

ГЕОХИМИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

УДК 621.039.85, 631.42

О РАДИОАКТИВНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ТЕРРИТОРИИ ПРИБАЙКАЛЬЯ
ОТ НАЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ

Б.П. Черняго, А.И. Непомнящих

Институт геохимии СО РАН, 664033, Иркутск, ул. Фаворского, 1а, Россия

В результате анализа данных (более 800 пунктов опробования) по содержанию радионуклидов цезия-137 в почвах естественных ландшафтов показано, что загрязнение в Прибайкалье является результатом не только глобальных, но и локальных выпадений от Семипалатинского полигона. Изучено влияние уровня атмосферных осадков, типов ландшафтов и почв на содержание цезия-137 в почвах региона. В доказательство факта локальных выпадений приводятся данные по измерению суммарной бета-активности планшетов суточных атмосферных выпадений на метеостанциях региона.

Радиогеохимия, радионуклиды ^{137}Cs , радиоактивные выпадения, оценка дозовых нагрузок.

RADIOACTIVE POLLUTION OF THE BAIKAL AREA AS A RESULT OF NUCLEAR GROUND TESTS

B.P. Chernyago and A.I. Nepomnyashchikh

Results of analyses for ^{137}Cs in soils sampled in more than 800 localities have shown that the Baikal area pollution is much contributed by local radioactive fallout from the Semipalatinsk nuclear ground tests. We studied the effect of the amount of atmospheric precipitation and the types of landscapes and soils on the content of ^{137}Cs in regional soils. Local radioactive fallout is confirmed by the total beta activity of daily atmospheric precipitation measured at regional weather stations.

Radiogeochemistry, ^{137}Cs radionuclides, radioactive fallout, dose estimation

ВВЕДЕНИЕ

Одной из задач радиоэкологических исследований, проводимых в Иркутской области в течение последних лет, является определение уровня загрязнения территории искусственными радионуклидами, выявление источников их поступления для последующей оценки последствий этого загрязнения для местного населения и окружающей среды в прошлом и настоящем.

Из рассказов геологов-радиометристов, работавших в партиях в 1950-х—начале 1960-х годов, было известно [Непомнящих и др., 1999], что на территории Байкальского региона наблюдались неоднократные значительные повышения фона гамма-излучения, которые могли бы происходить от наземных и воздушных испытаний на ядерных полигонах.

Проблема выявления локальных выпадений и восстановления доз наиболее заметно стояла, как считалось ранее, для соседних с Семипалатинским полигоном южных сибирских территорий [Сухоруков, 1996]. Несмотря на удаленность от Семипалатинского полигона более чем на 1000 км, на территории Иркутской области и в Забайкалье, по-видимому, также имели место радиоактивные выпадения, обусловленные трансрегиональным (или тропосферным) переносом продуктов некоторых ядерных взрывов. Такие выпадения, называемые „выпадениями на промежуточных расстояниях“, по физической сути и воздействию не отличаются от локальных. Известно [Хэмфри, Бархоп, 1958], что значительные дозы внешнего облучения от радиоактивных выпадений на больших расстояниях отмечались и при испытаниях термоядерной бомбы на островах Бикини в 1953 г.

Одним из основных фактов, свидетельствующих о радиоактивных выпадениях в Байкальском регионе, безусловно, является современное состояние загрязненности территории радионуклидами цезия-137, изучению которого посвящается данная статья. Современное содержание долгоживущих техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды на территории Байкальского региона, оставшихся от испытаний ядерного оружия, не представляет опасности для населения. Однако они, и в частности цезий-137 (точнее, превышение содержания радионуклидов над глобальным фоном), могут являться индикатором давних радиоактивных выпадений, которые и создавали большие радиационные нагрузки.

Другим подтверждением факта радиационного воздействия и радиоактивного загрязнения территории являются данные по планшетным измерениям суммарной бета-активности атмосферных выпадений, выполненных на метеостанциях региона во время проведения ядерных испытаний. Благодаря этим данным установлен перечень ядерных испытаний, повлиявших на радиационную обстановку в Прибайкалье, начиная с 1954 г., т. е. с тех пор, когда были начаты эти измерения.

МЕТОДИКА ЭКСПЕРИМЕНТОВ

Исследования проводились сотрудниками Института геохимии СО РАН и ГП „Сосновгеолсервис“ на территории юга Иркутской области площадью более 50 тыс. км². На конец 2000 г. количество пунктов опробования на территории Прибайкалья составило более 800.

Основным объектом изучения для определения загрязнения территории являлись ненарушенные (целинные) почвы, отобранные в естественных ландшафтах. Территория Прибайкалья Иркутской области характеризуется преобладанием ландшафтов горно-таежного типа. Абсолютные высоты пунктов опробования почв находились в основном в пределах от 400 до 700 м (уровень Байкала около 450 м), гольцовые зоны не исследовались. Склоновые почвы слабо развиты, гумусовый горизонт составляет от 5 до 10 см.

Выбор мест отбора и опробование почв производилось в соответствии с методикой, разработанной в ОИГГМ СО РАН (г. Новосибирск). Отбор почвенных проб производился на таких участках естественных ландшафтов, где смыл или привнос техногенных радионуклидов за счет поверхностной миграции исключался бы вообще или был минимальным. Опробование производилось на всю глубину почвенного разреза до 40 см и более по вертикали сверху вниз при помощи цилиндрического отборника внутренним диаметром 8.2 и высотой 5 см. Общее количество проб из одного пункта составляло не менее шести последовательных слоев почвы на глубину от 30 до 80 см. Хвойно-лиственная подстилка отдельно не отбиралась, но если имелаась, то входила в состав пробы верхнего почвенного горизонта.

В отдельных пунктах опробование почв осуществлялось еще и методом так называемого „конверта“ для оценки неравномерности распределения цезия-137 на данном участке местности. Кроме того, на выбранном участке выполнялись измерения мощности дозы гамма-излучения, производилось ландшафтное описание и морфологическое описание почвенного разреза.

Объем пробоотборника подбирался таким, чтобы вся проба почвы целиком использовалась для измерения активности радионуклидов. Измерения содержания цезия-137 (и естественных радионуклидов) в почвенных пробах производились на низкофоновой гамма-спектрометрической установке со сцинтилляционным детектором NaI(Tl) „колодезной“ геометрии в Институте геохимии СО РАН (г. Иркутск). Предел обнаружения по цезию-137 составлял 1 Бк/кг. Для оценки достоверности результатов измерений часть проб (не менее 10 %) дополнительно была проанализирована в других организациях (Иркутский СК „Радон“), а также в ОИГГМ СО РАН (г. Новосибирск) и ИВЭП СО РАН (г. Барнаул).

Расчет плотностей содержания (запаса) цезия-137 в почве производился простым суммированием активностей проб из отдельного почвенного разреза, деленных на поверхность пробоотборного кольца (52.8 см²).

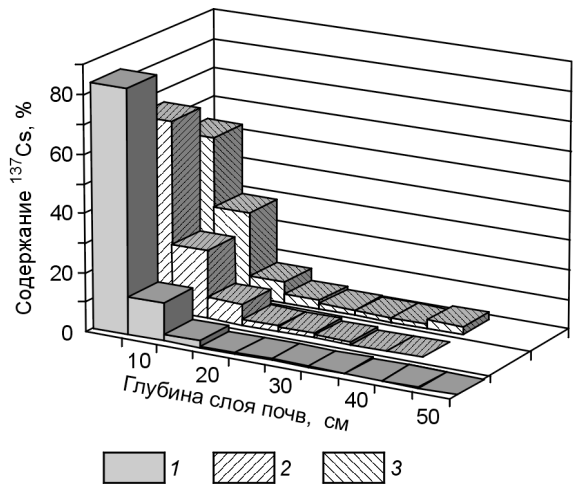
РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Некоторые особенности вертикального распределения цезия-137 в почвенных разрезах. Из анализа почвенных разрезов горных типов почв Прибайкалья (горные каштановые, горные дерновые и горные дерново-подзолистые) было получено, что более 80 % цезия-137 сосредоточено в верхних 5 см почвы. Для почв лесостепной зоны и предгорий дерновых и лесных типов (дерновые карбонатные, дерновые подзолистые, дерновые лесные, серые лесные) получилось, что в верхних 5 см находится больше 50 % от суммарного запаса цезия-137. Но даже для этих типов почв более 80 % цезия сосредоточено и зафиксировано в верхнем слое не глубже 10 см. Таким образом, практически весь наблюдаемый сегодня запас цезия-137 зафиксирован в гумусовом горизонте почвы. Однако было отмечено, что в отдельных пробах почв цезий-137 был достоверно обнаружен (до единиц Бк/кг) на глубине 40 см и более. Характерные для этих типов почв вертикальные распределения цезия-137 в осредненных почвенных разрезах иллюстрируются на рис. 1.

Средняя удельная активность радионуклидов цезия-137 в верхнем 5-сантиметровом слое всех исследуемых типов почв Прибайкалья равняется 49.6 Бк/кг (или 79.6 % от общего запаса с учетом плотности почвы) при вариациях от 20 до 200 Бк/кг для разных пунктов опробования на территории. Причем, как правило, большие удельные активности отмечаются в пробах почв с высоким содержанием органики. Для слоя почвы 5—10 см средняя активность составила 6.8 Бк/кг (16.1 %), для слоя 10—15 см — 1.1 Бк/кг (2.8 %).

Поскольку мы имеем дело с давними (более 40 лет) выпадениями, естественно ожидать, что имеющиеся в почвах в настоящее время радионуклиды цезия-137 прочно связаны в почве. Действительно,

Рис. 1. Осредненные распределения ^{137}Cs в профилях горных (1), дерновых (2) и лесных (3) типов почв юга Иркутской области.



лабораторные эксперименты по выщелачиванию проб почв показали, что цезий-137 находится в практически нерастворимой форме. При последовательном экстрагировании проб почв всех указанных типов (от горных каштановых до серых лесных) дистиллированной водой, растворами едкого натра (0.1n), соляной (1n), азотной (1n) и серной кислоты (1n) содержание цезия-137 в образцах оставалось 98—88 % от первоначального. При этом контролировались не только сами пробы почв, но и вытяжки растворов. Только после использования раствора серной кислоты (5n) потери радионуклида в пробах достигли 20—35 % от исходного содержания.

Это позволяет заключить, что картина загрязнения территории Прибайкалья, наблюдаемая в настоящее время, является стабильной, и убывание техногенного радионуклида цезия-137 из естественных ландшафтов происходит в основном за счет его распада.

Частотное распределение запасов цезия-137. Для определения пространственных характеристик цезия-137 в почве привлекались данные по его запасам только в ненарушенных почвах естественных ландшафтов, т. е. в местах, где распределение этого радионуклида было обусловлено в первую очередь атмосферными выпадениями, и его перераспределение вследствие разных причин было несущественным. Таким образом, суммарный по вертикальному почвенному разрезу запас (или плотность содержания) радионуклидов цезия-137 с учетом распада можно считать близким (но не бóльшим) по величине к изначально выпавшему на поверхность из атмосферы.

Среднее содержание цезия-137 в ненарушенных почвах юга Иркутской области по состоянию на 1998 г. составило 2.17 кБк/м² (58.7 мКи/км²). На некоторых участках плотность загрязнения достигает 3.5—7.0 кБк/м². Массив данных для наблюдаемых значений плотности содержания цезия-137 в почвах хорошо описывается логнормальным распределением (согласно χ^2 -критерию — на уровне значимости 10 %). На рис. 2 показана частотная гистограмма и функция распределения значений плотностей содержания цезия-137 в почвах юга Иркутской области. Оценка значимости различий запасов и средних квадратических отклонений для отдельных участков и всей исследуемой территории не проводилась. Однако частотные распределения содержания цезия-137 в ненарушенных почвах для участков, расположенных в различных ландшафтах Прибайкалья (от горно-таежных до степных), описываются примерно одинаковыми параметрами. Явной зависимости содержания цезия-137 от типов почв в пределах обследованной территории также не было обнаружено.

Распределение содержания цезия-137 в почвах на территории региона имеет неоднородный пятнистый характер (рис. 3). Наиболее высокие уровни содержания цезия-137 в почвах — до 7.4 кБк/м² (или 200 мКи/км²) — отмечаются в предгорьях и горных ландшафтах западного и южного побережья Байкала.

Такое площадное распределение загрязнения можно объяснить геоморфологическими особенностями местности — горные системы Байкала являются естественными преградами на пути движения воздушных потоков. Именно поэтому в предгорьях Хамар-Дабанского, Приморского, Байкальского хребтов наблюдаются высокие плотности содержания техногенных радионуклидов.

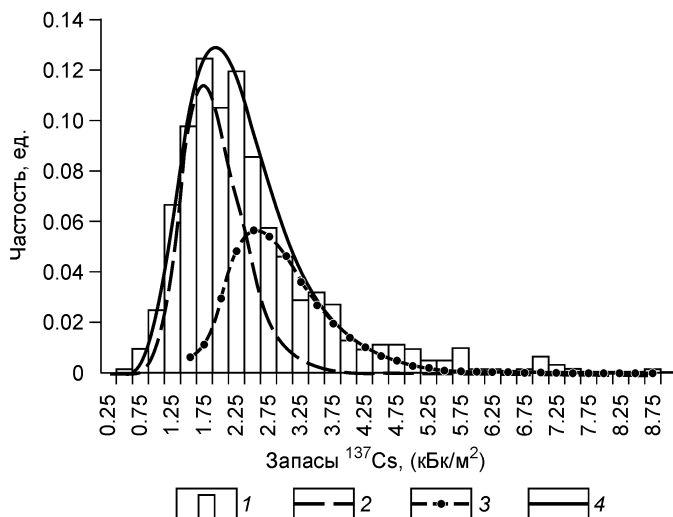


Рис. 2. Частотное распределение плотностей содержания радионуклидов ^{137}Cs в ненарушенных почвах Прибайкалья.

1 — гистограмма экспериментального распределения, 2 — функция распределения от глобальных выпадений, 3 — разность функций: экспериментальной и от глобальных выпадений; 4 — функция распределения экспериментальная. Пояснения см. в тексте.

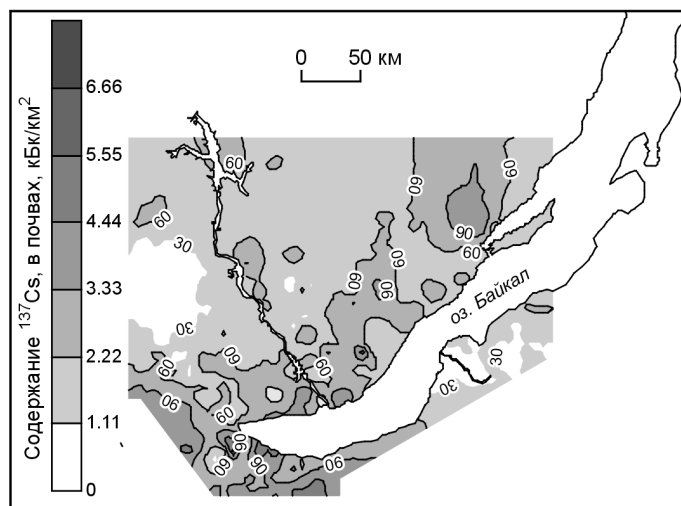


Рис. 3. Распределение запасов ^{137}Cs в ненарушенных почвах на территории Южного Прибайкалья.

Эти же участки отличаются большими уровнями атмосферных осадков (800—1200 мм/год) [Байкал, 1993]. Корреляция содержания цезия-137 в почвах природных ландшафтов со среднегодовыми уровнями атмосферных осадков является известным фактом, в том числе для глобальных выпадений [Болтнева и др., 1977].

Неоднородность площадного распределения загрязнения цезием-137 можно было бы объяснить большими вариациями уровней атмосферных осадков на исследуемой территории. Однако такая неравномерность

загрязнения характерна не только для всей территории Прибайкалья. Она отмечается в разных типах природных ландшафтов как горных и предгорных, так и лесостепных, уровни атмосферных осадков для которых изменяются в относительно небольших пределах.

Если проанализировать вид частотных распределений в различных ландшафтах Прибайкалья (табл. 1), можно отметить следующее. Наибольшими средними значениями содержания цезия-137 отличаются подгольцовые (или горно-тундровые) (A1) и горно-таежные темнохвойные ограниченного и оптимального развития (A3-15, 16 и A3-18, 19) ландшафтные геосистемы (классификация ландшафтов из [Ландшафты..., 1997]). Но именно в этих подсистемах отмечаются и более высокие средние годовые уровни осадков. Можно отметить значительную дисперсность распределений для горных таежных темнохвойных и сосновых систем. Частотные распределения содержания цезия-137 в ненарушенных почвах для горно-таежных байкало-джугджурских (A2), подгорных сосновых (A3-20, 21) и степных даурского типа (B1) ландшафтах Прибайкалья, где выполнен основной объем исследований, описываются примерно одинаковыми параметрами. Наименьшее из максимальных значений содержания цезия-137 наблюдается в степных ландшафтных системах. Однако абсолютно максимальные загрязнения (как видно для горных и подгорных систем) обнаруживаются не в самых высокогорных гольцовых ландшафтах.

Цезий-137 от глобальных и локальных выпадений. Выполненные ранее измерения и расчеты по глобальным выпадениям на территории СССР по данным аэрогаммаъемки и экспертные оценки для степной и предгорной частей юга Сибири дают значение плотности содержания радионуклидов цезия-137 в почве — около 1.85 kBq/m^2 (50 мКи/км^2) на 1995 г. [Болтнева и др., 1977; Сухоруков, 1996; Непомнящих и др., 1999]. Функция распределения для глобальных выпадений хорошо описывается нормальной зависимостью [Болтнева и др., 1977; Силантьев, Шкуратова, 1983]. Среднее относительное квадратическое отклонение для глобальных выпадений составляет около 20% от среднего значения содержания цезия-137 [Силантьев, Шкуратова, 1983]. Если предполагать, что цезий-137 в почвах исследуемого района имеет происхождение только от глобальных выпадений, то появляются некоторые несоответствия. Во-первых, для территории Прибайкалья имеется смещение максимума функции распределения в сторону больших значений (см. рис. 2) и, во-вторых, среднее квадратическое отклонение составило более 50% по величине от среднего значения запасов, что почти в 2.5 раза больше, чем для „чисто“ глобальных выпадений. На рис. 2 показаны кривые, описывающие „экспериментальную“ функцию распределения значений запасов

Таблица 1. Содержание ^{137}Cs в почвах разных ландшафтов Прибайкалья

Тип ландшафта (почвы), по [Ландшафты..., 1997]	Количество пунктов	Содержание ^{137}Cs в почвах, kBq/m^2		Относительное среднее квадратическое отклонение, %	Средний годовой уровень атмосферных осадков, мм
		среднее	максимальное		
A1, подгольцовые	12	3.86	6.71	33.7	1025
A3-15, 16, горнотаежные темнохвойные	92	3.15	8.30	48.2	726
A3-18, 19, »	40	2.94	5.61	51.8	611
A3-20, подгорные сосновые	133	2.01	7.39	483.3	368
A3-21, »	165	2.00	5.20	44.0	386
A2, байкало-джугджурские	66	2.14	4.60	43.0	360
B1, степные даурского типа	68	1.87	4.49	39.4	258

цезия-137 в почвах для территории Прибайкалья, функцию распределения только в условиях глобальных выпадений и разность между ними, которая может быть объяснена другим источником.

В условиях „чисто“ глобальных выпадений для таежной и лесостепной зоны в работе [Болтнева и др., 1977] предложена формула, которую преобразуем с учетом распада (по состоянию на 1998 г.):

$$G \text{ (кБк/м}^2\text{)} = 0.0022 d \text{ (мм/год)} + 0.851,$$

где G — плотность содержания радионуклидов цезия-137 в почве от глобальных выпадений, d — среднегодовой уровень атмосферных осадков.

Учет уровней среднегодовых атмосферных осадков для разных районов южного Прибайкалья позволяет принять для „глобального“ цезия-137 значения от 1.3 до 3.0 кБк/м² в зависимости от величины уровня атмосферных осадков.

На рис. 4 показана зависимость содержания цезия-137 в ненарушенных почвах Прибайкалья от среднегодового уровня атмосферных осадков в местах опробования. Очевидно, что имеется значительное количество пунктов опробования, в которых уровень глобальных выпадений значительно превышен.

Более того, для глобальных выпадений характерно более равномерное площадное распределение, хотя бы в пределах однородного географического района, ограниченного расстояниями порядка первых сотен километров [Силантьев, Шкуратова, 1983]. Реальная картина пространственного распределения содержания цезия-137 в почвах по территории Прибайкалья неравномерна, что не характерно для „чисто“ глобальных выпадений, даже если принять во внимание неравномерность в среднегодовых уровнях атмосферных осадков. Для сравнения на рис. 4 приведены линии, соответствующие среднему уровню содержания цезия-137 от глобальных выпадений G , а также $G \pm \sigma$ и $G + 3\sigma$ (среднее квадратическое отклонение не превышает 20 %) [Силантьев, Шкуратова, 1983]. Для нормального распределения случаев выявления уровней, превышающих среднее значение на три величины среднего квадратического отклонения, должно наблюдаться не более 0.7 % от общего массива данных. Реально такое превышение получается более чем в 30 % случаев.

Анализ площадного загрязнения территории Прибайкалья и статистическая обработка массива данных по содержанию цезия-137 в почвах позволяют утверждать, что современные уровни содержания цезия-137 в почвах сформированы в результате как глобальных, так и локальных выпадений. Вклад от Чернобыльской аварии для Сибири незначителен — не более 1—5 % [Сухоруков, 1996].

Кроме современного состояния загрязнения исследуемой территории имеются другие несомненные факты, указывающие на произошедшие в прошлом локальные радиоактивные выпадения на территории Прибайкалья. Это свидетельства очевидцев — работников геологических партий, работавших в те годы (1949—1962 гг.) на территории Сибири (Тува, Иркутская область, Забайкалье) и отмечавших резкие повышения мощности дозы внешнего гамма-излучения (до 3 мР/ч и выше) [Непомнящих и др., 1999].

Локальные выпадения имели место, по-видимому, благодаря трансрегиональному переносу продуктов наземных ядерных испытаний с Семипалатинского полигона. (Вклад в радиоактивное загрязнение территории Прибайкалья от испытаний на китайском полигоне Лоб-Нор, вероятно, не является существенным, как показано, например, в работе [Махонько и др., 1990].) Наибольшее радиационное воздействие на территории Байкальского региона, как считают [Непомнящих и др., 1999], оказал взрыв 12.08.1953 г. Это был не только самый мощный (400 кт ТЭ) из наземных взрывов, но и самый „грязный“. Общее количество выброшенных в атмосферу биологически значимых долгоживущих радионуклидов от этого испытания в пересчете на 1994 г. составляло — Sr-90 — 22 000 Ки, ¹³⁷Cs — 2900 Ки, Pu — 280 Ки [Булатов, 1996]. Радиационное воздействие на территорию региона, вероятно, имели и другие наземные и воздушные ядерные взрывы, проводившиеся до 1962 г. на Семипалатинском полигоне.

Информацию о дозах внешнего облучения от локальных радиоактивных выпадений несет локальная составляющая содержания цезия-137 в почвах, т. е. наблюдается превышение уровня глобальных выпадений. Именно поэтому для достоверной ретроспективной оценки дозовых нагрузок важно определить фон содержания цезия-137, обусловленный

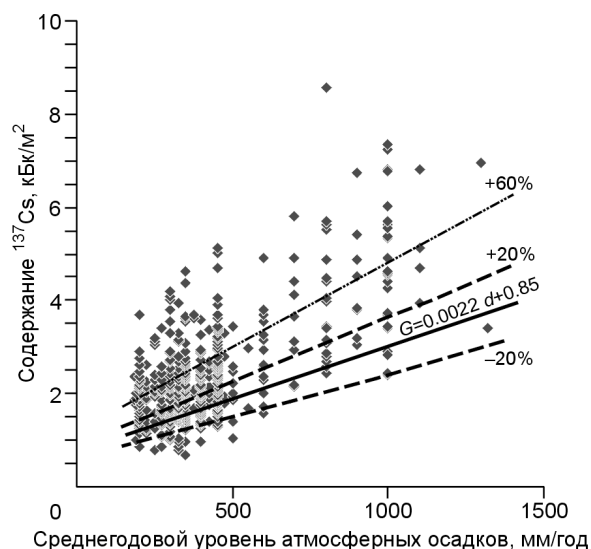


Рис. 4. Зависимость содержания ¹³⁷Cs в почвах Прибайкалья от среднегодового уровня атмосферных осадков.

только глобальными выпадениями (эти дозы относительно невелики). Цезий-137 как глобального, так и локального происхождения попадал на поверхность земли в результате гравитационного („сухого“) осаждения и вымывания с атмосферными осадками. Причем из-за большой удаленности от Семипалатинска процесс вымывания на некоторых участках местности, вероятно, преобладал, особенно, если учесть, что максимальные уровни атмосферных осадков в Прибайкалье наблюдаются в июле—августе.

Подсчет общих запасов цезия-137 показывает, что на исследуемой территории содержится около 2500 Ки, причем на локальные выпадения приходится около 240—250 Ки. Если предполагать, что основным источником загрязнения территории юга Иркутской области являются выпадения при трансрегиональном переносе продуктов ядерного взрыва, произведенного на Семипалатинском полигоне 12 августа 1953 г., то на локальные выпадения от этого взрыва в Прибайкалье пришлось менее 5 % от общего количества выброшенного в атмосферу цезия-137 (вероятно, и других короткоживущих радионуклидов).

Согласно данным по загрязнению цезием-137, по крайней мере, не менее 25 тыс. км² территории юга Иркутской области подверглось радиационному воздействию от локальных выпадений Семипалатинского полигона. С учетом плотности населения Иркутской области в 1950—1960 гг. на территории, подвергшейся радиационному воздействию от выпадений, проживали около 62 тыс. человек, не считая городского населения.

Необходимо заметить, что максимум глобальных выпадений имел место в 1962—1964 гг. [Силантьев, Шкуратова, 1983], в то время как локальные радиоактивные выпадения в Прибайкалье отмечались осенью 1953 г., в 1959 и 1962 гг. Однако по характеру вертикального распределения цезия-137 в почвенных разрезах учесть эту временную особенность пока не представляется возможным.

Планшетные измерения бета-активности атмосферных выпадений на меостанциях Прибайкалья в 1955—1962 гг. Данные по радиоактивным выпадениям были получены из архивов НПО „Гайфун“ [Медведев и др., 2005]. Отбор планшетных проб суточных атмосферных выпадений выполнялся на ряде метеостанций Байкальского региона (Нижеудинск, Иркутск, Жигалово, Улан-Удэ и др.) начиная с осени 1955 г. Измерения бета-активности этих проб выполнялись на торцовом счетчике Гейгера в центральной лаборатории гидрометеослужбы. К анализу привлекались исходные данные, в которые нами была введена поправка по закону Вия-Вигнера на радиоактивный распад суммы бета-активных продуктов взрывов за время, прошедшее от момента отбора пробы до измерения. Несмотря на значительные пробелы в массиве данных, можно установить определенные закономерности во временном поведении уровня выпадений.

В динамике суточных радиоактивных выпадений отмечаются резкие максимумы, которые наблюдались через 2—3 сут после определенных взрывов на Семипалатинском полигоне [Булатов, 1996; Медведев и др., 2005]. При фоновых значениях активности радиоактивных выпадений 1.5—3.7 Бк/м²/сут (0.04—0.1 мКи/км²/сут) практически на всех метеостанциях региона наблюдались повышения на 4—6 порядков, т. е. до величин 0.10—1.0 МБк/м² (3—30 Ки/км²/сут) и более по бета-активным продуктам (табл. 2).

Наиболее значимые по величине выпадения отмечались после наземных и воздушных взрывов от 29.07.1955, 22.11.1955, 24.08.1956, группы взрывов от сентября 1961, 25.10.1961 и осени (август—ноябрь) 1962 г. По этим данным подтверждается влияние на территорию Прибайкалья, по крайней мере, двух десятков наземных взрывов, выполненных в 1955—1962 гг. [Медведев и др., 2005].

Как видно из табл. 2, сумма бета-активных выпадений на всех указанных метеостанциях составила не менее 93 кБк/м² (2.5 Ки/км²) за период проведения наземных ядерных испытаний, по крайней мере, начиная с 1955 г. Следует заметить, такие уровни активности атмосферных выпадений были характерны

Таблица 2. Значения суммарной бета-активности выпадений на планшете за отдельные периоды времени, измеренные на некоторых метеостанциях юга Восточной Сибири в 1955—1962 гг., мКи/км² [Медведев и др., 2005].

Метеостанция	Период								
	30.07.55— 06.08.55	24.11.55— 02.12.55	26.08.56— 01.09.56	04.09.61— 26.09.61	26.10.61— 05.11.61	05.08.62— 14.09.62	26.09.62— 07.10.62	22.10.62— 06.11.62	26.11.62— 07.12.62
Кызыл	142.8	85.4	303.0	1036.9	495.8	20098	324.5	272.7	94.3
Нижеудинск	165.9	25.3	594.1	128.8	32.4	2602	405.2	354.8	65.8
Иркутск	24.2	17.9	1004.8	303.5	44.0	1391	83.9	118.4	14.9
Жигалово	47.6	25.1	466.0	199.8	6.6	530.8	122.2	648.1	78.9
Киренск	—	—	—	—	990	30431	558	170	—
Нижеангарск	—	—	—	447.3	58.3	1012	111.0	676.6	80.7
Бодайбо	—	—	—	—	157	2010	808	110	—
Улан-Удэ	7.8	17.8	972.7	216.6	34.2	1410	227.9	134.6	45.2

Примечание. Фоновые значения — 0.04—0.1 мКи/км²/сут.

не только для южной части Прибайкалья, но и севера Иркутской области (Бодайбо, Киренск), где оказывал влияние уже, по-видимому, Новоземельский полигон. На метеостанции Киренска 07.08.1962 г. наблюдались выпадения до $9.25 \cdot 10^5$ Бк/м² (25 Ки/км²) за одни сутки.

Попробуем оценить индивидуальную дозовую нагрузку только по одному эпизоду радиоактивных выпадений для метеостанции Иркутска. Суммарная активность бета-излучающих продуктов в выпадениях за 26 августа—1 сентября 1956 г. (т. е. на 2—8 сут после наземного испытания от 24 августа 1956 г. на Семипалатинском полигоне) на метеостанции Иркутска составила около 1.5 Ки/км² по бета-активным продуктам распада. Такой уровень радиоактивных выпадений оценочно мог обусловить дозу внешнего излучения на открытой местности в течение первых суток более 100 мкР/ч дополнительно к естественному радиационному фону.

Для уровня 51 кБк/м² (1.5 Ки/км²) „свежих“ выпадений, где преобладают дочерние продукты с периодом полураспада до 20 сут, мощность дозы можно грубо оценить величиной в диапазоне от 20 до 5 мкР/ч в течение первых суток после выпадений. (Кстати, величины МЭД, упоминаемые в свидетельствах геологов-радиометристов, работавших в Байкальском регионе в 50-е годы, превышали 3—10 мР/ч, т. е. верхнюю шкалу используемых геологических радиометров.) Экспозиционную дозу внешнего облучения на открытой местности до полного распада можно приближенно оценить по формуле [Прокофьев и др., 1993]:

$$D = 5 \times P_v \times t_v,$$

где P_v — величина МЭД сразу после выпадения радиоактивных продуктов, мР/ч; t_v — момент начала выпадения радиоактивных продуктов в часах после взрыва.

Если принять для нашего случая $P_v = 10$ мР/ч и $t_v = 48$ ч (т. е. начало выпадений — вторые сутки), то доза $D = 2400$ мР. Переходный коэффициент от экспозиционной дозы в воздухе к эффективной дозе для диапазона энергий фотонов от 0.2 до 0.6 МэВ составляет примерно 0.006 мЗв/мР. Отсюда величина эффективной дозы от внешнего облучения составит 2400 (мР) \times 0.006 (мЗв/мР) \approx 14.4 мЗв. С учетом того, что данные о выпадениях на территории региона от испытаний, проведенных до 1955 г., отсутствуют, а также с учетом их многократности, накопленные дозы внешнего излучения могут превысить уровень 5 сЗв.

Современные дозы. В настоящее время гамма-излучение на открытой местности в Прибайкалье определяется главным образом естественными радионуклидами и космической составляющей. Оценка вклада радионуклидов цезия-137, находящихся в окружающей среде, в мощность дозы внешнего излучения при современных уровнях его содержания дает значение 0.002—0.003 мкЗв/ч, т. е. не более 2—3 % от суммарного гамма-фона. Даже в аномалиях доля внешнего излучения от цезия-137 не превышает 10 %. Такую оценку подтверждают и данные прямых измерений спектров гамма-излучения на местности при помощи полевого спектрометра. Вклад радионуклида цезия-137 во внутреннее облучение через потребление местных продуктов питания также незначителен. Таким образом, современная радиационная обстановка в Прибайкалье определяется в основном природным фоном и по техногенным радионуклидам может считаться благополучной.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ площадного загрязнения территории Прибайкалья и статистическая обработка массива данных по содержанию цезия-137 в почвах, а также ретроспективные данные планшетных измерений активности атмосферных выпадений на метеостанциях региона позволяют утверждать, что современные уровни содержания цезия-137 в почвах сформированы в результате как глобальных, так и локальных выпадений, состоявшихся в 1950-х—начале 1960-х гг. В настоящее время радиационная обстановка в регионе определяется в основном природной составляющей радиационного фона.

Работа выполнена при поддержке РФФИ и администрации Иркутской области (проект РФФИ-Байкал № 05-05-97305).

ЛИТЕРАТУРА

- Байкал.** Атлас. М., ФСГКР, 1993, 125 с.
- Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М.** Глобальное загрязнение ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР // Атомная энергия, 1977, т. 42, вып. 5, с. 355—360.
- Булатов В.И.** Россия радиоактивная. Новосибирск, ЦЭРИС, 1996, 271 с.
- Ландшафты юга Восточной Сибири** / Ред. В.Б. Сочава. М., ГУГК, 1997.
- Махонько К.П., Работнова Ф.А., Волокитин А.А.** Оценка загрязнения почвы ¹³⁷Cs на территории СССР в 1988 г. // Атомная энергия, 1990, т. 68, вып. 4, с. 262—264.

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.

Непомнящих А.И., Черняго Б.П., Кузнецов А.Ф., Медведев В.И. Локальные выпадения на юге Иркутской области от наземных ядерных испытаний // Докл. РАН, 1999, т. 369, № 2, с. 258—260.

Прокофьев О.Н., Коваленко В.И., Колотвин В.А. Восстановление уровня облучения по величине осадка стронция-90 и цезия-137 на почве // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Барнаул, 1993, т. 1, № 3, с. 137—158.

Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Л., Гидрометеиздат, 1983, 136 с.

Сухоруков Ф.В. Проблемы ретроспективного анализа радиоактивного загрязнения юга Западной Сибири (глобальный фон, локальные выпадения) // Материалы международной конференции „Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека“. Томск, 1996, с. 232—235.

Хэмфри Д.Х., Бархоп И. Радиоактивная опасность (опасность от радиоактивных выпадений в результате ядерных взрывов). М., Атомиздат, 1958, 334 с.

*Рекомендована к печати 22 июня 2007 г.
Г.Н. Аношиным*

*Поступила в редакцию
28 мая 2007 г.*