

Особенности латерального перераспределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы геохимически сопряженных ландшафтов при значительном для белорусского Полесья перепаде высот

С.А. КАЛИНИЧЕНКО¹, Ю.И. БОНДАРЬ¹, А.Н. НИКИТИН², В.Е. БЕЛАШ¹, А.А. БАЛЕНОК¹

Исследованы особенности латерального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в верхнем слое почвы в биогеоценозе со значительным для белорусского Полесья перепадом высот (15,1 м). Анализ варьирования показал, что на территории выбранного полигона урочища «Ясева гора» в большей степени в верхнем слое почвы изменяется содержание ^{90}Sr ($V = 51,9\%$), меньше всего варьирует в почве содержание ^{137}Cs (21,6%). Анализ корреляционных взаимосвязей между содержанием радионуклидов в верхнем слое почвы и высотными колебаниями рельефа не обнаружил тесной взаимосвязи, что говорит о несформированной окончательно ландшафтно-геохимической пространственной структуре в силу биотических, эрозионных процессов и дефляции.

Ключевые слова: латеральная миграция, ландшафт, коэффициент вариации, радионуклиды (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am).

The patterns of the lateral redistribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am in the upper soil layer in the ecosystems situated on the site with a significant for Belarusian Polesie difference in height (15.1 m) were investigated. On the territory of the selected site «Yaseva Gora» the activity of ^{90}Sr in the upper soil layer changes with a greater extent and has the coefficient of variation 51,9%. Variability of ^{137}Cs activity in the soil is much less ($V = 21,6\%$). Analysis of the correlation relationships between the radioisotopes activity concentration in the upper soil layer and the altitude fluctuations on the site did not reveal significant relationship between them. It shows that final landscape-geochemical spatial structure is not formed for now due to biotic migration, erosion, and deflation.

Keywords: lateral redistribution, landscape, coefficient of variation, radionuclides (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am).

Введение. В начальный период после катастрофы на Чернобыльской АЭС пространственное распределение радионуклидов было обусловлено как баллистическими характеристиками выброса, так и сложившимися на тот момент погодными-климатическими условиями. В настоящее время неоднородность перераспределения радионуклидов обусловлена вторичными процессами, связанными с горизонтальным переносом в пределах элементарных ландшафтов. Преобладающим механизмом миграции радионуклидов является перенос с тонкодисперсной фракцией почвы в прочносорбированном на поверхности частиц состоянии. Транзит их осуществляется как с водным током, так и за счет дефляционных процессов [1].

Изучение пространственного распределения радионуклидов представляет несомненный практический интерес, т.к. позволяет выявить своеобразие пространственной структуры геохимических полей разного генезиса и точнее учитывать экологическое влияние неоднородностей природного фона. К тому же закономерности вторичного перераспределения радионуклидов в ландшафтно-геохимических системах типа «вершина – склон – замыкающее понижение» наименее изучены, несмотря на то, что именно такого рода неоднородности способны определять реальные условия проживания людей в населенных пунктах и загрязненность сельхозпродукции. Полученные при изучении структурных закономерностей радиобиогеохимических провинций результаты указывают на закономерную пространственную упорядоченность как на глобальном и региональном, так и на локальном уровне организации. Подобные исследования имеют большие перспективы, поскольку развитие современных средств прямых измерений в сочетании с применением ГИС-технологий даёт возможность получать и оперативно представлять информацию о характере распределения тех или иных элементов в виде подробных эколого-геохимических карт [2]–[4].

Основной целью исследований явился анализ закономерностей распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы геохимически сопряженных элементарных ланд-

шафтов в зависимости от их высот относительно друг друга. Наша гипотеза состоит в том, что в данных условиях, в отличие от плоских ландшафтов, должны более ярко проявиться градиенты концентрации радионуклидов в местах формирования высотных перепадов микрорельефа, связанных с процессами ветровой и водной эрозии, биогенными изменениями, происходящими при длительном отсутствии антропогенной нагрузки. Существенных отличий в коэффициентах вариации между различными типами ландшафтов в данном случае ожидать не следует. Как мы отмечали в предыдущих наших работах [5]–[7], такие отличия в большей степени связаны с деятельностью биотической составляющей (почвенная мезофауна, роющие и копытные животные).

Материалы и методы исследований. Исследования проведены в 2016–2017 гг. на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в белорусском секторе ближней зоны (отчуждения) Чернобыльской АЭС. Для изучения выбран экспериментальный полигон с существенным для Белорусского Полесья перепадом высот, охватывающий большую часть урочища «Ясева гора». Полигон расположен в районе исследовательской станции «Масаны» на расстоянии около 12 км от четвёртого энергоблока Чернобыльской АЭС. Высота наивысшей точки полигона над уровнем моря – около 151 м, диапазон колебания высот составляет 15,2 м. Размер экспериментального полигона составил 100×100 м. При исследовании пространственной неоднородности радиоактивных выпадений был использован метод вложенных квадратов. Большой (основной) экспериментальный полигон был разбит на малые площадки размером 10×10 м, на которых и проводился анализ высотных уровней и отбор смешанных образцов почвы стандартным пробоотборником диаметром 4 см на глубину 20 см. Съёмка высот на территории экспериментального полигона была проведена вручную при помощи вешек, мерных реек, линейки и строительного уровня. При этом одновременно были проведены измерения координат крайних точек полигона и мощности дозы γ -излучения (МД) на высоте 1 м и 3–4 см от поверхности почвы при помощи дозиметра-радиометра МКС (EL) – 1117А.

Полевые исследования были проведены в сухую погоду, измерение МД – в весенний период до отрастания травянистой растительности. Смешанные образцы почвы, включающие 5 уколов, упаковывались в полиэтиленовые пакеты и передавались для лабораторных исследований, где их высушивали при температуре 20–25°C и гомогенизировали. По окончании пробоподготовки образцы помещались в измерительные сосуды для последующего определения радионуклидов. Определение ^{137}Cs и ^{90}Sr проводили инструментальным методом на γ - β -спектрометре «МКС-АТ1315» (Атомтех, Беларусь) с блоком детектирования для регистрации γ -излучения на основе сцинтилляционного кристалла NaI (Тl) размерами $\text{Ø}63 \times 63$ мм. Для регистрации β -излучения использовался органический сцинтиллятор на основе полистирола, активированного паратерфинилом, размерами $\text{Ø}128 \times 9$ мм [8]. Определение ^{241}Am проводили на γ -спектрометре «Canberra» (Canberra Industries, Inc., USA) с детектором из особо чистого германия с композитным углеродным окном с регистрацией γ -излучения в диапазоне энергий 20–2000 кэВ [9]. Ошибка измерений составляла не менее 20 %. Для обработки результатов использованы методы вариационной статистики и корреляционного анализа [10]. С целью установления изменчивости (размаха варьирования) содержания радионуклидов в почве были определены коэффициенты вариации К. Пирсона (V).

В работе используется классификация ландшафтов в зависимости от геохимической сопряженности, предложенная Б.Б. Полюновым [11]. При этом под геохимически сопряженными ландшафтами подразумевались элементарные ландшафты, связанные между собой определенными условиями миграции химических соединений [12]–[13].

Результаты исследований. Исследование параметров латерального перераспределения радионуклидов на территории зоны отчуждения в зависимости от типа формирования градиентов концентрации было проведено на типичном для юга Республики Беларусь транзитном ландшафте доледникового генезиса. При этом анализировалось содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почве экспериментального полигона, и была дана оценка степени варьирования содержания радионуклидов в поверхностном 20-см слое. После чего был проведен анализ

закономерностей распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы геохимически сопряженных элементарных ландшафтов, загрязненных радионуклидами после аварии на ЧАЭС, в зависимости от изменения высотных уровней.

На начальном этапе исследований (2016 г.) была построена подробная карта высот экспериментального полигона с шагом 5 метров. На основании полученных результатов осуществлена компьютерная визуализация рельефа полигона, позволившая установить места возможных наибольших геохимических аномалий и участки перехода от элювиальных к трансэлювиальным и трансэлювиально-аккумулятивным ландшафтам (рисунок 1).

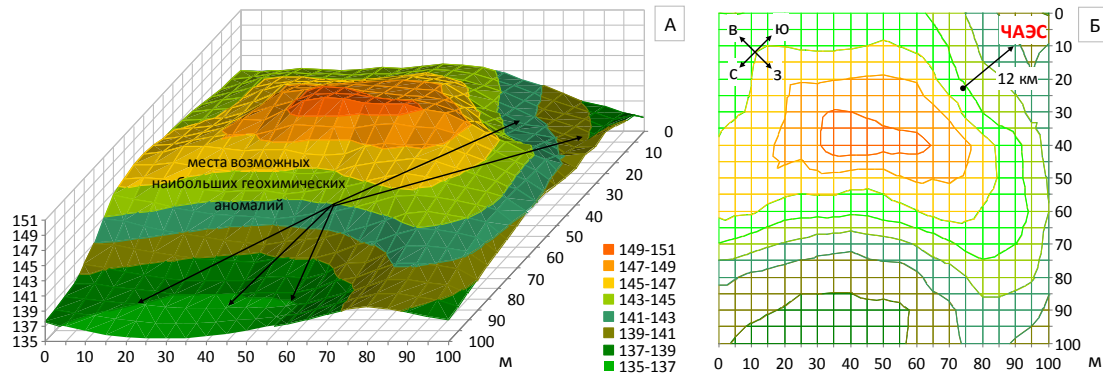


Рисунок 1 – Геодезические промеры высот на территории экспериментального полигона «Ясева гора» (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), м

При составлении карты проводился морфологический анализ рельефа. В зависимости от характера рельефа ландшафты были дифференцированы по катене и представлены геохимическими ландшафтами от автономных до субаквальных. Выделение геохимических ландшафтов проводилось с учетом типа почв, растительного покрова, условий естественного увлажнения, уровня грунтовых вод, минералогического состава почв и подстилающих пород. На основе анализа выделенных по условиям рельефа ландшафтов полигона исследований было установлено, что значительную часть территории занимают трансэлювиальные и трансэлювиально-аккумулятивные ландшафты (около 50 %), на долю элювиальных приходилось около 15 %, субаквальных около 35 % территории. Аквальные и супераквальные ландшафты в данной работе не исследовались.

Проведенные измерения МД на высоте 3–4 см на территории экспериментального полигона «Ясева гора» показали невысокую вариабельность, коэффициент вариации значений МД составил 12,3 % при точности измерения ± 20 %. На высоте 1 м от поверхности почвы вариабельность была еще несколько ниже ($V = 9,1$ %), что закономерно в связи с большим охватом площади поверхности почвы, с которой усредняется поток γ -излучения при более высоком расположении детектора. Коэффициент корреляции между значениями МД на высоте 1 м и на поверхности почвы составляет 0,79, что аналогично полученным нами ранее данным для других экспериментальных полигонов [5]–[7].

Формирование γ -фона на исследуемом участке в значительной степени происходит под влиянием вторичного перераспределения радионуклидов в поверхностном слое почвы с течением времени, прошедшим с момента чернобыльских выпадений. Под действием ветров, атмосферных осадков, механического воздействия живых организмов и биогенной миграции на поверхности холма идет изменение микрорельефа поверхности и факторов биологической и химической трофности. Вместе с этим происходит вертикальное и горизонтальное перемещение радионуклидов, перераспределение их между различными типами смежных ландшафтов и образование градиентов концентраций при перепаде высот в понижениях и водоотводящих канавках. В результате этих процессов обычно наблюдается заметное снижение значений МД на вершине холма и увеличение их на его склонах и в понижениях.

Оценка содержания радионуклидов в почве показала, что средние уровни плотности загрязнения выбранного полигона на территории урочища «Ясева гора» составили: для ^{137}Cs –

3789,6 кБк/м² (102,4 Ки/км²), для ⁹⁰Sr – 792,4 кБк/м² (21,4 Ки/км²), для ²⁴¹Am – 66,9 кБк/м² (1,8 Ки/км²). Максимальные же значения содержания радионуклидов в поверхностном слое почвы составили: для ¹³⁷Cs – 6342,7 кБк/м² (171,4 Ки/км²), для ⁹⁰Sr – 1779,6 кБк/м² (48,1 Ки/км²), для ²⁴¹Am – 184,7 кБк/м² (5,0 Ки/км²).

При анализе латеральной дифференциации ¹³⁷Cs в верхнем 20-см слое почвы на территории экспериментального полигона не было обнаружено значительных перепадов значений плотности загрязнения. Разница между минимальным и максимальным значениями составила 3,4 раза. Коэффициент вариации содержания ¹³⁷Cs при этом для экспериментального полигона составил 21,6 % (рисунок 2).

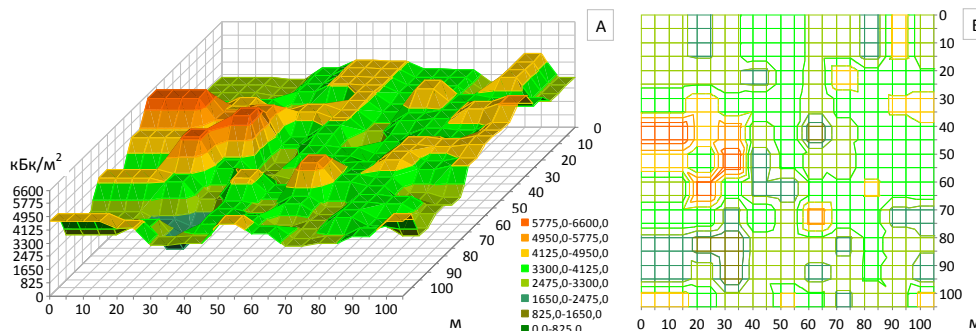


Рисунок 2 – Латеральное распределение ¹³⁷Cs на поверхности экспериментального полигона (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), кБк/м²

Оценка связи содержания ¹³⁷Cs с высотными уровнями полигона обнаружила низкую положительную корреляцию ($r_{xy}=0,27$). Сопряженность участков с повышенным содержанием ¹³⁷Cs с различными ландшафтами в данных условиях установить не представляется возможным в связи с большой мозаичностью и неоднородностью чернобыльских выпадений. Данные латерального распределения ¹³⁷Cs указывают на определенное соответствие между плотностью загрязнения площадок и результатами γ -съёмки. Участки с максимальными значениями МД на высоте обнаруживают наиболее высокое содержание ¹³⁷Cs в почве. При этом эмпирический коэффициент корреляции между МД на высоте 1 м и содержанием ¹³⁷Cs в почве составил 0,15, для высоты 3-4 см $r_{xy} = 0,32$. Большую роль при этом играют особенности микрорельефа с перераспределением областей повышенного увлажнения и формированием зон выноса и концентрирования химических элементов, в том числе и радионуклидов. В качестве зон выноса выступают трансэлювиальные и трансэлювиально-аккумулятивные ландшафты, а зон концентрирования или геохимических барьеров – элювиальные ландшафты различного типа и генезиса.

Распределение ⁹⁰Sr в верхнем 20-см слое почвы полигона также обнаруживает значительную мозаичность. Однако перепады его содержания в почве гораздо существеннее. Разница между минимальным и максимальным значениями составила 63,8 раза (рисунок 3).

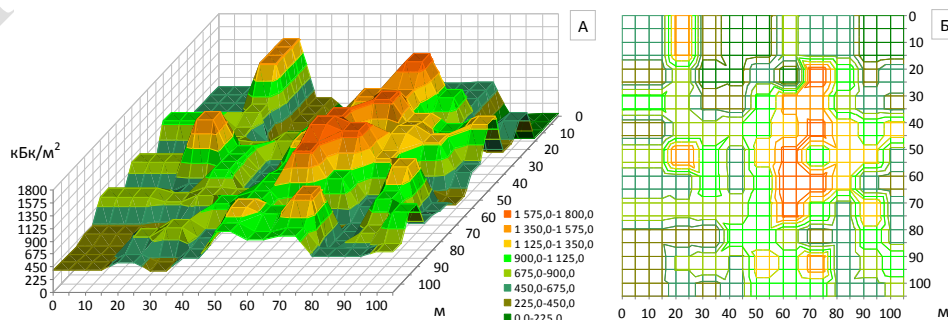


Рисунок 3 – Латеральное распределение ⁹⁰Sr на поверхности экспериментального полигона (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), кБк/м²

Коэффициент вариации ^{90}Sr для экспериментального полигона составил 51,9 %, причем графический анализ указывает на несовпадение участков локализации максимального содержания данного радионуклида и ^{137}Cs . Это указывает на различный характер первоначального поступления этих элементов на поверхность почвы [14], [15]. Различия в генезисе ^{137}Cs и ^{90}Sr ближней зоны также подтверждаются практически нулевым коэффициентом корреляции ($r_{xy} = 0,06$) между плотностями загрязнения данными радионуклидами. Естественно, не обнаружено корреляционных взаимосвязей между плотностью загрязнения территории ^{90}Sr и МД γ -излучения. Оценка совпадения содержания ^{90}Sr в почве с высотными уровнями площадок обнаружила еще более низкую положительную корреляцию ($r_{xy} = 0,19$).

Анализ латеральной дифференциации ^{241}Am в пределах исследуемого полигона обнаружил существенное совпадение участков с максимальным загрязнением данным радионуклидом и ^{137}Cs (рисунок 4). При этом коэффициент корреляции между содержанием ^{241}Am и ^{137}Cs в почве составил 0,70. Между МД на высоте 1 м и содержанием ^{241}Am в почве $r_{xy} = 0,19$, для высоты 3–4 см $r_{xy} = 0,30$. Самая низкая корреляционная взаимосвязь была обнаружена между распределением в почве ^{241}Am и ^{90}Sr ($r_{xy} = 0,10$). По характеру варьирования содержания в почве ^{241}Am занимает промежуточное положение между ^{137}Cs и ^{90}Sr ($V = 33,1\%$). Разница между минимальным и максимальным значениями составила 10,3 раза. Оценка совпадения содержания ^{241}Am с высотными уровнями полигона обнаружила такую же низкую положительную корреляцию, как и в отношении ^{137}Cs ($r_{xy} = 0,27$).

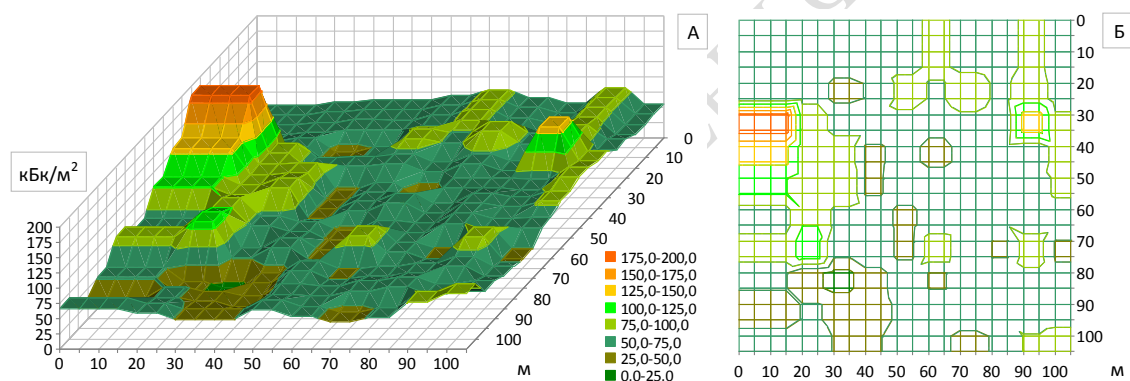


Рисунок 4 – Латеральное распределение ^{241}Am на поверхности экспериментального полигона (А – гистограмма поверхности, Б – проекция сверху), кБк/м^2

Анализ кривых распределения показал, что при заданных объемах выборок для значений содержания радионуклидов в почве расчёты критериев достоверности оценок (t_{As} , t_{Ex}) и полученные величины медианы и моды указывают на логнормальный характер распределения значений плотности загрязнения экспериментального полигона. Это подтверждает проверка по биометрическим таблицам и проверка распределения на соответствие нормальному закону при помощи теста Колмогорова-Смирнова.

Ассиметрия распределения содержания исследованных радионуклидов в почве выше единицы, что указывает на смещение распределений влево, к более низким значениям. При этом у ^{241}Am данное смещение выражено сильнее, чем у ^{137}Cs и ^{90}Sr . Эксцесс распределения ^{241}Am также очень сильно отличается от ^{137}Cs и ^{90}Sr . Высокое значение эксцесса указывает на то, что, по сравнению с нормальным распределением, плотность загрязнения отдельных участков в значительно большей степени сосредоточена вокруг среднего значения и относительно мало участков с плотностью загрязнения, отличающейся от средней более чем на одно среднее квадратичное отклонение. У распределения ^{90}Sr , напротив, эксцесс ниже единицы, что указывает на более равномерное, по сравнению с логнормальным, распределение.

Показатели дисперсии и среднего квадратичного отклонения в целом характерны для заданных условий имеющейся совокупности значений. Анализ характера варьирования показал, что на территории выбранного полигона урочища «Ясева гора» в большей степени из-

менчивости содержания в верхнем слое почвы подлежит ^{90}Sr . Это подтверждается наибольшим коэффициентом вариации (51,9 %). Меньше всего варьирует в почве содержание ^{137}Cs , что в большей степени определено характером чернобыльских выпадений. Полученные параметры в значительной степени согласуются с проведёнными нами ранее исследованиями на других экспериментальных полигонах [5]–[7].

Различия в распределении исследуемых радионуклидов по поверхности экспериментального полигона обусловлены как особенностями их нахождения в составе чернобыльского выброса, так и различиями в миграционных свойствах. В пределах ближней зоны изотопы плутония, включая ^{241}Pu и ^{90}Sr , выпали на поверхность преимущественно в составе топливных частиц, трудно поддающихся разрушению в естественных условиях. В то же время, значительная часть ^{137}Cs осела на почву в составе конденсационной фазы или была перехвачена растительным покровом и достигла почвы в составе мертвого органического вещества. Поэтому в первые месяцы после аварии подвижность ^{137}Cs в растворенном состоянии на исследуемом полигоне была существенно выше ^{90}Sr . Но уже в первые послеаварийные годы основная активность ^{137}Cs оказалась сорбированной на минеральных частицах почвы и далее его миграция преимущественно обусловлена механическим перемещением частиц почвы.

По мере разрушения топливных частиц ^{90}Sr претерпел существенное перераспределение по физико-химическим формам нахождения. Значительная его часть оказалась в растворённой и обменной фазах, либо ассоциированной с органическими молекулами, также характеризующимися довольно высокой подвижностью. Это обусловило довольно равномерное распределение радионуклида по поверхности экспериментального полигона, что подтверждается отрицательным значением эксцесса. Миграция ^{241}Am складывается из двух фаз – миграции материнского радионуклида ^{241}Pu , отличающегося низкой подвижностью в экосистемах, и собственно миграцией ^{241}Am после его образования при β -распаде ^{241}Pu . В обоих случаях пространственное перераспределение радионуклидов обусловлено, преимущественно, механическим перемещением частиц, с которыми они ассоциированы. Частицы неравномерно перераспределяются по площади, скапливаясь в микропонижениях, в руслах ручьев, формируемых при стоке воды и других элементах микрорельефа. Данный факт обуславливает высокое значение эксцесса распределения.

Заключение. Анализ корреляционных отношений между содержанием радионуклидов в верхнем слое почвы и высотными колебаниями рельефа не обнаружил тесной взаимосвязи. Возможно, что большую роль при этом играет изменение структуры микрорельефа почвы и перераспределение в ней химических элементов, в связи с чем необходимо проведение дополнительных исследований на другом масштабном уровне. Корреляционный анализ диапазона значений также подтверждает наибольший размах варьирования в отношении ^{90}Sr . Лишь частично наблюдается согласование проекционных следов распределения радионуклидов в почве с высотными уровнями на территории экспериментального полигона.

Исследования распределения радионуклидов по различным типам ландшафтов указывают на ряд факторов, влияющих на формирование пространственной картины распределения радиоактивных химических элементов, включая формы нахождения в почве, первоначальный характер выпадений, особенности ландшафтов, влияние погодных-климатических условий и сроков их воздействия. Особо важным представляется продолжение данных исследований в рамках ландшафтно-радиационного мониторинга, основным назначением которого выступает выявление связи радионуклидного загрязнения с ландшафтным строением территории. Использование техногенных радионуклидов в качестве «меченых атомов» позволяет проследить не только закономерности распределения их на глобальном, региональном и локальном уровне, а также и особенности изменения самой пространственно-геохимической структуры ландшафта. Помимо этого, оценить интенсивность накопления радионуклидов и геохимических наносов на склонах и днищах долин, в понижениях рельефа можно на основе анализа изменения содержания радиоактивных химических элементов по глубине. При этом необходимо учитывать интенсивность постседиментационной вертикальной миграции радионуклида в различных типах и разновидностях ландшафтов.

Литература

1. Егорова, И.А. Радионуклиды в почвах северо-западного Алтая / И.А. Егорова, Ю.В. Кислицина, А.В. Пузанов // География и природные ресурсы. – 2012. – № 3. – С. 31–35.
2. Коробова, Е.М. Особенности пространственного распределения Cs-137, K-40 и стабильного йода в почвах супераквальных ландшафтов поймы р. Ипуть / Е.М. Коробова, С.Л. Романов, В.Ю. Берёзкин // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы IV Межд. конф., Томск, 4–8 июня 2013 г. – Томск, 2013. – С. 295–298.
3. Романов, С.Л. Опыт применения модернизированного прибора VIOLINIST-III в полевых радиоэкологических исследованиях / С.Л. Романов, Е.М. Коробова, В.Л. Самсонов // «Ядерные измерительно-информационные технологии». – 2011. – Т. 3, № 39. – С. 56–61.
4. Коробова, Е.М. Генезис и закономерности пространственной организации современных биогеохимических провинций : дис. ... докт. геол.-минер. Наук : 25.00.09 / Е.М. Коробова ; МГУ им. М.В. Ломоносова. – Москва, 2016. – 329 с.
5. Калиниченко, С.А. Особенности латеральной миграции ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почве различных экосистем зоны отчуждения ЧАЭС / С.А. Калиниченко // Чернобыль: 30 лет спустя : материалы Межд. науч. конф., Гомель, 21–22 апреля 2016 г. / Институт радиологии. – Гомель, 2016. – С. 112–116.
6. Калиниченко, С.А. Латеральная миграция ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы различных биогеоценозов зоны отчуждения ЧАЭС / С.А. Калиниченко // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2017: сб. статей по материалам науч.-практ. конф. с межд. участ., Севастополь, 11–15 сентября 2017 г. / СевГУ ; под ред. Ю.А. Омельчук, Н.В. Ляминой, Г.В. Кучерик. – Севастополь, 2017. – С. 571–574.
7. Калиниченко, С.А. Характеристика латерального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в поверхностном слое почвы различных биогеоценозов белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / С.А. Калиниченко // Известия Гомельского государственного университета им. Ф. Скорины. Естественные науки. – 2018. – № 3 (108). – С. 42–48.
8. МВИ.МН 1181-2011. Методика измерений объемной и удельной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K на гамма-бета-спектрометре типа МКС-АТ1315, объемной и удельной активности гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs , ^{40}K на гамма-спектрометре типа EL 1309 (МКГ-1309) в пищевых продуктах, питьевой воде, почве, сельскохозяйственном сырье и кормах, продукции лесного хозяйства, других объектах окружающей среды. – Минск : «Атомтех», 2011. – 31 с.
9. МВИ.МН 3151-2009. Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в почве, донных отложениях и других объектах окружающей среды на гамма-спектрометрах с полупроводниковыми детекторами с бериллиевым или композитным углеродным окном. – Хойники : «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник», 2009. – 14 с.
10. Лакин, Г.Ф. Биометрия: учеб. пособие для биологич. спец. вузов / Г.Ф. Лакин. – 3-е изд., перераб. и доп. – Москва : Высш. школа, 1980. – 293 с.
11. Польшин, Б.Б. Избранные труды / Б.Б. Польшин. – Москва : Изд-во АН СССР, 1956. – 751 с.
12. Глазовская, М.А. Геохимические основы типологии и методики исследования природных ландшафтов: учеб. пособие / М.А. Глазовская. – М. : Изд-во Московского университета, 1964. – 229 с.
13. Перельман, А.И. Геохимия ландшафта / А.И. Перельман. – М. : Высшая Школа, 1975. – 341 с.
14. Kashparov, V.A. Soil contamination with ^{90}Sr in the near zone of the Chernobyl accident, Tschiersch J. / V.A. Kashparov, S.M. Lundin, Yu.V. Khomutinin [et al.] // Journal of Environment Radioactivity – 2001. – Vol. 56, № 3. – P. 285–298.
15. Линник, В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук : 25.00.23 / В.Г. Линник ; МГУ им. М.В. Ломоносова. – Москва, 2008. – 40 с.

¹Полесский государственный радиационно-экологический заповедник

²Институт радиобиологии
НАН Беларуси

Поступила в редакцию 29.01.2019