. М.: Энергоатомиздат. 1990. 336 с.
72. Зайцева Л.Л., Фигуровский Н.А. Исследование явлений радиоактивности в дореволюционной России. М.:АН СССР. 1961. 221 с.
73. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов // Москва: Экология. 1997. Т. 6. 607 с.
74. Ивлев А.М., Дербенцева А.М. Деграцированные почвы и их рекультивация. Учебное пособие. Владивосток: ДВГУ. 2002. 77 с.
75. Израэль Ю.А. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: Материалы международной конференции. Москва. 2005. С. 13-24.
76. Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. М.: Наука. 1989. 223 с.
77. Ильин Л.А., Кириллов В.Ф., Коренков И.П.. Радиационная гигиена. М.: ГЭОТАР-Медиа. 2010. 384 с.
78. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Изд-во СО РАН. 2001. 231 с.
79. Ильин В.Б., Сысо А.И. Особенности микроэлементного состава почв Западной Сибири и их отражение в региональной биогеохимии, экологии, почвоведении // Сибирский экологический журнал. 2004. № 3. С. 259-271.
80. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир. 1989. 439 с.
81. Калдыбаев Б.К. Эколого-биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. Бишкек: Олимп. 2010. 246 с.
82. Калдыбаев Б.К. Эколого-биогеохимическая оценка техногенных зон Прииссыккуля // Интернет журнал ВАК КР. 2012. № 1.
83. Кеирим-Маркус И.Б. Радиоид: воздействие на здоровье населения в чрезвычайных радиологических ситуациях // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2003. Т. 48. № 5. С. 12-15.
84. Кеирим-Маркус И.Б. К оценкам лучевого риска для населения загрязненной в результате деятельности производственного объединения "Маяк" местности в бассейне реки Течи // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2005. Т. 50. № 3. С. 18-24.
85. Климат Иркутска / ред. Шер Ц.Л., Формапчук Н.П. – Ленинград: Гидрометеиздат. 1981. 247 с.
86. Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины: монография. Харьков:Инжек. 2008. 264 с.
87. Коваль П.В., Гребенщикова В.И., Китаев Н.А. и др. Геохимия окружающей среды Прибайкалья // Геология и геофизика. 2001. Т. 41. С. 571-577.
88. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука. 1974. 420 с.

89. Козлова А.А., Макарова А.П., Иванюта Л.А., Вашукевич Н.В. Экологическое функционирование почв города Иркутска // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН. 2006. № 2 (48). С. 50-56.
90. Козлова А.А., Швецов С.Г. Радиоактивные элементы в почвах южного Предбайкалья // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II Международной конференции. Томск. 2004. С.272-275.
91. Колумбаева С.Ж. Генотоксические эффекты загрязнителей окружающей среды и защитное действие биологически активных веществ: автореф. дис. д-ра биол. наук. Алматы. 2010. 37 с.
92. Копосов Г.Ф. Генезис почв гор Прибайкалья. Новосибирск:Наука. 1983. 256 с.
93. Крупская Л.Т., Матвеевко Т.И., Самагин В.Д. Содержание естественных радионуклидов в дальневосточных углях и золошлаковых отходах тепловых электростанций // Известия Вузов. Горный журнал. 2007. № 1. С. 51-53.
94. Крюков В.И., Толстой В.А., Долгополова Г.В. Влияние химического загрязнения экосистем долины реки Вахш на частоту хромосомных нарушений у грызунов // Экология. 1993. № 1. С. 62-70.
95. Кудельский А.В., Стародубов А.П., Феденя В.М., Бурак В.М. Экология территории бывших военных баз // Литосфера. 1997. № 7. С. 153-166.
96. Кудяшева А.Г. Чернобыль останется в нашей памяти на всю жизнь. // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. 2011. № 3. С. 38-39.
97. Кудяшева А.Г. Чернобыль – «светящееся будущее». // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. 2005. № 4. С. 22-24.
98. Кузнецов В.М. Ядерная безопасность: Основные проблемы и современное состояние безопасности предприятий ядерно-топливного цикла Российской Федерации. М.: ЭПИцентр. 2003. 46 с.
99. Кузнецов П. В., Гребенщикова В. И., Айсуева Т. С. Оценка содержания урана и тория в почвах г. Черемхово (Иркутская область) и его окрестностей в связи с добычей и сжиганием каменного угля // Биосфера. 2013. Т. 5. № 2. С. 175-181.
100. Кузнецов П.В., Гребенщикова В.И., Бутаков Е.В., Айсуева Т.С. Площадное распределение урана и тория в почвенном покрове и их отношение в зоне влияния отстойников ТЭЦ-9 и АЭХК (г. Ангарск, Иркутская область) // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Мат. VI междунар. науч.-практ. конф.: Семей. 2010. Т. 1. С. 204-206.
101. Ладонина Н.Н., Ладонин Д.В. Загрязнение тяжелыми металлами почв и травянистой растительности Юго-Восточного административного округа г. Москвы // Почвоведение. 1999. № 7. С. 885-893.
102. Ландшафты юга Восточной Сибири [Карта]. - М 1: 1 500 000 / Михеев В.С., Ряшин В.А. и др. - М.: ГУГК. - 1977. - 4 л.
103. Латушкина Е.Н., Станис Е.В. Состояние снежного покрова по результатам экогеохимических исследований // Геохимия. 2002. № 1. С. 109-113.
104. Логачев В.А. Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. М.: ИзДАТ. 2002. 639 с.
105. Логачев В.А., Логачева Л.А. Изменение во времени взглядов на критерии и методы обеспечения радиационной безопасности населения. Вестник научной программы «Семипалатинский полигон – Алтай». 1995. № 3. с. 47.
106. Логачев Н.А. Геологические экскурсии в окрестности Иркутска и соседние районы. Иркутск: Иркутское книжное изд-во. 1958. 92 с.
107. Ломоносов И.С., Макаров В.Н., Хаустов А.П. и др. // Экогеохимия городов Восточной Сибири. Якутск: Ин-т мерзлотоведения СО РАН. 1993. 108 с.
108. Любчанский Э.Р., Романов С.А. Медицинские последствия облучения граждан в первые годы деятельности ПО «Маяк» // ИНФОР. 2000. № 3. С. 36-39.



109. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. М.: Наука. 1991. 116 с.
110. Макрыгина В.А. Геохимия отдельных элементов. Учебное пособие. Новосибирск: Академическое издание Гео. 2011. 195 с.
111. Малевич Л.В. Промышленные подземные ядерные взрывы на территории Иркутской области: проблемы и решения // Волна. 1997. № 2. С. 30-31.
112. Малевич Л.В., Турчанинов Л.В., Бузин Г.И. и др. Отчет о результатах радиоэкологических работ в городах Иркутске, Братске, Байкальске, Слюдянке за 1994 г. (Геол. задание 2-23), ГГП Сосновгеология. 1995. Кн. 1. 133 с.
113. Маликова И.Н., Цибульчик В.М., Страховенко В.Д., Щербов Б.Л. Уран, торий и радиоцезий в почвах Новосибирской и Кемеровской областей // «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде»: Мат. IV Международной научно-практической конференции. Семипалатинск. 2006. Т. 2. С. 79-87.
114. Мальюга Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. Принцип и практика поисков. М.: Изд-во АН СССР. 1963. 264 с.
115. Маликова И.Н., Страховенко В.Д. Уран, торий и Th/U отношение в почвах юга Западной Сибири // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2011. № 1. С. 26-39.
116. Марченко Т.А., Шамратова И.А. Авария на АЭС «Фукусима-Дайити» и ее оценка // Экологические последствия чрезвычайных ситуаций: актуальные проблемы и пути их решения: Мат. XXII Международной научно-практической конференции по проблемам защиты населения и территорий от чрезвычайных ситуаций. 2017. С. 142-147.
117. Медведев В.И. В Прибайкалье люди умирают от радиации [Электронный ресурс] // СМ Номер один. 2007. № 2. URL: <http://baikal-info.ru>
118. Медведев В.И., Китаев Н.А., Мясников А.А. и др. Распределение цезия-137 в почвах Прибайкалья. // Доклады Академии Наук. 1996. Т. 349. № 1. С. 93-96.
119. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Мясников А.А. и др. Радиационное воздействие ядерных испытаний на территорию и население Байкальского региона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат. II международной конференции: Томск. 2004. С. 371-374.
120. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Осипова Л.П. и др. Оценка радиационного воздействия Семипалатинского ядерного полигона на Прибайкалье // Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения: Мат. III Международной научно-практической конференции. Северск – Томск. 2005. С. 129-130.
121. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Черняго Б.П. Радиационное воздействие Семипалатинского ядерного полигона на Южную Сибирь (Опыт многолетних исследований по Восточной и Средней Сибири и сопоставление результатов с материалами по Западной Сибири) // Сибирский экологический журнал. 2005. Т. 12. № 6. С. 1055 - 1071.
122. Медведев В.И., Мясников А.А., Коршунов Л.Г., Ковешников А.М. Радиоэкологическое состояние территории Байкальского геоэкологического полигона // Международный симпозиум по прикладной геохимии стран СНГ. М. 1997. С. 180-181.
123. Мейтнер Л. Радиоактивность и строение атома. Л.: НХТИ. 1922.
124. Меркулова Е.С. Радиоактивность воздуха и воздушные массы // Труды главной физической обсерватории. 1937. 56 с.
125. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ. 1982. 111 с.
126. Методические указания по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. ЦИНАО. Москва. 1985. 62 с.

127. Мешков Н.А. Радиационно-гигиеническая оценка последствий атмосферных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне // XLV Радиозоологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Ключковскому. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ. 2016. С. 26-40.
128. Михайлов В.Н. Ядерные испытания в СССР. Москва: Атомиздат. 1997. 303 с.
129. Мирошниченко Т.А., Бутаев А.М., Давыдов А.И. Закономерности распределения урана-238 и тория-232 в почвах и породах Большого Кавказа // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2001. – № 3. – С. 71-76.
130. Митракова Н.В., Еремченко О.З., Беломорская Ю.В. Оценка биологической активности и токсичности почв и техногенных поверхностных образований // Почвоведение – продовольственной и экологической безопасности страны: Тез. докладов VII съезда Общества почвоведов им. В.В. Докучаева. Белгород. 2016. С. 44-45.
131. Мотрошилова Н.В. Чернобыль, Фукусима – что дальше? (Философский репортаж из Германии). // Философские науки. 2011. № 6. С. 5-24.
132. Мясников А.А., Абалаков А.Д., Ломоносов И.С. и др. Радиозоология: Экология центральной зоны Байкальской природной территории // Инж. экология. – 2007. - № 3. – С. 14-26.
133. Назаров А.Г. Радиационная безопасность и радиационные катастрофы // Наука и безопасность России: историко-научные, методологические, историко-технические аспекты. М.: Наука, 2000. С. 397-424.
134. Назаров А.Г. Радиационные катастрофы: понятие, происхождение, последствия. // Институт истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН. Годичная научная конференция. М. 1996. С. 261-265.
135. Назаров А.Г. Страницы "Неизвестного Чернобыля". Повествование о Чернобыльской комиссии // Неизвестный Чернобыль: история, события, факты, уроки. М.: 2006. С. 273-339.
136. Назаров И.М., Николаев А.Н., Фрицман Т.Д. Основы дистанционных методов мониторинга загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. 280 с.
137. Наумов Г.Б., Рихванов Л.П., Роль В.И. Вернадского в становлении и развитии учений о радиоактивности и радиогеологии // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы IV Международной конференции. Томск. 2013. С. 22-34.
138. Непомнящих А.И., Черняго Б.П., Кузнецов А.Ф. Локальные выпадения на юге Иркутской области от наземных ядерных испытаний. // Доклады Академии наук. 1999. Т. 369. № 2. С. 258-260.
139. Непомнящих А.И., Черняго Б.П., Медведев В.И. Об отдаленных последствиях радиоактивных выбросов и выпадений в Иркутской области и Усть-Ордынском округе // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат. Международной конференции. Томск. 2004. С. 436-439.
140. Николаев И.В. Почвы Иркутской области. Иркутск: ОГИЗ. 1949. 403 с.
141. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). М.: Изд-во Минздрав России. 1999. 146 с.
142. Овчинников Л.Н. Прикладная геохимия. М.: Недра, 1990. 248 с.
143. Онищенко Г.Г. Чернобыль – 30 лет спустя. Радиационно-гигиенические и медицинские последствия аварии. // Радиационная гигиена. 2016. Т. 9. № 2. С. 10-19.
144. Пампура В.Д., Ломоносов И.С., Гапон А.Е. и др. Геохимические исследования и картографирование снегового покрова Прибайкалья // Общая и региональная геология, геология морей и океанов, геологическое картирование. Обзорная информация, МГП, Геоинформмарк. Москва. 1993. Вып. 7. 43 с.

145. Перельман А.И., Анохин А.Б., Борисенко Е.Н. и др. Ландшафтно-геохимические условия размещения АЭС. // Геохимические пути миграции радионуклидов в биосфере. Гомель. 1990. 160 с.
146. Покатилов Ю.Г. Химия атмосферных осадков и медико-демографические особенности естественных и техногенных территорий Восточной Сибири (биогеохимический аспект изучения территорий). Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Сочавы. 2006. 148 с.
147. Понедько В.И. Катастрофа на ЧАЭС. // Экономика и социум. 2017. № 8. С. 217-222.
148. Почвоведение. / ред. Ковда В.А., Розанов Б.Г. – М.: Высшая школа. 1988. 400 с.
149. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1979. 423 с.
150. Перцов Л.А. Ионизирующее излучения биосферы. М.: Атомиздат. 1973. 288 с.
151. Петрова Т.Б. Фоновое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве г. Москвы / Т.Б. Петрова, Б.В. Метляев, В.К. Власов, С.Е. Охрименко // АНРИ. 2004. №3. С. 35-41.
152. Почвенная карта Иркутской области. - М 1:1500 000 / ред. В. Г. Колесниченко, К.А. Уфимцевой. М.: ГУГК. 1988. 2 л.
153. Прокофьева Т.В., Строганова М.Н. Почвы Москвы. Москва. 2004. 60 с.
154. Прохорычева Н.П., Жердев Д.И., Свистельницкий В.И. Содержание радия-226 в почвах Калининградской области // Вестник РГУ им. И. Канта. 2006. Вып. 1. С. 11-14.
155. Пындак В.И., Солодовников Ю.И. Радиационная обстановка городов Нижнего Поволжья // Современные наукоемкие технологии. 2004. № 1. С. 65-65.
156. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. Ежегодник / ред. С.М. Вакуловский. Обнинск. 2012. 298 с.
157. Радиация. Дозы, эффекты, риск: Пер. с англ. Банников Ю.А. М.: Мир. 1990. 79 с.
158. Радиобиология человека и животных: Учеб. Пособие / С. П. Ярмоненко, А. А. Вайнсон. / Ред. С. П. Ярмоненко. М.: Высш.шк. 2004. 549 с.
159. Рапута В.Ф. Анализ данных радиационного мониторинга в окрестностях АЭС «Фукусима-1» // Интерэкспо Гео-Сибирь. 2012. Т. 1. № 4. С. 122-127.
160. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. Томск: ТПУ. 1997. 384 с.
161. Рихванов Л.П. Оценка радиоэкологической обстановки в зоне влияния предприятий ядерно-топливного цикла (на примере Сибирского химического комбината, Томская область): учебное пособие / Л. П. Рихванов, Л. В. Надеина. Томск: Изд-во ТПУ. 2013.
162. Рихванов Л.П. Радиационная обстановка юга Томской области: по материалам облкомэкологии / Л.П. Рихванов // СХК глазами зеленого движения. Томск. 1994. С. 11-15.
163. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Международной конференции. Томск: ТПУ. 2004. С. 498-505.
164. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. Томск: STT. 2009. 430 с.
165. Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат. Международной конференции. Томск: ТПУ. 1996. С. 308-313.
166. Рихванов Л. П., Адам А. М. Радиоэкологические проблемы Томской области // Фундаментальные и прикладные проблемы охраны окружающей среды: Тез. докл. Международной конф. Томск. 1995. Т. 3. С. 159.
167. Рихванов Л.П., Арбузов С.И., Барановская Н.В., Волостнов А.В., Архангельская Т.А., Межибор А.М., Берчук В.В., Жорняк Л.В., Замятина Ю.Л., Иванов А.Ю., Таловская А.В., Шатилова С.С., Язиков Е.Г. Радиоактивные элементы в окружающей среде // Известия Томского политехнического университета. 2007. Т. 311. № 1. С. 128-136.

168. Рихванов Л.П., Грязнов С.А., Сарнаев С.И. Естественные радиоактивные элементы в почвах Томской области // Природокомплекс Томской области. Томск: ТГУ. 1995. С. 197-212.
169. Рихванов Л.П., Страховенко В.Д., Маликова И.Н., Щербов Б.Л., Сухоруков Ф.В., Атурова В.П. Радиоактивные элементы в почвах Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат. IV Международной конференции. 2013. С. 448-450.
170. Рихванов Л.П., Страховенко В.Д., Маликова И.Н., Щербов Б.Л., Сухоруков Ф.В., Барановская Н.В., Атурова В.П. Содержание радиоактивных элементов в почвах Сибири // «Радиоэкология XXI века: Мат. Международной научно-практической конференции. 2012. С. 352-356.
171. Росляков Н.А., Ковалев В.П., Сухоруков Ф.В. и др. Экогеохимия Западной Сибири. Изд-во СО РАН: ОЦГМ. 1996. 246 с.
172. Саэт Ю.Е., Ревич В.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. Москва. 1990. 335 с.
173. Сарнаев С. И., Рихванов Л. П., Мерзляков А. Л. Оценка экологической обстановки в г. Северске // Природокомплекс Томской области. Томск: Изд-во Том. гос. ун-та. 1995. Т. 1. Геология и экология. С. 224—231.
174. Сафонов Ф.Ф. Смагулов С.Г. и др. НТО "Сбор и обобщение имеющихся материалов по радиоактивному загрязнению природной среды в местах проведения ядерных взрывов". Курчатов. 1992.
175. Сканцев В.И. Чернобыль – Фукусима-1. // Технология гражданской безопасности. 2011. Т. 8. № 2. С. 10-13.
176. Скворцов В. А. Снижение загрязнения бассейна озера Байкал за счет переработки промышленных отходов. Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та. 2007. 127 с.
177. Смагулов С.Г. Отработка ядерно-взрывной технологии в мирных целях на Семипалатинском полигоне // Бюллетень по атомной энергии. 2005. № 1.
178. Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. Л: Недра. 1974. 231 с.
179. Соколов В.Е., Криволицкий Д.А., Усачев В.А. Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. М.: Наука. 1989. 140 с.
180. Собакин П.И., Молчанова И.В. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в почвенно-растительном покрове в условиях техногенного загрязнения. // Экология. 1998. № 2. С. 98-101.
181. Старосельская-Никитина О.А. История радиоактивности и возникновение ядерной физики. М.:АН СССР. 1961. 428 с.
182. Степанов В.Я. Чернобыль. Память 24/7. // Историко-художественный литературный сборник. ФГБУ ВНИИ ГОЧС. Москва. 2014.
183. Строганова М. Н., Мягкова А. Д., Прокофьев Т. В. Роль городских почв в экосистемах // Почвоведение. 1997. № 1. С. 96 - 101.
184. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И. Методические указания (рекомендации) по выбору мест опробования и взятию проб почв при экогеохимических исследованиях территорий, загрязненных радиоцезием. – Новосибирск. – 1994.
185. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С., Цибульчик В.М. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сибирский экологический журнал. 2000. Т. 7. № 1. С.31-38.
186. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С. Оценка загрязнения территории Сибири радионуклидами и тяжелыми металлами // Современные подходы в решении проблем охраны генофонда народов. Министерство образования Республики Саха (Якутия). Якутск. 2001. С. 70-78.

187. Сычев В.Г., Лунев М.И., Орлов П.М., Белоус Н.М. Чернобыль: радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий и агрохимические аспекты снижения последствий радиоактивного загрязнения почв (к 30-летию техногенной аварии на Чернобыльской АЭС). М.: ВНИИА. 2016. 184 с.
188. Тарханов И.Р. Об физиологическом воздействии рентгеновских лучей на центральную нервную систему. Санкт-Петербург. 1896. 14 с.
189. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ. 1992. 271 с.
190. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л.: Наука. 1983. 232 с.
191. Тихонов М.Н. Уроки Фукусимы: проблемы и решения. – Анри. 2012. № 3. С. 2-14.
192. Тихонов М.Н. Антология катастрофы на Японской атомной станции «Фукусима-1». Анализ риска здоровью. 2015. № 1. С. 82-102.
193. Толоконцев Н.А. Город вчера, сегодня, завтра // Природа и человек. 1984. № 3. С. 39-42.
194. Трифонов Д.И., Кривомазов А.Н. и др. Учение о периодичности и учение о радиоактивности. М.:Атомиздат. 1974. 248 с.
195. Тугельбаев С.С. Степень загрязненности почв различных ландшафтов Семипалатинского региона  $\alpha$ -активными радионуклидами и их роль в гигиенической оценке ландшафтов региона // Вестник НЯЦ РК. 2004. № 4. С. 5-8.
196. Федорец Н.Г., Медведева М.В. Методика исследования почв урбанизированных территорий. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. 2009. 84 с.
197. Флеров Г.Н., Ципенюк Ю.М. Радиоактивность. Наука. 1971. 431 с.
198. Холмс А. Возраст Земли. М.: Гостехиздат. 1930.
199. Цыб А.Ф., Степанченко В.Ф., Питкевич В.А. и др. Вокруг Семипалатинского полигона: радиологическая обстановка в Семипалатинской области // Мед. радиология. 1990. Т. 35. № 12. С. 3-11.
200. Черняго Б.П., Непомнящих А.И. О радиоактивном загрязнении территории Прибайкалья от наземных ядерных испытаний. // Геология и геофизика. 2008. Т. 49 № 2. С. 171-178.
201. Черняго Б.П., Непомнящих А.И., Медведев В.И. Современная радиационная обстановка в центральной экологической зоне Байкальской природной территории. // Геология и геофизика. 2012. Т. 53. № 9. С. 1206-1218.
202. Черняго Б.П. и др. «Глобальный» цезий-137: от Байкала до Северного Ледовитого Океана // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат. II международной конференции. Томск. 2004. С. 637-638.
203. Шатилов А.Ю., Рихванов Л.П., Языков Е.Г. Особенности пылеаэрозольных выпадений в зоне влияния Сибирского химического комбината // Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства: Гидрогеология и инженерная геология. Геоэкология и мониторинг геологической среды: Мат. межд. науч.-практ. конф. Томск: ТПУ. 2001. С. 206-210.
204. Шергина О.В., Михайлова Т.А. Состояние древесных растений и почвенного покрова парковых и лесопарковых зон г. Иркутска // Иркутск. 2007. 200 с.
205. Шура Л.П., Каратаев В.Д., Кузнецова Е.Г., Ардиссон Ж., Барси Ж. Сравнительная оценка выпадения радионуклидов на территории Томского района (Россия) и Национального парка Меркантур (Франция) // Известия Томского политехнического университета. 2006. Т. 309. № 3. С. 76-81.
206. Экогеохимия Западной Сибири. Тяжелые металлы и радионуклиды / ред. Г.В. Поляков Новосибирск: Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГГМ. 1996. 248 с.
207. Экогеохимия городских ландшафтов / ред. Касимов Н. С. М.: Изд-во МГУ. 1995. 336 с.
208. Экология Северного промышленного узла г. Томска. Проблемы и решения. / ред. А.М. Адам. Томск: Изд-во ТГУ. 1994. 260 с.

209. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Ценные элементы-примеси в углях. Екатеринбург: УрО РАН. 2006. 538 с.
210. Яблоков А.В. Атомная мифология: Заметки эколога об атомной индустрии. М.: Наука. 1997. 186 с.
211. Яблоков А. В. Миф о безопасности и эффективности мирных подземных ядерных взрывов. М.:ЦЭПР. 2004. 176 с.
212. Яблоков А.В. «Чудище обло, озорно, огромно, стозевно и лайя...» // Рассказ эколога об атомной индустрии. Иркутск: «Байкальская Экологическая Волна». 2009. 132 с.
213. Языков Е.Г. Тяжёлые металлы и радиоактивные элементы в агроландшафтах Томской области // Тяжёлые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Мат. первой междунар. науч.-практ. конф. Семипалатинск: изд-во Семипалатинского ГУ. 2000. С. 258-262.
214. Языков Е.Г., Голева Р.В., Рихванов Л.П. и др. Минералого-геохимический состав природно-техногенной составляющей почв Томской агропромышленной агломерации // Сибирский экологический журнал. 2006. № 3. С. 315-342.
215. Языков Е.Г., Грязнов С.А. Геохимическая оценка почвенного покрова в районе Томского нефтехимического комбината // Актуальные вопросы геологии и географии Сибири: Мат. научн. конф. Томск: Изд-во ТГУ. 1998. Т. 3. С. 304-306.
216. Ярмоненко С.П. Проблемы радиобиологии в конце XX столетия // Рад. биология. Радиоэкол. 1997. Т. 37. Вып. 4. С. 488-493.
217. Aarklog A. Global radioecological impact of nuclear activities in the former Soviet Union. // Proceeding of an international symposium on environment impact of radioactive release. IAEA Vienna. 1995. P. 13-32.
218. Anderson D., Jenkinson P.C., Dewdney A.J. et al. Chromosome aberrations, mitogen-induced blastogenesis and proliferative rate index in peripheral lymphocytes from 106 control individuals of the U.K. population // Mutat Res. 1988. V. 204. P.407-420.
219. Anke M., Seeber O., Muller R. et al. Uranium transfer in the food chain from soil to plants, animals and man // Chemie der Erde – Geochemistry. 2009. Vol. 69. P. 75-90.
220. Bossew P., Ichikawa M., Mraz G., Wallner G., Wenisch A. Radiological investigations in the surroundings of Bilibino, Chukotka, Russia // Journal of environmental radioactivity. 2000. V. 51. № 3. P. 299 – 319.
221. Bauchinger M. Cytogenetic research after accidental radiation exposure. // Stem. Cell (suppl. 1). 1995. V. 13. P. 182-190.
222. Bochkov N.P., Katosova L.D. Analysis of multiaberrant cells in lymphocytes of person living in different ecological regions // Mutat. Res. 1994. V. 323. P. 7-10.
223. Bowen H.J.M. Environmental chemistry of the elements // Academic Press. London. 1979. 333 p.
224. Carlsen T.M., Peterson L.E., Ulsh B.A., Werner C.A., Purvis K.L., Sharber A.C. Radionuclide contamination at Kazakhstans Semipalatinsk test site: implications on human and ecological health // Human and Ecological Risk Assessment. 2001. V. 7. № 4. P. 943-955.
225. Denisova T.V., Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I., Valkov V.F. The influence of gamma radiation on the biological properties of soil (using the example of ordinary chernozem) // Eurasian soil science. 2005. V. 38. № 7. P. 776-779.
226. International atomic energy agency. Quantification of radionuclide transfers in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments // IAEA-TECDOC-1616. Vienna: IAEA. 2009. 51 p.
227. Fabricant J.I. The health effects in women exposed to low levels of ionizing radiation // Becley. USA. 1982. 28 p.
228. Figge J., Jennings T., Gerasimov G. et al. Radiation and thyroid cancer. In: Thyroid cancer. A comprehensive guide to clinical management. Humana Press. 2006. P. 63-84.

229. Gesell T.F., Prichard H.M. The technologically enhanced radiation environment // *Health Phys.* 1975. № 28. P. 361-366.
230. Graeub R. The Petkau effect. Nuclear radiation, People and trees. // *Eour Walls Eight Windows* New York. 1992. 232 p.
231. Groshe B. Semipalatinsk test site: introduction // *Radiation and environmental biophysics.* 2002. V. 41. № 1. P. 53-55.
232. Jackson R., DeLozier D., Gerasimov G. et al. Chernobyl and iodine deficiency in the Russian Federation: an environmental disaster leading to a public health opportunity // *J. Public health policy.* 2001. V. 23. № 4. P. 53-470.
233. Johnson T. Nuclear power safety concerns // «Сиббезопасность-Спассиб-2011»: Материалы Международного научного конгресса. 2011. № 1. С. 172-176.
234. Hirose K. Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: summary of regional radioactive deposition monitoring results // *J. Environ. Radioact.* 2012. V. 111. P. 13-17.
235. Koons R. D., Helmke P. A., Neutron activation analysis of standard soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1978. 237 p.
236. 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.* 2005. Vol. 339. Issue 1-3. P. 233-251.
237. Latarjet R. Radiation carcinogenesis and radiation protection // *Cancer J.* 1992. V. 5. P. 23-27.
238. Leerm L. Nuclear safety aspects (Chernobyl case). Сиббезопасность-Спассиб. 2009. № 1. С. 42-45.
239. Muller W. U., Streffer C. Biological indicators for radiation damage // *Int. J .Radiat. Biol.* 1991. V. 59 (4). P. 863-73.
240. Murai Sh. Smart solutions for disaster management. Learning from the Great East Japan tsunami and the accident at Fukusima NPS // *Интерэкспо Гео-Сибирь.* 2013. Т. 7. С. 3-18.
241. Murray B. McBride. Environmental chemistry of soils // *Oxford university press.* 1994. 406 p.
242. Naidenov M., Travesi A., Nondestructive neutron activation analysis of Bulgarian soils // *Soil Sci.* 1977. 152 p.
243. Ngachin M., Garavaglia M., Giovani C., Kwato-Njock M.G., Nourredine A. Assessment of natural radioactivity and associated radiation hazards in some Cameroonian building materials // *Radiation Measurements.* 2007. P. 61-67.
244. Nugent R.W., Zhumadilov Z.S., Gusev B.I. et al. Health effects of radiation associated with nuclear weapons testing at the Semipalatinsk test site -New York-Semipalatinsk-Hiroshima. 2000. 95 p.
245. Padovani L., Caporossi D., Tedeschi B. et al. Cytogenetic study in lymphocytes from children exposed to ionizing radiation after the Chernobyl accident // *Mutat. Res.* 1993. V. 319. P.55-60.
246. Poliakova I. Toxicity of radionuclides in determining harmful effects on humans and environment // *International scientific and practical conference world science.* 2017. Т. 1. № 12. С. 12-15.
247. Robinson A. Genetic consequences of radiation exposure // *Health effects of low-jewel radiation.* Norwalk, Connecticut. 1984. P. 141-145.
248. Romanyukha A.A., Ignatiev E.A., Degteva M.O. et al. Radiation doses from Ural region // *Nature.* 1996. V.381. P. 199-200.
249. Stepanenko V.F., Hoshi M. Fukusima-1 NPP accident: doses of radiation of emergency workers and population. Overview of Japanese data // *Медицинская радиология и радиационная безопасность.* 2014. Т. 59. № 5. С. 23-31.

250. Taylor A.M.R., Harden D.G., Arlett C.F. et al. Ataxia telangiectasia: a human mutation with abnormal radiation sensitivity // *Nature*. 1975. V.258. P.427-429.
251. Yoshida Y. Thyroid cancer in Japan after the catastrophe at the Fukusima-1 NPP // *Российский вестник перинатологии и педиатрии*. 2017. Т. 62. № 4. С. 222.
252. Wedepohl K.H. Handbook of Geochemistry // Springer: Verlag, Berlin - Heidelberg - New York. 1969. V. 1. 442 p.
253. Wedepohl K.H. Handbook of Geochemistry // Springer: Verlag, Berlin - Heidelberg - New York. 1970. V. II. 667 p.
254. Zepp R.G., Iii D.J.E., Paul N.D., Sulzberger B. Interactive effects of solar uv radiation and climate change on biogeochemical cycling // *Photochemical and photobiological sciences*. 2007. Т. 6. № 3. С. 286-300.