

УДК 631.435:504.53:546.11.02.3

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТРИТИЯ В ПОЧВЕ НА ТЕРРИТОРИИ “АТОМНОГО” ОЗЕРА СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА¹

© 2020 г. Л. В. Тимонова^{a, *}, О. Н. Ляхова^a, С. Н. Лукашенко^{b, c},
А. О. Айдарханов^a, А. М. Кабдыракова^a, З. Б. Сержанова^a

^aФилиал “Институт радиационной безопасности и экологии” Республиканского государственного предприятия на праве хозяйственного ведения “Национальный ядерный центр Республики Казахстан”, ул. Бейбіт атом 2, здание 23, Курчатов, 071100 Казахстан

^bВсероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Киевское шоссе, 109 км, Обнинск, 249032 Россия

^cЦентр радиоактивности окружающей среды (CERAD), Норвежский университет наук о жизни, Ос, N-1432 Норвегия

*e-mail: Timonova@nnc.kz

Поступила в редакцию 15.05.2019 г.

После доработки 05.07.2019 г.

Принята к публикации 20.09.2019 г.

Приведены результаты исследований концентраций и распределения трития в почве в месте проведения экскавационного взрыва, на объекте “Атомное” озеро, расположенном на территории Семипалатинского испытательного полигона (Казахстан, Восточно-Казахстанская область). Исследовано содержание трития в почве на поверхности, по глубине и в различных гранулометрических фракциях. Проведенные исследования показали, что концентрация трития в почве достигает 240 000 Бк/кг. Выявлена корреляция содержания трития в почве с содержанием европия. Предположительно, образование трития обусловлено двумя механизмами. Один из которых – процесс нейтронной активации, т.е. ядерные реакции на изотопах лития, бора и азота, присутствующих в почве; другой – захват трития, изначально присутствовавшего в заряде, минеральными частицами, образующимися при конденсации из раскаленной зоны взрыва.

Ключевые слова: экскавационный взрыв, светло-каштановые почвы (Kastanozems), тритий, европий, гранулометрические фракции

DOI: 10.31857/S0032180X20030090

ВВЕДЕНИЕ

В радиоактивном загрязнении окружающей среды особое место занимает тритий (³H) – радиоактивный изотоп водорода. По своим ядерно-физическим характеристикам ³H является одним из наименее опасных изотопов. Благодаря своей подвижности ³H является глобальным загрязнителем [9]. Основные физико-химические характеристики: атомная масса – 3.016 а. е., средняя энергия β-излучения – 5.8 кэВ, максимальная энергия β-излучения – 18.5 кэВ. Период полураспада ($T_{1/2}$) – 12.3 года [2]. Поведение ³H в окружающей среде похоже на поведение водорода. Ядро ³H состоит из одного протона и двух нейтронов. 1 г водорода содер-

жит в среднем 3 млн атомов ³H [6]. 1 ТЕ (тритиевая единица) = 3.3×10^{-12} Ки на 1 л воды (0.12 Бк/л) [13].

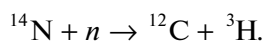
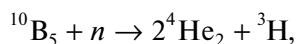
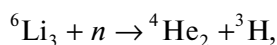
Количество ³H в объектах окружающей среды Семипалатинского испытательного полигона превышает предельно-допустимые уровни в сотни и тысячи раз. ³H был зафиксирован в растительности, воздухе, поверхностных и подземных водах [10, 11]. При проведении ядерных испытаний ³H может нарабатываться по следующим механизмам [8]:

– при распаде делящегося ядра на три фрагмента (тройного деления), одним из которых (самым легким) является тритий;

– при взаимодействии высокоэнергетических γ-квантов из осколков с ядрами легких элементов окружающей среды, т.е. фотоядерных реакций типа ⁷Li (γ, ³H);

¹ К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизованных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X20030090

– в результате взаимодействия избыточных нейтронов из осколков деления с ядрами легких элементов окружающей среды. Основными каналами наработки трития являются реакции [8]:



Учитывая сечение взаимодействия, энергетический спектр нейтронов и концентрацию элементов в окружающей среде, можно утверждать, что основным каналом наработки трития является реакция ${}^6\text{Li}(n, {}^3\text{H})$.

Первые исследования по изучению тритиевого загрязнения почвы проводились в местах проведения наземных ядерных взрывов на площадке “Опытное поле” и на территории “Атомного” озера [14]. На “Опытном поле” максимальная удельная активность ${}^3\text{H}$ в почве (50000 Бк/кг) выявлена в месте проведения испытания первого термоядерного заряда на площадке П-1, а на “Атомном” озере максимальная удельная активность (65000 Бк/кг) выявлена на вершине гребня воронки.

“Атомное” озеро образовалось вследствие проведения промышленного термоядерного взрыва в скважине 1004, в месте слияния рек Чаган и Ащи-Су на площадке “Балапан” Семипалатинского испытательного полигона. В результате механического эффекта взрыва ядерного заряда мощностью 140 кт, заложенного на глубине 178 м, образовалась воронка глубиной 100 м, диаметром по гребню навала грунта порядка 500 м [7].

В настоящее время “Атомное” озеро представляет собой водоем, окаймленный отвалами разной высоты и ширины. Сложены отвалы глыбами и обломками горных пород различного генезиса и рыхлым грунтом. В составе рыхлого грунта, кроме мелкого обломочного материала, присутствуют и почвенные частицы. Зональным типом являются светло-каштановые почвы [5] (Kastanozems по WRB-2014) [19].

Из суммарного энерговыделения 7% энергии получено за счет реакции деления и 93% – за счет термоядерной реакции [15]. Таким образом, механизмами образования ${}^3\text{H}$ в почве могут быть как перечисленные ядерные реакции, так и “захват” ${}^3\text{H}$, имевшийся в ядерном устройстве, частицами, образующимися при конденсации из раскаленной области взрыва. Наличие различных механизмов может привести к неравномерности распределения ${}^3\text{H}$ в почве.

Согласно проведенным исследованиям [3], основной ${}^3\text{H}$ в почвах зоны навала “Атомного” озера содержится в прочносвязанной форме, т.е. в кристаллической решетке минералов почвы.

Цель работы – исследование закономерностей распределения трития в почве на территории “Атомного” озера. Для оценки влияния различных механизмов на формирование картины загрязнения почвы тритием изучали распределение ${}^3\text{H}$ в поверхностном слое почвы, по глубине почвы гребня воронки, по гранулометрическим фракциям. Представлены результаты удельных активностей связанной формы ${}^3\text{H}$, находящегося в кристаллической решетке минералов почвы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Общая схема расположения участков исследований представлена на рис. 1.

Отбор проб почвы

Из-за отсутствия необходимых методик исследования по тритиевому загрязнению почвы не проводились. Анализ литературных данных [12, 16, 17, 20, 21] показал, что методические работы по изучению ${}^3\text{H}$ проводились на почвах, не подверженных ядерным испытаниям. На основании физико-химических свойств ${}^3\text{H}$ принята методика определения тритиевого загрязнения почвы [22]. Для исследования распределения ${}^3\text{H}$ в поверхностном слое почвы отбор проб проводили точечно. Пробы отбирали на вершине гребня воронки и по профилю, протяженностью 3000 м, заложенному в северо-западном направлении. Глубина отбора проб почвы составляла 0–10 см.

При исследовании распределения ${}^3\text{H}$ по профилю почвы и материнской породы отбор проб осуществляли на участке гребня воронки в процессе бурения скважины на глубину 6 м с шагом 25 см.

Для изучения распределения ${}^3\text{H}$ в гранулометрических фракциях пробы почвы отбирали точечно по профилю, заложенному в северо-восточном направлении, протяженностью 1000 м. Глубина отбора проб 0–10 см.

В каждой точке отбора проб определяли географические координаты (широту, долготу) с помощью GPS – навигатора GARMIN (Тайвань).

Общая схема подготовки проб почвы и лабораторного анализа. Для определения ${}^3\text{H}$, содержащегося в кристаллической решетке минералов почвы, подготовка проб и лабораторный анализ представлены в виде схемы (рис. 2).

Разделение проб почвы на различные гранулометрические фракции. Пробы почвы высушивали в сушильном шкафу при температуре не более 60°C. Из высушенного образца почвы удаляли крупные камни и растительные включения, после чего сухую пробу пропускали через сито с размером ячеек 1 мм.

При разделении почв на гранулометрические фракции использовали последовательно два метода: мокрое просеивание и отмучивание в стоя-

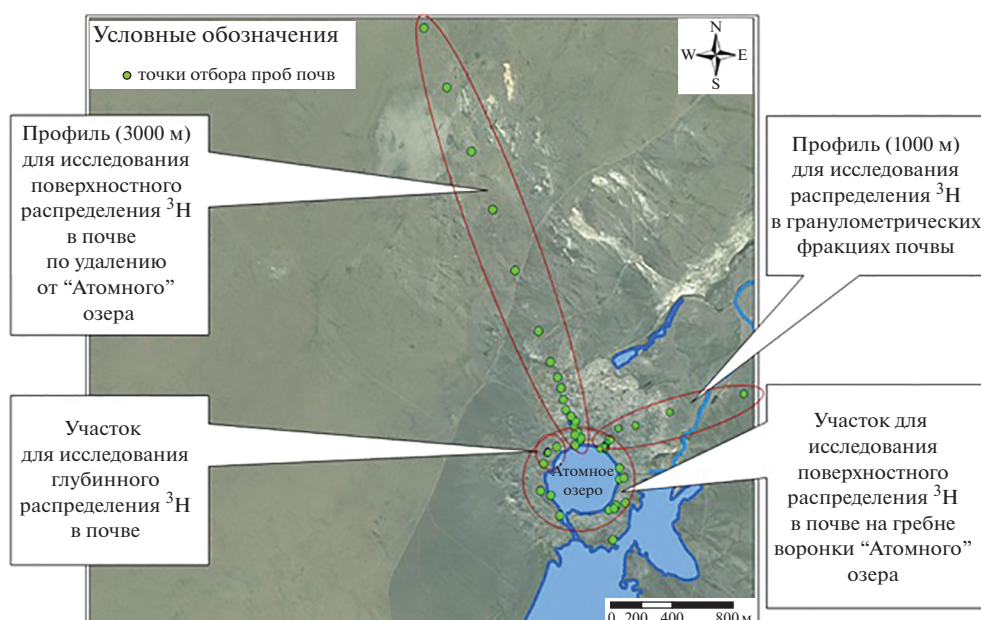


Рис. 1. Расположение точек отбора проб почвы на территории "Атомного" озера.



Рис. 2. Схема подготовки и лабораторный анализ проб почвы.

чей воде. Фракции размером >40 мкм разделяли мокрым просеиванием, а фракции <40 мкм получали методом отмучивания в стоячей воде. Таким образом, методом мокрого просеивания были выделены фракции 1000–500, 500–250, 250–100, 100–63, 63–40 мкм. Фракцию, прошедшую через сито с размером отверстий 40 мкм, отмучивали в стоячей воде [4].

γ-Спектрометрический анализ почвы. Для γ-спектрометрического анализа использовали два типа образцов почвы: подготовленные по стандартной методике выполнения измерений [1] и подвергшиеся разделению на различные гранулометрические фракции. В первом случае, после отбора проб, почву высушивали в сушильном шкафу при температуре 110°C и просеивали через сито с раз-

мером ячейки 2 мм. Для измерений использовали навеску массой 300–400 г, которую помещали в специальную измерительную емкость. Во втором случае, после разделения проб почвы на различные фракции, использовали навеску массой от 1 до 30 г. Все измерения проводили в течение 1–2 ч в зависимости от степени активности исследуемой пробы.

Для определения техногенных радионуклидов ^{241}Am ($T_{1/2}$ – 432.8 года), ^{137}Cs ($T_{1/2}$ – 30.2 лет), ^{152}Eu ($T_{1/2}$ – 13.5 лет) и ^{60}Co ($T_{1/2}$ – 5.3 года) в пробах почвы использовали γ -спектрометр фирмы Canberra (США) с полупроводниковым детектором GX 2020 относительной эффективности регистрации γ -излучения 20%, с кристаллом из сверхчистого германия, анализатором импульсов Canberra InSpector 1200 (США) и ПК с пакетом программного обеспечения Genie-2000 3.1 фирмы Canberra.

Разложение почвы минеральными кислотами. После γ -спектрометрического анализа и разделения на фракции пробы почвы готовили для определения удельной активности ^3H методом мокрой минерализации в закрытых сосудах-автоклавах. Метод автоклавного разложения основан на минерализации почв в герметично замкнутом объеме при воздействии смеси минеральных кислот при повышенной температуре и давлении. Пробу предварительно измельчали на вибрационной мельнице. Конечная зернистость почвы составляла 10–20 мкм. Для процедуры автоклавного разложения отбирали навеску массой 1 г и помещали в тefлоновую реакционную камеру. К навеске добавляли 6 мл смеси концентрированных кислот HNO_3 и HF в соотношении 1 : 2. Затем камеру помещали в сушильный шкаф, нагретый до температуры $160 \pm 5^\circ\text{C}$ на 2.5 ч. По окончании автоклавирования реакционную камеру извлекали из сушильного шкафа и охлаждали до комнатной температуры. Полученный образец фильтровали через фильтр синяя лента. Конечный объем полученного раствора составлял около 9 см^3 .

Очистка от мешающих компонентов (метод дистилляции). Для очистки от мешающих определению удельной активности ^3H компонентов полученный после автоклавного разложения раствор дистиллировали. Раствор нейтрализовали гидроксидом натрия (NaOH) до pH 7–8. Объем раствора после нейтрализации составлял от 15 до 30 см^3 . После измерения объема весь раствор перенесли в термостойкую колбу объемом 100 мл, которую устанавливали в песчаную баню ($T_{\text{песка}} = 280 \pm 10^\circ\text{C}$) и проводили дистилляцию. Для удаления легколетучих продуктов первую порцию дистиллята (пятую часть раствора) отбрасывали. Выпаривание оставшегося раствора производили до сухих солей [18].

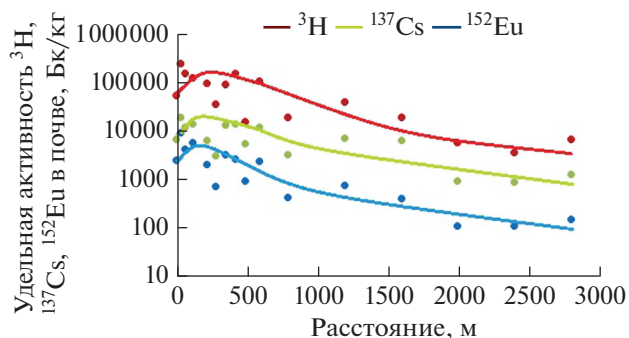


Рис. 3. Распределение ^3H , ^{137}Cs и ^{152}Eu в почве по мере удаления от “Атомного” озера.

Определение удельной активности трития в растворе. После проведения очистки раствора от мешающих компонентов из полученного дистиллята отбирали образец объемом 3 мл и помещали в пластиковую вials. Затем к образцу добавляли сцинтиллятор объемом 12 мл. Подготовленный образец передавали для измерения удельной активности ^3H .

Содержание ^3H во всех отобранных пробах почвы определяли методом β -спектрометрического анализа на жидкосцинтилляционном спектрометре TRI-CARB 2900 TR фирмы PerkinElmer (США) [17]. Расчет удельной активности ^3H производили на 1 кг почвы с учетом образовавшегося объема дистиллята.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Все результаты определения активности (концентраций) радиоактивных изотопов приведены на момент измерения.

Распределение трития в поверхностном слое почвы

В ходе проведения исследований выявлены значимые концентрации ^3H как на гребне воронки, так и по мере удаления от него на расстоянии до 3000 м. Удельная активность ^3H в поверхностном слое почвы 0–10 см составила от 1400 до 240000 Бк/кг. Максимальная удельная активность ^3H зафиксирована на гребне воронки в месте максимального загрязнения почвы другими радионуклидами такими, как ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{152}Eu .

Распределение ^3H в поверхностном слое почвы, исследованной в северо-западном направлении по мере удаления от “Атомного” озера, представлено на рис. 3. Для сравнения распределения ^3H представлено распределение ^{152}Eu и ^{137}Cs .

С увеличением расстояния от навала воронки “Атомного” озера удельная активность ^3H и других исследованных радионуклидов снижается. При этом на всем расстоянии до 3000 м от гребня

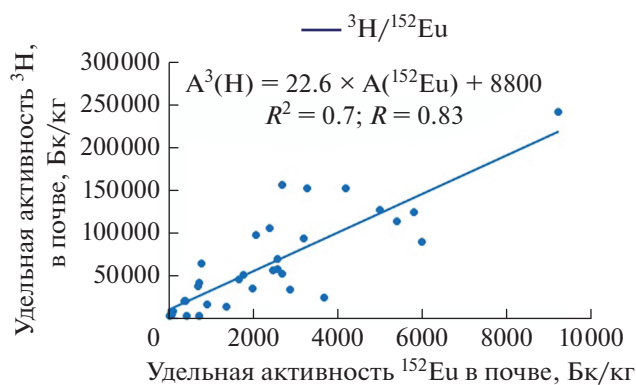


Рис. 4. Зависимость удельных активностей ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ для слоя 0–10 см почвы территории “Атомного” озера.

воронки выявлены численные значения удельных активностей данных радионуклидов. Например, на расстоянии 2800 м от гребня воронки удельная активность для ${}^3\text{H}$ составила порядка 7000 Бк/кг. Похожая картина отмечена и при исследовании распределения ${}^{152}\text{Eu}$ и ${}^{137}\text{Cs}$. По данным об уровне содержания ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ построена зависимость, связывающая удельные активности радионуклидов (рис. 4).

Так как единственным механизмом наработки ${}^{152}\text{Eu}$ является реакция ${}^{151}\text{Eu} + n = {}^{152}\text{Eu}$, а одним из основных механизмов образования ${}^3\text{H}$ — реакция на литии (Li) и, учитывая малый пробег протонов в конденсированной среде, можно предположить, что ядро ${}^3\text{H}$ (тритон) остается в кристаллической решетке в междоузельном пространстве, не покидая частицы, в которой он образовался. В этом случае концентрации ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ должны находиться в прямо пропорциональной зависимости. В полученном уравнении линейной регрессии (рис. 4) значение коэффициента пропорциональности фактически определяется сечением взаимодействий вышеупомянутых ядерных реакций, содержанием стабильного Li и Eu в почве. Значение свободного члена, вероятнее всего, отображает количество исходного ${}^3\text{H}$, захватываемого минеральными частицами, образуемыми при охлаждении раскаленного газового облака, образующегося в результате проведения взрыва (т.е. концентрация ${}^3\text{H}$ при концентрации ${}^{152}\text{Eu}$ в почве, равной нулю, при отсутствии нейтронной активации). Величина свободного члена гораздо выше значений, полученных в аналогичных линейных уравнениях для почв “Опытного поля”, которые составили от 60 до 1420 [14].

Распределение трития по глубине гребня воронки

В результате исследований распределения ${}^3\text{H}$ по глубине гребня воронки выявлено, что его удельная активность составила от 1230 до 156800 Бк/кг. Ре-

зультаты исследований распределения ${}^3\text{H}$, ${}^{152}\text{Eu}$, ${}^{137}\text{Cs}$ и отношение удельных активностей ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ по глубине почвы представлены на рис. S1.

Из представленного графика (рис. S1A) видно, что максимальная удельная активность радионуклидов распределена по глубине почвы до 0.5 м. Концентрация радионуклидов с увеличением глубины снижается, но численные значения отмечены по всему почвенному профилю до 6 м. Например, удельная активность для ${}^3\text{H}$ на глубине 0.5 м составила 156800 Бк/кг, на 2 м — 3200 Бк/кг, на 6 м — 5900 Бк/кг.

Полученное отношение удельных активностей ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ для почвы, исследованной по глубине (рис. S1B), характеризуется линейной зависимостью.

Распределение радионуклидов и отношение удельных активностей ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ по глубине можно рассмотреть, как зависимость, состоящую из двух частей: распределение радионуклидов по глубине от 0 до 2 м и от 2 до 6 м (рис. S2 и S3).

Зависимости концентраций ${}^3\text{H}$ от содержания ${}^{152}\text{Eu}$ для глубин 0–2 и 2–6 м существенно отличаются. Коэффициент пропорциональности для глубин 0–2 м в 3.4 раза меньше, чем для 2–6 м. Разница отмечена и для значения свободного члена. Вероятно, данное различие обусловлено различными преимущественными механизмами происхождения ${}^3\text{H}$ и ${}^{152}\text{Eu}$ в почве с разной глубины.

Распределение трития в гранулометрических фракциях почвы на различных расстояниях от “Атомного” озера

Распределение ${}^3\text{H}$ по гранулометрическим фракциям оценивалось в почве в 10-ти точках по профилю на разном расстоянии от “Атомного” озера — 0, 5, 10, 15, 30, 65, 125, 250, 500 и 1000 м.

В качестве количественной оценки распределения ${}^3\text{H}$ по гранулометрическим фракциям почвы использован безразмерный параметр — коэффициент обогащения (K_o), определяемый, как отношение удельной активности радионуклида в гранулометрической фракции ($A_{уд}^{фр}$) к удельной активности в соответствующей исходной почве ($\bar{A}_{уд}^n$):

$$K_o = \frac{A_{уд}^{фр}}{\bar{A}_{уд}^n}$$

Параметр K_o показывает степень обогащения или обеднения гранулометрической фракции ${}^3\text{H}$. Для сравнения распределения ${}^3\text{H}$ с распределением других радионуклидов в различных фракциях, в почве дополнительно исследовали содержание ${}^{137}\text{Cs}$, ${}^{241}\text{Am}$, ${}^{152}\text{Eu}$ и ${}^{60}\text{Co}$.

Сравнение распределения искусственных радионуклидов в различных фракциях почвы

Полученные данные показали, что на территории “Атомного” озера существуют две различные тенденции распределения исследованных радионуклидов. Для примера приведены наиболее характерные кривые для расстояний 0, 125, 250 и 500 м от “Атомного” озера (рис. S4). Видно, что более схожий характер распределения ^3H во фракциях наблюдается для продукта деления ^{137}Cs — обогащение отмечено в более мелких фракциях 40–1 мкм. Такое распределение ^3H , скорее всего, связано с конденсационным механизмом попадания ^3H . На этот механизм указывает и тот факт, что распределение ^3H существенно отличается от распределения ^{152}Eu , особенно на близких от “Атомного” озера расстояниях. Для продукта материала ядерного заряда ^{241}Am и продуктов активации ^{152}Eu и ^{60}Co обогащение отмечено в самой крупной фракции, размером 1000–500 мкм.

Распределение трития в гранулометрических фракциях почвы

Полученные зависимости коэффициента обогащения от размера фракции имеют отличительную особенность для разных расстояний. На рис. S5 приведены обобщенные зависимости коэффициента обогащения ^3H от размера почвенных фракций для расстояний 0–10, 15–125, 250–500 и 1000 м от “Атомного” озера.

Результаты распределения ^3H по фракциям почвы показали, что по мере удаления от гребня воронки характер распределения ^3H в разных почвенных фракциях различный. Например, на расстоянии от 0 до 10 м (подъем на гребень) и от 250 до 500 м от берега “Атомного” озера значимого перераспределения ^3H не наблюдается (рис. S5). На расстоянии от 15 до 125 и от 500 до 1000 м от берега “Атомного” озера отмечено явное обогащение малых почвенных фракций тритием. Скорее всего, это связано с характером выброса почвы после термоядерного взрыва.

При определении отношений удельных активностей ^3H и ^{152}Eu в различных почвенных фракциях были получены линейные зависимости с уравнением:

$$A(^3\text{H}) = K A(^{152}\text{Eu}) + A_{\text{исх}},$$

где $A(^3\text{H})$ — концентрация ^3H ; K — коэффициент отношения ^3H и ^{152}Eu ; $A(^{152}\text{Eu})$ — концентрация ^{152}Eu ; $A_{\text{исх}}$ — количество ^3H , захваченного при конденсации в результате проведения взрыва.

Значения коэффициентов пропорциональности в уравнении линейной регрессии зависимости концентрации ^3H от концентрации ^{152}Eu и величины свободного члена, фактически отражаю-

щего количество захваченного исходного ^3H для различных почвенных фракций, отображены в табл. S1. Согласно полученным значениям, для каждой фракции имеется свой коэффициент пропорциональности ^3H и ^{152}Eu и значение величины свободного члена, которые увеличиваются по мере уменьшения почвенной фракции.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценивая весь массив результатов исследований, можно дать общую оценку характера загрязнения и механизмов образования ^3H в почве на территории “Атомного” озера.

В ходе исследований выявлено, что ^3H в почве содержится в значимых количествах. Максимальная концентрация ^3H выявлена на гребне воронки, в месте максимального радионуклидного загрязнения. Удельная активность ^3H на данном участке достигает 240000 Бк/кг. С увеличением расстояния от гребня воронки “Атомного” озера (до 3000 м) и с увеличением глубины гребня воронки (до 6 м) удельная активность для ^3H снижается. Можно отметить, что численные значения ^3H сохраняются, как по всему исследованному профилю, протяженностью до 3000 м, так и по глубине почвы гребня воронки до 6 м.

Зависимость содержания ^3H от содержания ^{152}Eu в большинстве случаев может быть описана уравнением линейной регрессии. В получаемых уравнениях значение коэффициента пропорциональности фактически определяется сечением взаимодействия ядерных реакций ($^6\text{Li}(n, ^3\text{H})$, $^{151}\text{Eu}(n, ^{152}\text{Eu})$) и содержанием стабильного Li и Eu в почве. Значение свободного члена, вероятнее всего, отображает количество исходного ^3H , захватываемого минеральными частицами, образуемыми при охлаждении раскаленного газового облака, образующегося в результате проведения взрыва. Для почвогрунтов “Атомного” озера коэффициент пропорциональности варьирует в диапазоне 14.5–49.4, а величина свободного члена в диапазоне 774–15400. Максимальные концентрации ^3H наблюдаются в мелких фракциях. Коэффициенты детерминации составили от 0.40 до 0.96, коэффициенты корреляции от 0.61 до 0.98. По результатам корреляционного анализа выявлена корреляция содержания трития в почве с содержанием европия.

В целом, учитывая выявленные концентрации ^3H в почвогрунтах “Атомного” озера и протекающие процессы выщелачивания ^3H можно утверждать, что данная территория является в настоящее время и будет значимым источником поступления ^3H в окружающую среду.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при частичной поддержке РФФИ, грант № 19-016-00146/19.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Распределение ^3H , ^{152}Eu и ^{137}Cs по глубине почвы гребня воронки от 0 до 6 м; зависимость удельных активностей ^3H и ^{152}Eu по глубине почвы от 0 до 6 м.

Рис. S2. Распределение ^3H , ^{152}Eu и ^{137}Cs по глубине почвы гребня воронки от 0 до 2 м; зависимость удельных активностей ^3H и ^{152}Eu по глубине почвы от 0 до 2 м.

Рис. S3. Распределение ^3H , ^{152}Eu и ^{137}Cs по глубине почвы гребня воронки от 2 до 6 м; зависимость удельных активностей ^3H и ^{152}Eu по глубине почвы от 2 до 6 м.

Рис. S4. Обогащение почвенных фракций радионуклидами на разном расстоянии от “Атомного” озера.

Рис. S5. Обогащение почвенных фракций тритием: на разном расстоянии от “Атомного” озера.

Таблица S1. Значения коэффициентов пропорциональности ^3H и ^{152}Eu и величины свободного члена в уравнениях линейной регрессии для различных почвенных фракций.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре. Рекомендация. Государственная система обеспечения единства измерений: МИ 2143-91 № 5.06.001.98. 1991. 17 с.
- Батурин В.А. Тритий – это опасно. Населению просто о сложном. Челябинск, 2001. С. 22.
- Богатырева Т.Ю., Айдарханова А.К. Выщелачивание техногенных радионуклидов из почв территории СИП, как один из основных механизмов загрязнения природных вод // Вестник НЯЦ РК. 2018. С. 160–164.
- Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
- Кундузбаева А.Е., Кабдыракова А.М., Ларионова Н.В. и др. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах “Атомного” озера Семипалатинского испытательного полигона // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. 2017. Вып. 6. Т. 1. С. 288.
- Линге И.И., Крышев И.И. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома. М.: САМ полиграфист, 2015. С. 13.
- Логачев В.А. Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. М.: АТ, 2002. С. 93–94.
- Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В. и др. Тритий как индикатор мест проведения ядерных испытаний // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. 2011. Вып. 3. Т. 2. С. 123.
- Наумов В.А., Климин С.Г. Тритий в проблеме радиоэкологической безопасности Кольского региона // Вестник МГТУ. 1998. Т. 1. № 3. С. 145.
- Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет по проекту МНТЦ К-893 (заключительный). Курчатов: Ин-т радиационной безопасности и экологии, 2005.
- Отчет о научно-исследовательской деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по НТП “Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду” по этапу: Исследование экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков.: отчет о НИР. Курчатов: Ин-т радиационной безопасности и экологии, 2009.
- Пушкарев А.В., Долин В.В., Приймаченко В.М., Бобков В.Н., Пушкарева Р.А. Кинетика изотопно-водородного обмена в бентонито-песчанной смеси // Институт геохимии окружающей среды. Киев, 2007. Вып. 15. С. 27–36.
- Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 г.: ежегодник под ред. Вакуловского С.М. Обнинск, 2012 г.
- Тимонова Л.В., Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. Исследование содержания трития в почве в местах проведения ядерных испытаний на территории Семипалатинского испытательного полигона // Радиационная биология. Радиоэкология. 2015. Т. 55. № 6. С. 667–672. <https://doi.org/10.7868/S0869803115050136>
- Человек. Энергия. Атом. Научно-публицистический журнал. 2009. № 4(6). С. 67.
- Baglan N., Kim S.B., Cossonnet C., Croudace I.V., Fournier M., Galeriu D., Warwick P.E., Momoshima N., Ansoberlo E. Organically bound tritium (OBT) behavior and analysis: outcomes of the seminar held in Balaruc-les-Bains in May 2012 // Radioprotection EDP Sciences 2013. V. 48. P. 127–144.
- Environmental Fate of Tritium in Soil and Vegetation. Part of the Tritium Studies Project. Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC), 2013.
- ISO 9698:2019 (E) Water quality. Tritium. Test method using liquid scintillation counting.
- IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports. Rome: FAO, 2014. № 106.
- Kim D.J. Tritium Speciation in Nuclear Decommissioning Materials. University of Southampton (Thesis for the degree of Doctoral of Philosophy). 2009.
- Lopez-Galindo A., Fenoll Hach-Alip P., Pushkarev A.V. Tritium redistribution between water and clay minerals // Appl. Clay Sci. 2008. V. 39. P. 151–159.
- Serzhanova Z.B., Aidarkhanova A.K., Lukashenko S.N., Lyakhova O.N., Timonova L.V., Raimkanova A.M. Researching of tritium speciation in soils of “Balapan” site // J. Environ. Radioact. 2018. № 192. P. 621–627. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.02.016>

Regularities of Tritium Distribution in Soils in the Area of “Atomic Lake” at the Semipalatinsk Nuclear Test Site

L. V. Timonova^{1,*}, O. N. Lyakhova¹, S. N. Lukashenko^{2,3},
A. O. Aidarkhanov¹, A. M. Kabdyrakova¹, and Z. B. Serzhanova¹

¹*Institute of Radiation Safety and Ecology, National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan,
Kurchatov, 071100 Kazakhstan*

²*All-Russia Scientific Research Institute of Radioecology and Agroecology, Obninsk, 249032 Russia*

³*Environmental Radioactivity Center (CERAD), Norwegian University of Life Sciences, Os, N-1432 Norway*

**e-mail: Timonova@nnc.kz*

Research findings of concentrations and distribution of tritium in soils of the “Atomic Lake” excavation explosion area of Semipalatinsk Nuclear Test Site (East Kazakhstan region) are discussed. The contents of tritium in surface soil horizons and in vertical soil profiles in various particle-size fractions have been investigated. Tritium concentration in soils reaches 240000 Bq/kg. A correlation between tritium and europium concentrations in soils has been found. Presumably, tritium formation is attributable to two mechanisms. One of them is the neutron activation process, i.e., nuclear reactions with lithium, boron, and nitrogen isotopes being present in soil; the other mechanism is related to the capture of tritium that was initially in the charge of mineral particles formed upon condensation from the red-hot explosion zone.

Keywords: excavation explosion, light chestnut soils (Kastanozems), europium, particle-size fractions