



УДК (553.97:550.42)+574.4/.5(571.1))

## ПРИРОДНЫЕ РАДИОИЗОТОПЫ И $^{137}\text{Cs}$ В РАЗРЕЗЕ ШЕРСТОБИТОВСКОГО ВЕРХОВОГО БОЛОТА БАРАБИНСКОЙ ЛЕСОСТЕПИ (ЗАПАДНАЯ СИБИРЬ)

Г. А. Леонова<sup>1</sup>, М. С. Мельгунов<sup>1</sup>, К. А. Мезина<sup>1</sup>, А. Е. Мальцев<sup>1</sup>, Ю. И. Прейс<sup>2</sup><sup>1</sup>Институт геологии и минералогии им. В. С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия; <sup>2</sup>Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН, Томск, Россия

Определены удельные активности природных ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ) и техногенного ( $^{137}\text{Cs}$ ) радиоизотопов во взвешенном веществе снеговой воды. Дана оценка плотности их выпадения на поверхность Шерстобитовского и Убинского верховых болот Барабинской лесостепи в точках отбора снега в зимний период. Установлено, что основным концентратом радиоизотопа  $^7\text{Be}$  является мелкодисперсная фракция взвешенного вещества (<0,45 мкм), состоящая из коллоидов и растворенной компоненты,  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$  – крупнозернистая фракция (>3 мкм), состоящая из пылевых частиц. На примере вертикального профиля Шерстобитовского торфяника получены первые данные для верховых болот лесостепной зоны Западной Сибири по распределению естественных ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) и техногенного ( $^{137}\text{Cs}$ ) радиоизотопов. В характере вертикального распределения  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{238}\text{U}$  прослеживается та же закономерность, что для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$ . В горизонтах 6–12 см, а также в нижней части разреза (25–35 см) наблюдается подъем их активностей, что, по нашему предположению, обусловлено одними и теми же процессами. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  вглубь торфяной залежи в значительной мере определяется величиной колебания уровня болотных вод в сезонном и многолетнем циклах и тесно связана с микрорельефом поверхности болота. Кроме того,  $^{137}\text{Cs}$ , являясь геохимическим аналогом биофильного  $^{40}\text{K}$ , подтягивается из нижележащих горизонтов торфа корнями растений в засушливое время года. Дополнительный вклад в его высокую активность в верхних горизонтах обусловлен, вероятно, привнесом на поверхность Шерстобитовского торфяника  $^{137}\text{Cs}$ , вовлеченного в атмосферу в результате торфяных и лесных пожаров.

**Ключевые слова:** верховое болото (рям), лесостепная зона, разрезы торфяников, естественные и техногенные радиоизотопы, атмосферные выпадения, снежный покров, удельная активность радиоизотопов.

## NATURAL RADIOISOTOPES AND $^{137}\text{Cs}$ IN THE SECTION OF THE SHERSTOBITOVO PEAT BOG OF THE BARABA FOREST-STEPPE (WESTERN SIBERIA)

G. A. Leonova<sup>1</sup>, M. S. Melgunov<sup>1</sup>, K. A. Mezina<sup>1</sup>, A. E. Maltsev<sup>1</sup>, Yu. I. Preys<sup>2</sup><sup>1</sup>V.S.Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia; <sup>2</sup>Institute of monitoring of Climatic and Ecological systems SB RAS, Tomsk, Russia

Specific activities of natural ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ) and technogenic ( $^{137}\text{Cs}$ ) radioisotopes in the suspended matter of snow melted water have been determined and the density of their fallout on the surface of the Sherstobitovo and Ubinskoye peat bogs of the Baraba forest-steppe at the points of snow flow in winter period is estimated. It has been established that the main concentrator of the  $^7\text{Be}$  radioisotope is a finely dispersed fraction of suspended matter (<0.45  $\mu\text{m}$ ), consisting of colloids and dissolved component,  $^{210}\text{Pb}_{\text{atm}}$  is a coarse-grained fraction (> 3  $\mu\text{m}$ ), consisting of dust particles. On the example of vertical profile of the Sherstobitovo peat bog, the first data on the distribution of natural ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) and technogenic ( $^{137}\text{Cs}$ ) isotopes were obtained for peat bogs of forest-steppe zone of the Western Siberia. Both  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{238}\text{U}$  show the same pattern of vertical distribution that is also usual for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$ . The increase of activity of these radionuclides is observed in the horizon of 6-12 cm as well as in the lower section part (25-35 cm). According to our assumption it is due to the same processes. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  deep into peat accumulation is significantly determined by moor water fluctuations in the seasonal and long-term cycle, and it is closely related to the microrelief of bog surface. Besides,  $^{137}\text{Cs}$ , being a geochemical analogue of the  $^{40}\text{K}$  biophile, is pulled up from the underlying peat horizons by plant roots during the dry season. An additional contribution to the high activity of  $^{137}\text{Cs}$  in upper horizons is probably due to the input of  $^{137}\text{Cs}$  to the surface of the Sherstobitovo peat bog as a result of peat and forest fires.

**Keywords:** peat bog (ryam), forest-steppe zone, peat bog sections, natural and technogenic radioisotopes, precipitation, snow cover, specific activity of radioisotopes.

DOI 10.20403/2078-0575-2021-1-96-109

Одним из основных путей миграции естественных радиоизотопов ( $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) и техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  является атмосферный перенос. Радиоактивные элементы, переносимые воздушным путем, поступают на земную поверхность в составе сухих (пыль, аэрозоль) и «мо-

крых» (дождь, снег) атмосферных выпадений [32, 36, 41]. В современных исследованиях «атмосферные» радиоизотопы  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  часто используются в качестве индикаторов процессов атмосферного переноса в составе аэрозольных и пылевых частиц. Основа таких исследований, как правило, – опре-



деление содержаний этих изотопов в приповерхностном слое воздуха и плотности их выпадения за определенный временной интервал [10, 26, 27, 40]. Источники происхождения  ${}^7\text{Be}$  и  ${}^{210}\text{Pb}$  различные.  ${}^7\text{Be}$  (период полураспада ( $T_{1/2}$ ) 53,4 дня) является космогенным радионуклидом, он образуется в верхних слоях атмосферы при взаимодействии ядер атомов  ${}^{14}\text{N}$  и  ${}^{16}\text{O}$  с высокоэнергетичным космическим излучением [36];  ${}^{210}\text{Pb}$  ( $T_{1/2}$  22,3 года) – продукт распада  ${}^{222}\text{Rn}$ , который, в свою очередь, образуется в результате распада радионуклидов радиоактивного ряда  ${}^{238}\text{U}$ , поступающего в атмосферу с поверхности земли. Вновь образованные атомы  ${}^7\text{Be}$ ,  ${}^{222}\text{Rn}$  и продукты его распада электрически заряженные и практически сразу после появления захватываются аэрозольными и пылевыми частицами и в их составе выпадают на земную поверхность [41]. Техногенный радионуклид  ${}^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2}$  30,1 года) поступает в атмосферу в результате испытаний ядерного оружия и аварий на предприятиях атомной энергетики [8, 16, 17, 32, 42 и др.].

Снежный покров представляет собой прекрасный природный планшет, накапливающий информацию об атмосферных поступлениях радиоизотопов за достаточно протяженный временной интервал (от первого выпадения снега в позднеосенний период до его таяния весной). Его можно с успехом использовать для проведения оценки плотности выпадения ряда радиоизотопов, в том числе  ${}^7\text{Be}$  и  ${}^{210}\text{Pb}$  [10, 41].

Для ретроспективных оценок атмосферного поступления радиоизотопов в доиндустриальную эпоху и на протяжении XX в. для исследований наиболее подходят торфяные залежи верховых болот [1, 7, 15, 39]. Ветровая эрозия определяет насыщенность воздушных масс терригенным веществом; в наибольшей степени этому подвержены площади аридных зон суши со слабым почвенно-растительным покровом или его отсутствием (пустыни). Здесь происходит подъем мелкодисперсного минерального вещества (пылевых частиц), затем оно ветровыми потоками переносится на значительные расстояния. В XX в. в связи с интенсивным развитием промышленности, топливно-энергетического комплекса и проведением испытаний ядерного оружия резко возросла загрязненность атмосферы и, соответственно, потоков аэрозолей на земную поверхность. Наиболее тонкая (микронная) фракция микрочастиц аэрозоля способствует захвату химических элементов и радиоизотопов [9]. Торфяные залежи верховых болот интенсивно накапливают поступающее из атмосферы минеральное вещество аэрозоля и пыли, выступая в роли природных фильтров. Погребенные залежи сфагнового торфа сохраняют радиоизотопный состав в приповерхностных стратифицированных горизонтах, отражая геохимическую характеристику атмосферных выпадений в прошлом и настоящем [15].

Верховые сосново-кустарничково-сфагновые болота (рямы) лесостепной зоны Западной Сибири

располагаются на южной границе ареала распространения верховых болот, где испытывают наибольшее влияние изменения климата и антропогенного воздействия. Рямы сформировались в конце суббореального периода преимущественно в более влажных и холодных климатических условиях [12, 35]. В настоящее время рямы лесостепной зоны Западной Сибири развиваются в климатических условиях зоны неустойчивого увлажнения и имеют характер фрагментов верховых болот, вкрапленных в низинные болота [19, 21]. В пределах Новосибирской области рямы расположены на площади 1800–2000 га и являются редкими реликтовыми комплексами.

Актуальность экогеохимических и радиоэкологических исследований рямовых комплексов лесостепной зоны Западной Сибири вполне очевидна. Ранее авторами проведена оценка степени загрязнения компонентов биогеоценозов рямов лесостепной зоны Западной Сибири тяжелыми металлами с использованием геохимических критериев [5] и техногенным радионуклидом  ${}^{137}\text{Cs}$  [38]. В современной литературе отсутствуют данные об атмосферном поступлении радиоизотопов  ${}^7\text{Be}$ ,  ${}^{210}\text{Pb}$  и техногенного радионуклида  ${}^{137}\text{Cs}$  на поверхность верховых болот Барабинской лесостепи. Сведения по распределению радиоизотопов в разрезах верховых торфяников юга лесной зоны Западной Сибири ограничены [14, 42], а для верховых болот лесостепной зоны Западной Сибири отсутствуют. Это и послужило для авторов причиной начать подобные исследования.

Целью данной работы является изучение атмосферного поступления  ${}^7\text{Be}$ ,  ${}^{210}\text{Pb}$  и  ${}^{137}\text{Cs}$  на поверхность Шерстобитовского и Убинского верховых торфяников Барабинской лесостепи и распределения в разрезе Шерстобитовского торфяника естественных ( ${}^{238}\text{U}$ ,  ${}^{210}\text{Pb}$ ,  ${}^{226}\text{Ra}$ ,  ${}^{40}\text{K}$ ) и техногенного  ${}^{137}\text{Cs}$  радиоизотопов.

Решались следующие задачи:

1. Отобрать пробы снега на Шерстобитовском и Убинском верховых болотах, определить удельные активности  ${}^7\text{Be}$ ,  ${}^{210}\text{Pb}$  и  ${}^{137}\text{Cs}$  в снеговой воде и провести оценку плотности выпадения радиоизотопов на поверхность исследуемых болот в точках отбора снега.

2. Исследовать распределение в вертикальном профиле Шерстобитовского торфяника естественных радиоизотопов ( ${}^{238}\text{U}$ ,  ${}^{210}\text{Pb}$ ,  ${}^{226}\text{Ra}$ ,  ${}^{40}\text{K}$ ) и техногенного радионуклида  ${}^{137}\text{Cs}$ .

3. Установить удельные активности естественных и техногенного ( ${}^{137}\text{Cs}$ ) радиоизотопов в компонентах биогеоценоза Убинского горелого ряма – дерновой почве, подстилке, зеленых и сфагновых мхах, листьях березы и брусники.

#### Объекты и методы исследования

В качестве базовых объектов были исследованы два верховых болота (ряма) лесостепной

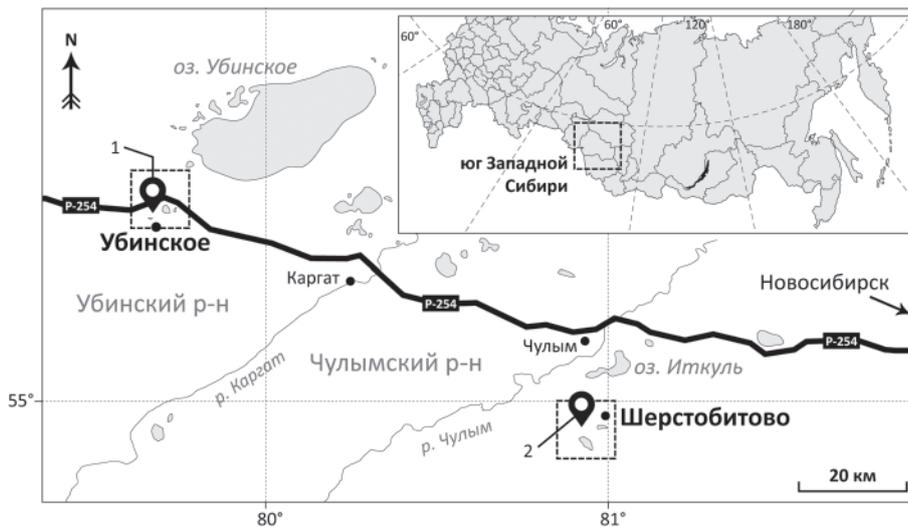


Рис. 1. Местоположение Убинского (1) и Шерстобитовского (2) рямов (Барабинская лесостепь, Новосибирская область)

зоны Западной Сибири. Убинский рям (координаты  $55^{\circ}18'40''$  с.ш.,  $79^{\circ}42'25''$  в.д.) находится в Убинском районе Новосибирской области вблизи с. Убинское, Шерстобитовский рям ( $54^{\circ}58'58''$  с.ш.,  $81^{\circ}00'58''$  в.д.) – в Чулымском районе Новосибирской области у с. Шерстобитово (рис. 1).

Выбраны наиболее показательные ключевые участки Шерстобитовского ряма, находящегося в естественном, не нарушенном пожарами, состоянии, и Убинского горелого ряма – антропогенно нарушенного, имеющего признаки влияния мелиорации и пожаров.

На ключевых участках рямов выполнено геоботаническое обследование с описанием растительного покрова. В Шерстобитовском ряме в настоящее время представлен березово-сосново-кустарничково-сфагновый фитоценоз. Густой древесный ярус образован сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и березой пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.). Травяно-кустарничковый ярус с суммарным проективным покрытием до 80 % представлен багульником болотным (*Ledum palustre* L.) – 40 %, кассандрой (*Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench) – 15 %, в меньшей степени клюквой мелкоплодной (*Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr.), брусникой обыкновенной (*Vaccinium vitisidae* L.), пушицей влагалищной (*Eryophorum vaginatum* L.), моршккой (*Rubus chamaemorus* L.). Напочвенный моховой покров из сфагновых мхов *Sphagnum russowii* Warnst. и *S. magellanicum* Brid. с примесью *S. angustifolium* (Russ. ex Russ.) C. Jens. и *S. fuscum* (Schimp.) H. Klinggr. сплошной, хорошо развитый.

Убинский горелый рям представлен пирогенным березово-осиново-кустарничковым фитоценозом. Густой древесный ярус образован молодыми осинами (*Populus tremula* L.) и березами (*B. pubescens*). Травяно-кустарничковый ярус, с суммарным проективным покрытием до 70 %, образован багульником болотным (30 %), брусникой обыкновенной (25 %), в меньшей степени голубикой (*Vaccinium uliginosum* L.), осокой (*Carex limosa* L.). Моховой покров из гипновых (зеленых) мхов фрагментарный.

В Убинском горелом и Шерстобитовском рямах основными растениями-торфообразователями слоев верхового торфа являлись сфагновые мхи *Sphagnum fuscum* и *S. magellanicum*. Под влиянием антропогенных факторов (мелиорация, пожары) в Убинском горелом ряме в настоящее время исчез их напочвенный покров.

На Шерстобитовском ряме пробоотборочным буром БТГ-1 получен керн торфа с ненарушенной стратификацией до глубины 40 см. Керн торфа, герметично упакованный в пластиковую трубу, до проведения химических анализов хранился в холодном помещении кернаохранилища.

В середине марта 2018 г. отобраны представительные пробы снега для оценки уровня атмосферного поступления радиоизотопов  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$ ,  $^7\text{Be}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность исследуемых верховых болот. Образцы снега отбирались на всю глубину снежного покрова с фиксированной площади отбора. Это позволило получить усредненную информацию об атмосферных выпадениях за четырехмесячный зимний период устойчивого снегонакопления. Объем образцов составлял 40 л снега, из которых при таянии получалось до 20 л талой воды. Пробоподготовка образцов для анализа заключалась в отстаивании талой воды до выпадения крупной фракции взвешенного вещества в осадок с последующей декантацией (сливание раствора с осадка). Затем проводили последовательное фильтрование декантированного раствора для отделения мелкодисперсных твердых фракций через два фильтра: «синяя лента» (средний размер пор 3 мкм) и мембранный фильтр (0,45 мкм). Это позволило выделить две компоненты взвешенного вещества размерностью более 3 мкм и от 3 до 0,45 мкм, представляющие собой пылевые частицы различных размеров. Фракции, содержащие наночастицы размерностью менее 0,45 мкм коллоидной и растворенной составляющих, выделены выпариванием последовательно отфильтрованного через фильтр «синяя лента» и мембранный фильтр декантированного раствора до сухого остатка.



Для радиоэкологических исследований на антропогенно нарушенном пожарами Убинском горелом ряме отобраны индикаторные виды растений (зеленые и сфагновые мхи, листья березы и брусники). Отбор проб лесной подстилки и дерновой почвы (верхние 5 см) проводили стандартным стальным кольцом (диаметр 82 мм, высота 50 мм, обьем 264 см<sup>3</sup>).

Определение активности радиоизотопов уранового ряда (<sup>238</sup>U (<sup>234</sup>Th), <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb), <sup>137</sup>Cs, <sup>40</sup>K в образцах торфа (во взвешенном веществе снеговой воды дополнительно еще и <sup>7</sup>Be) осуществлялось методом высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием HPGe низкофоновых детекторов колодезного типа EGPC192-P21-R (EURISYS MESURES) и GWL-220-15 (ORTEC). Рабочий объем детекторов около 200 см<sup>3</sup>, разрешение лучше 2,1 кэВ на энергии 1,33 МэВ. Измерения выполнялись в Центре коллективного пользования научным оборудованием для многоэлементных и изотопных исследований Института геологии и минералогии СО РАН (ЦКП МИИ СО РАН). Методика, подробно описанная в работах [2, 30], учитывает влияние ряда мешающих факторов: геометрии измерения, плотности анализируемого образца, наложения мешающих пиков и эффекта каскадного суммирования аналитических гамма-линий. Для определения радиоизотопов использовались следующие аналитические гамма линии (кэВ): <sup>210</sup>Pb 46,5, <sup>226</sup>Ra 186,1, <sup>238</sup>U (<sup>234</sup>Th) 63,3, <sup>137</sup>Cs 661,7, <sup>40</sup>K 1460,8 и <sup>7</sup>Be 477,6. Нижний предел обнаружения указанных радиоизотопов составляет 0,02 Бк. Длительность измерения единичного образца варьировалась от 12 до 48 ч и выбиралась исходя из необходимости получения статистической погрешности определения площадей аналитических фотопиков не хуже 5 %.

Правильность и воспроизводимость анализа контролировались измерениями национальных геологических стандартных образцов СГ-1А, СГ-3, СГ-2, ДВГ, ДВТ, ЗУК-1, БИЛ-1, СТ-1А [33].

#### Радиоизотопный состав атмосферных выпадений (снеговая вода)

На основе полученных аналитических данных по содержанию <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub>, <sup>7</sup>Be и <sup>137</sup>Cs в исследованных образцах снега были рассчитаны удельные активности и плотности выпадения радиоизотопов в точках пробоотбора на Шерстобитовском и Убинском рьямах. Полученные результаты соответствуют суммарному атмосферному поступлению радиоизотопов за четырехмесячный зимний период устойчивого снегонакопления. Все данные приведены к дате отбора проб снега 11.03.2018 г. (табл. 1).

Удельные активности <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub>, <sup>7</sup>Be и <sup>137</sup>Cs в снеговой воде с учетом вклада всех гранулометрических фракций взвешенного вещества для образцов снега, отобранных на Шерстобитовском рьяме, составляют 345, 505 и 5,77 мБк/л, на Убинском горелом рьяме – 383, 484 и 2,08 мБк/л, соответственно. Расчетные значения плотностей выпадения <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> на Шерстобитовском (36,9 Бк/м<sup>2</sup>) и Убинском (39,3 Бк/м<sup>2</sup>) рьямах, а также <sup>7</sup>Be на Шерстобитовском (53,9 Бк/м<sup>2</sup>) и Убинском (50,0 Бк/м<sup>2</sup>) близки по значениям, несмотря на расстояние между рьямами 110 км. Это свидетельствует о достаточно равномерном по площади характере поступления этих радионуклидов в составе снеговых выпадений. Учитывая короткий период полураспада <sup>7</sup>Be, реальная плотность его выпадения в зимний период будет существенно выше значений, приведенных в табл. 1. Если предположить, что поступление <sup>7</sup>Be носило по времени равномерный характер, то плотность его выпадения за весь

Таблица 1

Удельные активности взвешенного вещества снеговой воды и плотности выпадения радиоизотопов в точках отбора образцов снега на Шерстобитовском и Убинском горелом рьямах

Место отбора образца	Фракция	Плотность выпадения, Бк/м <sup>2</sup>			Удельная активность, мБк/л (снеговая вода)			<sup>7</sup> Be/ <sup>210</sup> Pb <sub>атм</sub>
		<sup>210</sup> Pb <sub>атм</sub>	<sup>7</sup> Be	<sup>137</sup> Cs	<sup>210</sup> Pb <sub>атм</sub>	<sup>7</sup> Be	<sup>137</sup> Cs	
Шерстобитовский рям	1	9,7	6,8	0,11	90	64	1,1	0,71
	2	18,7	13,8	0,16	175	129	1,5	0,74
	3	3,6	2,7	0,07	34	25	0,67	0,74
	4	4,9	30,6	0,27	46	287	2,5	6,2
Всего		36,9	53,9	0,61	345	505	5,77	1,5
Убинский горелый рям	1	16,1	11,5	0,08	157	112	0,76	0,71
	2	14,8	12,5	< 0,01	144	122	0,04	0,85
	3	4,5	3,0	0,03	44	29	0,30	0,66
	4	3,9	23	0,10	38	221	0,98	5,8
Всего		39,3	50,0	0,21	383	484	2,08	1,3

*Примечание.* Фракции: 1 – крупнозернистая (вещество >3 мкм, оставшееся после декантации), 2 – >3 мкм (вещество, осевшее при фильтровании снеговой воды на фильтр «синяя лента»), 3 – мелкодисперсная 0,45–3 мкм (вещество, осевшее при последовательном фильтровании через мембранный фильтр), 4 – мелкодисперсная <0,45 мкм (коллоидная и растворенная составляющие).



период снегонакопления с учетом радиоактивного распада можно оценить согласно методике [22] на уровне 112 Бк/м<sup>2</sup> для Шерстобитовского рьяма и 104 Бк/м<sup>2</sup> для Убинского. Следует отметить низкие по сравнению с <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> и <sup>7</sup>Be удельные активности <sup>137</sup>Cs во взвешенном веществе снеговых вод Шерстобитовского и Убинского рьямов – 5,77 и 2,08 мБк/л соответственно. Это подтверждает незначительное современное поступление указанного техногенного радионуклида из атмосферы на земную поверхность. Следует отметить, что удельные активности <sup>137</sup>Cs в исследованных образцах близки к пределу обнаружения использованного аналитического метода. Соответственно, погрешность их определения часто превышает 20–30 %, что делает невозможным совместную с <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> и <sup>7</sup>Be статистическую интерпретацию данных, полученных для <sup>137</sup>Cs.

Изучен долевого вклад гранулометрических фракций взвешенного вещества снеговых вод в общую удельную активность <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> и <sup>7</sup>Be (табл. 2).

Сравнительный анализ вкладов гранулометрических фракций показал следующее.

1. Большая часть <sup>7</sup>Be (46–57 %) связана с мелкодисперсной фракцией взвешенного вещества размером менее 0,45 мкм. В этой фракции удельная активность <sup>7</sup>Be в 5,8–6,2 раза выше таковой <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> (см. табл. 1). Доля крупнозернистой фракции взвешенного вещества в общей активности <sup>7</sup>Be составляет для Шерстобитовского рьяма 38 %, для Убинского горелого 48 %.

2. Доля взвешенного вещества с размером фракции от 0,45 до 3 мкм невелика как для <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub>, так и для <sup>7</sup>Be во всех исследованных пробах снеговой воды и не превышает 11 %.

3. Основная доля <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> (77–79 %) в изученных образцах взвешенного вещества снеговых вод находится в составе крупнозернистой фракции, в основном представленной пылевыми частицами различной размерности.

Таблица 2

Доля гранулометрических фракций (%) взвешенного вещества образцов снега в общей активности исследуемых радиоизотопов

Рям	Фракция	<sup>210</sup> Pb <sub>атм</sub>	<sup>7</sup> Be	<sup>137</sup> Cs
Шерстобитовский	1–2	77	38	44
	3	10	5	12
	4	13	57	44
Убинский горелый	1–2	79	48	37
	3	11	6	15
	4	10	46	48

Примечания. 1–2 – сумма фракций (вещество: 1 – >3 мкм, оставшееся после декантации, 2 – >3 мкм, осевшее при фильтровании снеговой воды на фильтр «синяя лента»; мелкодисперсные фракции: 3 – 0,45–3 мкм (вещество, осевшее при последовательном фильтровании через мембранный фильтр), 4 – <0,45 мкм (коллоидная и растворенная составляющие).

Таким образом, основным концентратором радиоизотопа <sup>7</sup>Be является мелкодисперсная фракция, состоящая из коллоидов и растворенной компоненты (фракция <0,45 мкм), а <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> концентрируется преимущественно в крупнозернистой фракции взвешенного вещества (>3 мкм), состоящей из пылевых частиц.

Важной величиной, характеризующей источник поступления радиоизотопов на земную поверхность, является отношение <sup>7</sup>Be/<sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> [41]. Данные табл. 1, показывают, что крупнозернистым фракциям взвешенного вещества снеговых вод размерностью более 0,45 мкм соответствуют очень близкие значения отношения <sup>7</sup>Be/<sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub>: 0,71–0,74 (среднее 0,73) для Шерстобитовского рьяма и 0,66–0,85 (среднее 0,74) для Убинского. Такая близость отношений <sup>7</sup>Be/<sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> свидетельствует об одном и том же источнике пылевых частиц, выпадавших в местах точек пробоотбора. Эта пыль, скорее всего, представляет собой почвенные частицы, поднятые в результате ветровой эрозии с поверхности и принесенные с континентальными воздушными массами из засушливых областей центральной Евразии. В этой крупнозернистой фракции наблюдаются существенно более низкие по сравнению с фракцией <0,45 мкм (6,2 и 5,8) значения отношений <sup>7</sup>Be/<sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub>. Учитывая короткий период полураспада <sup>7</sup>Be, следует предположить, что такие частицы наследуют исходные значения <sup>7</sup>Be/<sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub>, свойственные им изначально при их нахождении в верхних горизонтах почвенного покрова.

На основе данных табл. 1, 2 можно констатировать, что разделение по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества снеговых вод показывает: исследуемые радиоизотопы присутствуют во всех выделенных фракциях – от самых крупных (>3 мкм) до самых мелких (<0,45 мкм), связанных с наноразмерными аэрозольными частицами, коллоидами и растворенной компонентой. Удельные активности <sup>137</sup>Cs во взвешенном веществе снеговых вод Шерстобитовского и Убинского рьямов (5,77 и 2,08 мБк/л соответственно) значительно меньше по сравнению с таковыми <sup>210</sup>Pb<sub>атм</sub> и <sup>7</sup>Be, что свидетельствует о незначительных современных содержаниях данного радионуклида в атмосфере.

### Распределение радиоизотопов в вертикальном профиле Шерстобитовского торфяника

Впервые для верховых болот лесостепной зоны Западной Сибири получены данные по распределению естественных (<sup>238</sup>U, <sup>210</sup>Pb, <sup>226</sup>Ra, <sup>40</sup>K) и техногенного (<sup>137</sup>Cs) радиоизотопов в разрезе Шерстобитовского торфяника (табл. 3). Его торфяной керн состоит из верховых торфов. Верхний слой до глубины 25 см образован в основном остатками сфагновых мхов (*S. magellanicum* и *S. angustifolium*), слой 25–35 см – сосново-сфагновым торфом (остатки сосны составляют 30 %), слой 35–40 см – сосновым торфом.

Форма кривой распределения <sup>210</sup>Pb по глубине исследованного торфяного керна Шерстобитовского



Таблица 3

Содержания радиоактивных элементов в вертикальном профиле торфяной залежи Шерстобитовского торфяника

Интервал, м	<sup>238</sup> U, Бк/кг	U, г/т	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>40</sup> K	K <sub>2</sub> O, %	<sup>137</sup> Cs, Бк/кг	Ra/U
			Бк/кг					
0–2	14	1,1	18	593	42	0,17	54	1,3
2–4	2,6	0,2	17	585	<25	<0,10	54	6,5
4–6	2,8	0,2	16	619	71	0,28	99	5,7
6–8	6,7	0,5	25	478	114	0,45	169	3,7
8–10	6,5	0,5	25	333	42	0,17	35	3,8
10–12	11	0,9	15	224	35	0,14	17	1,4
12–14	<2,5	<0,2	17	176	<25	<0,10	15	>6,8
14–16	<2,5	<0,2	19	112	27	0,11	15	>7,6
16–18	<2,5	<0,2	20	110	<25	<0,10	12	>8,0
18–20	<2,5	<0,2	28	108	<25	<0,10	12	>11,2
20–22	<2,5	<0,2	18	120	<25	<0,10	18	>7,2
22–25	<2,5	<0,2	18	111	49	0,19	33	>7,2
25–30	10	0,8	21	121	30	0,12	31	2,1
30–35	16	1,3	24	38	<25	<0,10	9	1,5
35–40	<2,5	<0,2	21	22	<25	<0,10	6	>8,4

Примечание. Массовые содержания U и K<sub>2</sub>O рассчитаны через удельные активности <sup>238</sup>U и <sup>40</sup>K, исходя из соотношений: активность 1 мг U соответствует 12,432 Бк U<sup>238</sup>; 1 % K<sub>2</sub>O – 251,61 Бк <sup>40</sup>K.

ряма позволяет провести датирование верхних горизонтов до глубины 35 см. Неравновесный <sup>210</sup>Pb (Pb<sub>ex</sub>), постоянно выпадающий на поверхность из атмосферы, часто используется для датирования верхних (приповерхностных) слоев омбротрофных торфяников возрастом до 150–200 лет [15, 18, 25, 28, 31, 34, 39, 43, 45]. <sup>210</sup>Pb (T<sub>1/2</sub> 22,3 года) – естественный радиоактивный элемент, входящий в радиоактивный ряд <sup>238</sup>U. Источником Pb<sub>ex</sub> в атмосфере является радон. Радон <sup>222</sup>Rn, будучи продуктом распада <sup>226</sup>Ra и газом, эманурует с земной поверхности. Имея период полураспада 3,82 дня, <sup>222</sup>Rn в течение короткого промежутка времени через ряд короткоживущих изотопов распадается в <sup>210</sup>Pb. В момент образования атомы радона и продукты его распада электрически заряжены, что приводит к их быстрой сорбции аэрозольными и пылевыми частицами, находящимися в атмосфере, в составе которых Pb<sub>ex</sub> постепенно оседает на земную поверхность. Этот процесс носит непрерывный характер. Попавший на поверхность стратифицированных объектов, таких как озерные донные осадки или торфяные залежи, Pb<sub>ex</sub> постепенно перекрывается более молодыми образованиями. При отсутствии процессов, приводящих к вертикальной миграции, дальнейшая судьба захороненного Pb<sub>ex</sub> определяется законом его радиоактивного распада. Это и лежит в основе методов датирования стратифицированных образований по неравновесному <sup>210</sup>Pb. Как правило, для датирования верхних горизонтов омбротрофных торфяников используют модель постоянного потока Pb<sub>ex</sub> (CRS – Constant Rate of Supply) [23, 24]. Модель CRS применительно к датированию торфяных залежей предполагает наличие двух основных начальных

условий: 1) скорость выпадения Pb<sub>ex</sub> из атмосферы является величиной постоянной на протяжении всего периода накопления материала; 2) значимое вертикальное перераспределение Pb<sub>ex</sub> после его захоронения отсутствует. Модель учитывает возможность изменения темпов наращивания биомассы на протяжении всего датированного периода.

Согласно CRS модели возраст нижней поверхности датированного горизонта рассчитывается по формуле [23, 44]:

$$t(i) = \lambda^{-1} \ln(A(0)/A(i)),$$

где *i* – номер датированного горизонта;  $\lambda$  – постоянная распада <sup>210</sup>Pb (год<sup>-1</sup>); кумулятивный запас Pb<sub>ex</sub> (Бк·м<sup>-2</sup>): A(0) – в датированном разрезе торфяника, A(*i*) – ниже датированного горизонта.

Кумулятивный запас Pb<sub>ex</sub> рассчитывается через удельные активности <sup>210</sup>Pb, определенные использованным аналитическим методом для каждого горизонта датированного разреза, при этом учитываются данные о плотности сухого вещества в исследуемом материале торфяника. Активность неравновесного (атмосферного) Pb<sub>ex</sub> равна разности полной активности <sup>210</sup>Pb, находящегося в образце, и активности <sup>210</sup>Pb, состоящего в радиоактивном равновесии с материнским <sup>226</sup>Ra. Помимо датирования верхних горизонтов торфяной залежи модель CRS позволяет провести оценку скоростей накопления сухого материала по формуле:

$$r(i) = \lambda A(i)/C(i),$$

где C(*i*) – удельная активность Pb<sub>ex</sub> на поверхности, разделяющей датированные слои *i* и *i*+1.

Таблица 4

Возрастные характеристики верхней части Шерстобитовского торфяника

Интервал, см	$P$ , г см <sup>-3</sup>	$Ci$ , Бк кг <sup>-1</sup>	$i$ , см	$Ai$ , Бк м <sup>-2</sup>	$A(i)$ , Бк м <sup>-2</sup>	$t(i)$ , лет	Год формирования	$r(i)$ , г см <sup>-2</sup> год <sup>-1</sup>
			0	0	2762	0	2013	--
0–2	0,0353	575	2	406	2356	5	2008	129
2–4	0,0353	568	4	401	1955	11	2002	104
4–6	0,0364	603	6	439	1516	19	1994	90
6–8	0,0375	453	8	340	1176	27	1986	96
8–10	0,0375	308	10	231	945	34	1979	114
10–12	0,0411	209	12	172	773	41	1972	131
12–14	0,0411	159	14	131	642	47	1966	159
14–16	0,0394	93	16	73	569	51	1962	194
16–18	0,0376	90	18	68	502	55	1958	184
18–20	0,0376	80	20	60	441	59	1954	151
20–22	0,0422	102	22	86	355	66	1947	114
22–25	0,0422	93	25	118	238	79	1934	77
25–30	0,0404	100	30	202	36	140	1873	19
30–35	0,0470	14	35	33	3	223	1790	11
35–40	0,0524	1	40	–	–	–	–	–

Примечание.  $P$  – плотность сухого вещества торфа в интервале;  $Ci$  – удельная активность  $Pb_{ex}$  в интервале;  $i$  – датированный горизонт;  $Ai$  – запас  $Pb_{ex}$  в интервале;  $A(i)$  – кумулятивный запас  $Pb_{ex}$  ниже датированного горизонта;  $r(i)$  – скорость накопления сухого торфа.

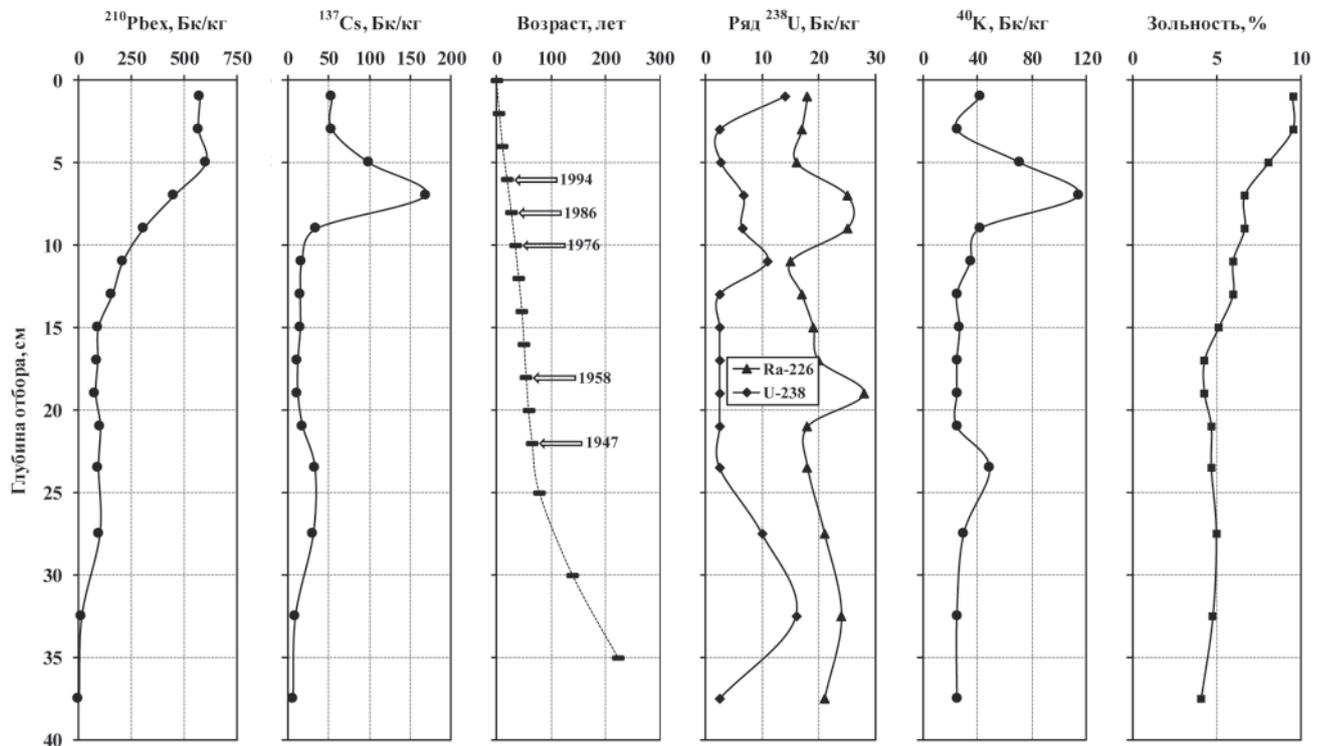


Рис. 2. Вертикальное распределение радиоактивных элементов и возрастные характеристики верхней части разреза Шерстобитовского торфяника

Результаты расчета возрастных характеристик верхней части Шерстобитовского торфяника представлены в табл. 4 и на рис. 2.

Использование модели CRS позволило выполнить надежное датирование до горизонта 30 см, которому соответствует возраст 140 лет. Верифика-

цию правильности использованного подхода можно провести по характеру распределения техногенного  $^{137}Cs$ , поступление которого в торфяную залежь связано с локальными и глобальными выпадениями, обусловленными вовлечением этого изотопа в атмосферную миграцию в результате открытых ядер-



ных испытаний на Семипалатинском и других полигонах в 1949–1963 гг., аварий на Чернобыльской (1986 г.) и Фукусимской (2011 г.) атомных электростанциях (АЭС). На графике вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$ , представленного на рис. 2, в нижней части разреза наблюдается пик активности, верхняя граница и максимум которого, вполне вероятно, соответствует возрастному рубежу 1949–1963 гг.

Некоторая размытость пика связана, по-видимому, с механизмами перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  вследствие значительных колебаний как сезонных, так и годовых уровней болотных вод (УБВ), характерных для зоны нестабильной тепловлагообеспеченности [3]. Смещению этого пика, т. е. диффузии  $^{137}\text{Cs}$  в нижележащие слои торфяной залежи, могло способствовать повышение обводненности болота в условиях направленного понижения температуры и повышения осадков в 1967–1986 гг., согласно данным метеостанции Барабинска [4]. В условиях более прохладного и влажного климата возрастает продолжительность нахождения верхних горизонтов залежи во влажном состоянии, что должно способствовать диффузии  $^{137}\text{Cs}$  в нижележащие слои торфа. Диффузия  $^{137}\text{Cs}$  происходила в слое сфагновых торфов, резко снижаясь, судя по активности радионуклида, в слоях сосново-сфагнового и соснового торфов.

В верхней части графика распределения  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается ярко выраженный пик его содержания, на временной шкале соответствующий середине 1980-х – 1990-м гг., а время формирования максимума определяется интервалом 1986–1990 гг. Частично такое увеличение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  можно было бы связать с выпадениями, связанными с аварией на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Но только этой причиной столь значимое увеличение объяснить нельзя. Скорее всего, здесь на незначительный вклад чернобыльской компоненты наложилось влияние других источников поступления  $^{137}\text{Cs}$ . Обычно максимум его содержания в торфах разных регионов Голарктики характерен для слоя торфа, отложившегося в период массовых ядерных испытаний [29]. В южнотаежной подзоне Западной Сибири, в условиях более гумидного климата по сравнению с лесостепью, этот пик  $^{137}\text{Cs}$  (принят как 1963 г.), находится на разных глубинах торфяных отложений. При этом выявляется тенденция зависимости глубины расположения пика  $^{137}\text{Cs}$  от степени стабильности водного режима и активности торфонакопления: на нативных активно растущих болотах  $^{137}\text{Cs}$  обнаружен на глубинах 31–43 см, на естественно и антропогенно дренированных – 16–21 см, а на осушенных – 9–12 см [14]. Это сходно с верхним пиком  $^{137}\text{Cs}$  в торфяных отложениях Шерстобитовского рьяма, поскольку керн этого рьяма отобран на периферийной части болота, водный режим которого также несколько нарушен созданием обводного канала мелиоративной сети, либо в понижении между сфагновыми кочками, где прирост

торфа обычно очень низкий. Однако данный керн отличается от южнотаежных наличием двух пиков  $^{137}\text{Cs}$ , что не позволяет датировать верхний пик на глубине 8 см 1963 годом.

Известно [1], что эффект колебания уровней почвенно-грунтовых вод (или уровней болотных вод. – Прим. авт.) является основной причиной, определяющей границу вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в торфяниках. Согласно данным метеостанции Барабинска [4], с 1987 до 2009 гг. повышались температуры воздуха и понижалось количество среднегодовых и летних осадков. В условиях аридизации климата усиливаются колебания УБВ, который резко понижается в теплые сезоны года. В отличие от более прохладного и влажного периода 1967–1986 гг., когда транспирация болотными растениями (испарение воды через устьица листьев) была менее активной, резкое ее возрастание в жарких сухих условиях обуславливает активное подтягивание болотных вод и биофильный перенос микроэлементов корнями растений из нижележающих торфяных горизонтов. Известно, что  $^{137}\text{Cs}$  замещает биофильный элемент  $^{40}\text{K}$  в биохимических циклах продуцирования органического вещества растений [6]. Особенно активен этот процесс замещения на верховых болотах, для которых характерен дефицит калия. Поэтому вполне вероятно, что пик  $^{137}\text{Cs}$  на глубине 8 см в значительной степени обусловлен переносом основного количества  $^{137}\text{Cs}$ , отложившегося в 1949–1963 гг., в вышележающие горизонты. Это объясняет и малую активность нижнего пика  $^{137}\text{Cs}$ . Значит, разный характер перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  в торфяных отложениях Барабинской лесостепи в разные временные периоды в значительной степени обусловлен различием их климатических параметров.

Предположение о значительном влиянии колебаний уровня болотных вод на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  подтверждается еще двумя фактами.

Во-первых, согласно данным, полученным с помощью автоматического регистратора (АКР4-логеры) уровня болотных вод (УБВ), установлены значительные сезонные колебания УБВ Шерстобитовского рьяма с сентября 2017 по сентябрь 2018 г. В период снеготаянья УБВ поднялся с 80 см (март 2018 г.) до 35 см (апрель) и продолжал подниматься до 10 см от поверхности (май). Летом УБВ снижался с характерными резкими подъемами после выпадения осадков и плавным снижением из-за испарения и стока до 30 см. Самые высокие значения стояния УБВ в Шерстобитовском рьяме (до 10 см от поверхности) зарегистрированы в весенний период в точке отбора керна торфа, что соответствует верхнему пику  $^{137}\text{Cs}$ .

Во-вторых, характер вертикального распределения изотопа  $^{40}\text{K}$  (см. табл. 3, рис. 2), являющегося геохимическим аналогом Cs, практически полностью совпадает с распределением  $^{137}\text{Cs}$ . Также здесь при общем низком уровне содержания калия



( $<25$  Бк/кг  $^{40}\text{K}$ , при пересчете на  $\text{K}_2\text{O} <0,1\%$ ) в горизонтах 4–12 и 22–30 см наблюдаются повышенные активности  $^{40}\text{K}$ , достигающие пика 114 и 49 Бк/кг, соответственно. В летний период при возрастании транспирации (испарения) воды через устьица листьев растений происходит подтягивание болотных вод и активный перенос корнями растений не только биофильного  $^{40}\text{K}$ , но и  $^{137}\text{Cs}$  из нижезалегающих торфяных горизонтов.

Таким образом, значительные колебания УБВ обуславливают как размытость, так и смещение пиков активности  $^{137}\text{Cs}$ , что необходимо учитывать при использовании их для датирования торфяных отложений.

Кроме этого, увеличению удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  верхнего пика в условиях аридизации климата должны были способствовать частые пожары. Известно, что неоднократные пожары имели место практически на всех рямах Барабинской лесостепи. О загрязненности атмосферы региона свидетельствует повышение зольности верхнего 15-сантиметрового слоя торфа Шерстобитовского ряма с 4,3 до 6,0–9,6 % при отсутствии в нем угольков – следов пожаров на данном участке. Это нельзя объяснить только глобальным антропогенным загрязнением атмосферы, так как с 1985 г. она начала очищаться, в том числе над Западной Сибирью [13]. О значительном выгорании торфа на болотах Барабинской лесостепи, в частности на Убинском горелом ряме [5], свидетельствует возрастание зольности в поверхностных слоях горелого торфа (0–22 см) с 3,7 до 14,5 %, в среднем до 6,4 %, а также и залегание прямо на поверхности (0–6 см) слоев торфа с максимальной активностью  $^{137}\text{Cs}$  (158–196 Бк/кг) на горелом участке ряма. Следовательно, в высокую активность  $^{137}\text{Cs}$  верхнего пика в керне Шерстобитовского ряма вполне вероятен дополнительный вклад вторичного выпадения из атмосферы этого радиоизотопа в результате пожаров.

Интересен характер вертикального распределения  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$ , входящих в естественный радиоактивный ряд урана. Активность  $^{226}\text{Ra}$  по разрезу меняется в узком интервале (от 15 до 25, в среднем 20 Бк/кг). Активность  $^{238}\text{U}$  значительно ниже, что свидетельствует о существенном нарушении радиоактивного равновесия между ураном и радием в пользу последнего. Так, отношение  $\text{Ra}/\text{U}$  меняется в очень широком диапазоне, достигая минимальных значений 1,3, 1,4, 1,5 и 2,1 в горизонтах 0–2, 10–12, 30–35 и 25–30 см соответственно, а наибольших – в горизонтах 2–6, 12–25 и 35–40 см, достигая максимума (11,2) в горизонте 18–20 см. Такое нарушение радиоактивного равновесия между  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  не является чем-то необычным.  $^{226}\text{Ra}$  интенсивно поглощается растениями. Его коэффициенты биологического поглощения (КБП), рассчитываемые как отношения удельных активностей радионуклида в золе растительности и почвы обычно больше 1 [20, 37]. Более того, ранее было показано [11],

что наиболее высокие значения КБП наблюдаются у древесных видов – рябины обыкновенной и березы пушистой, в них концентрации радионуклида могут превышать таковую в почве до 1575 и 399 раз соответственно. Для травянистых видов КБП ниже, но могут достигать значений существенно больше 1. Например, КБП иван-чая узколистного может быть до 14,8, дудника лесного – 1,98. Таким образом, растительность, прежде всего некоторые древесные виды, можно отнести к концентраторам  $^{226}\text{Ra}$ . Для  $^{238}\text{U}$  КБП выше 1 не характерны, а КБП  $^{226}\text{Ra}$  больше их на 1–2 порядка для травянистых видов растительности и на 2–4 порядка – для древесных.

Из всего сказанного следует, что в естественных условиях растительность будет накапливать  $^{226}\text{Ra}$  гораздо более интенсивно, чем  $^{238}\text{U}$ . В табл. 5 представлены результаты определения содержаний радиоактивных элементов в компонентах биогеоценоза Убинского горелого ряма, отобранных на фоновом (негорелом) участке. Эти данные показывают, что нарушение радиоактивного равновесия в пользу  $^{226}\text{Ra}$  в паре  $\text{U}-\text{Ra}$  наблюдается для всех изученных образцов. В лесной подстилке и верхнем (дерновом) горизонте почв  $^{226}\text{Ra}$  в 1,59 раз больше его равновесных содержаний. Еще больший избыток  $^{226}\text{Ra}$  наблюдается в зеленом мхе *Polytrichum commune* Hedw. (1,7) и сфагновом мхе *Sphagnum magellanicum* (2,13). Как и ожидалось, наибольшие значения отношений  $\text{Ra}/\text{U}$  встречаются в наземной растительности: в листьях березы оно заведомо больше 10, в листьях брусники – 14,7. Таким образом, во всех компонентах фитоценоза, остатки которых и формируют торфяную залежь, наблюдается значительный избыток  $^{226}\text{Ra}$  относительно его равновесных содержаний. С учетом большого периода полураспада  $^{226}\text{Ra}$  (около 1500 лет) такое состояние может сохраняться на протяжении очень длительного промежутка времени (5–6 периодов полураспада радия), при условии отсутствия процессов, приводящих к значительной миграции урана и радия. Из табл. 3 видно, что содержания  $^{226}\text{Ra}$  в горизонте 35–40 см близки к среднему значению по разрезу и составляют 21 Бк/кг. Содержания  $^{238}\text{U}$  здесь низкие и не превышают 2,5 Бк/кг. В это же время активность  $^{210}\text{Pb}$ , составляющая 22 Бк/кг, близка к равновесным с  $^{226}\text{Ra}$  значениям. Это говорит о том, что избыточный (атмосферный)  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  уже распался. Все количество  $^{210}\text{Pb}$ , находящегося в данном горизонте, связано исключительно с радиоактивным распадом  $^{226}\text{Ra}$ . Совокупность этих фактов показывает, что как минимум последние 250 лет в исследуемом районе отсутствовали процессы, которые могли бы привести к значительному выносу или привносу исследуемых радиоактивных элементов в пределах изученного объекта. Следует отметить, что в характере вертикального распределения  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{238}\text{U}$  прослеживается та же закономерность, что для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$ . В горизонтах 6–12 см, а также в нижней части разреза (25–35 см) наблюдается подъем активнос-

Таблица 5

Радиоактивные элементы в компонентах биогеоценоза на фоновом участке Убинского горелого рьяма

Компонент биогеоценоза	U-238, г/т	U-238	Pb-210	Ra-226	Cs-137	K <sub>2</sub> O, %	K-40, Бк/кг	U/Ra
		Бк/кг						
Дерновая почва	$\frac{0,65}{0,47-0,69}$	$\frac{8,1}{5,8-8,6}$	$\frac{596}{643-753}$	$\frac{12,9}{7,2-15,1}$	$\frac{203}{174-279}$	$\frac{0,47}{0,27-0,56}$	$\frac{117}{68-141}$	1,59
Подстилка	$\frac{0,26}{0,16-0,32}$	$\frac{3,2}{2,0-4,0}$	$\frac{721}{603-856}$	$\frac{5,1}{4,9-5,2}$	$\frac{113}{83-150}$	$\frac{0,25}{0,24-0,26}$	$\frac{63}{60-65}$	1,59
Мох <i>Polytrichum commune</i>	$\frac{0,16}{0,11-0,23}$	$\frac{2,0}{1,4-2,9}$	$\frac{419}{307-547}$	$\frac{3,4}{3,0-3,9}$	$\frac{65}{61-74}$	$\frac{0,38}{0,31-0,49}$	$\frac{95}{79-123}$	1,70
Мох <i>Sphagnum magellanicum</i>	$\frac{0,14}{0,13-0,14}$	$\frac{1,7}{1,6-1,8}$	$\frac{397}{374-419}$	$\frac{3,3}{3,1-3,4}$	$\frac{64}{61-67}$	$\frac{0,52}{0,49-0,54}$	$\frac{130}{123-136}$	1,94
Лист березы	<0,01	<0,15	$\frac{65}{59-75}$	$\frac{1,5}{1,2-1,8}$	$\frac{18}{18-19}$	$\frac{0,53}{0,46-0,51}$	$\frac{133}{116-154}$	>10,0
Лист брусники	$\frac{0,02}{0,02-0,03}$	$\frac{0,29}{0,20-0,36}$	$\frac{60}{55-70}$	$\frac{4,4}{3,8-4,7}$	$\frac{18}{16-20}$	$\frac{0,31}{0,27-0,34}$	$\frac{79}{133-185}$	14,7

тей указанных радионуклидов. Это свидетельствует о том, что кривые вертикального распределения этих радиоактивных элементов в Шерстобитовском торфянике формировались во многом за счет одних и тех же процессов.

### Выводы

Удельные активности  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$ ,  $^7\text{Be}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в снеговой воде с учетом вклада всех гранулометрических фракций взвешенного вещества для образцов снега, отобранных на Шерстобитовском рьяме, составляют 345, 505 и 5,77 мБк/л, на Убинском горелом рьяме – 383, 484 и 2,08 мБк/л соответственно. Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  значительно меньше по сравнению с таковыми  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$  и  $^7\text{Be}$ , что свидетельствует о незначительных современных содержаниях этого радионуклида в атмосфере.

Расчетные значения плотностей выпадения  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$  и  $^7\text{Be}$  на Шерстобитовском (36,9 и 53,9 Бк/м<sup>2</sup> соответственно) и Убинском горелом (39,3 и 50,0 Бк/м<sup>2</sup>) рьямах близки, несмотря на удаленность рьямов друг от друга на 110 км. Это подтверждает, что характер поступления данных радионуклидов в составе снеговых выпадений был достаточно равномерным по площади.

Установлены долевые вклады гранулометрических фракций взвешенного вещества снеговых вод в общую удельную активность  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$  и  $^7\text{Be}$ . Большая часть  $^7\text{Be}$  (46–57 %) связана с мелкодисперсной фракцией взвешенного вещества (<0,45 мкм), представленной наноразмерными аэрозольными частицами, коллоидами и растворенной компонентой. Основная доля  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$  (77–79 %) концентрируется преимущественно в крупнозернистой фракции взвешенного вещества (>3 мкм), состоящей из пылевых частиц. Доля взвешенного вещества с размером фракции 0,45–3 мкм невелика как для  $^{210}\text{Pb}_{\text{атм}}$ , так

и  $^7\text{Be}$  во всех исследованных пробах снеговой воды и не превышает 11 %.

Оценка возраста верхней части Шерстобитовского торфяника, проведенная по неравновесному  $^{210}\text{Pb}$ , позволила установить перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  со смещением к верхним горизонтам. Это можно связать с тремя процессами: сезонным колебанием УБВ, подтягиванием корнями болотных растений при возрастании транспирации (испарения) воды через устьица листьев в сухое время года, дополнительным поступлением  $^{137}\text{Cs}$ , вовлеченного в атмосферу в результате торфяных и лесных пожаров.

Для исследованной залежи Шерстобитовского торфяника наблюдается нарушение радиоактивного равновесия между  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  в пользу последнего. По глубине изученного разреза значения отношения  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  больше 1: от 1,3 в горизонте 0–2 см до 11,2 на глубине 18–20 см. Такие же значения характерны и для основных компонентов биогеоценоза, формирующих торфяную залежь.

*Работа выполнена по государственному заданию ИГМ СО РАН при частичной финансовой поддержке регионального проекта РФФИ № 17-45-540063р\_а «Комплексный геоэкологический мониторинг верховых болот Барабинской лесостепи Западной Сибири (Новосибирская область)». Аналитическая работа выполнена в ЦКП многоэлементных и изотопных исследований СО РАН.*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Аккумуляция**  $^{137}\text{Cs}$  в болотах междуречья Оби и Томи / Т. Т. Ефремова, Ф. В. Сухоруков, С. П. Ефремов, В. В. Будашкина // Почвоведение. – 2002. – № 1. – С. 100–107.
2. **Аномалии** радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) / М. С. Мель-



гунов, В. М. Гавшин, Ф. В. Сухоруков и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – Т. 11, № 6. – С. 869–880.

3. **Болота** Западной Сибири, их строение и гидрологический режим / под ред. К. Е. Иванова, С. М. Новикова. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – 500 с.

4. **Всероссийский** научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации – Мировой центр данных. – Точка доступа: <http://aisori.meteo.ru/ClimateR> (дата обращения: 11.05.2020).

5. **Геоэкологическая** оценка степени антропогенного загрязнения тяжелыми металлами экосистем верховых болот лесостепной зоны Западной Сибири / Г. А. Леонова, А. Е. Мальцев, Ж. О. Бадмаева и др. // Экология промышленного производства. – 2018. – Вып. 2 (102). – С. 64–73.

6. **Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.** Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.

7. **Летопись** потока тяжелых металлов и радионуклидов из атмосферы в болотных отложениях Карелии / В. П. Шевченко, Р. А. Алиев, О. Л. Кузнецов, А. И. Максимов // Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследования: матер. Всерос. конф. – Вологда, 2008. – С. 168–171.

8. **Линник В. Г.** Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов. – М.: Изд-во РАН, 2018. – 372 с.

9. **Лисицын А. П.** Потоки вещества и энергии во внешних и внутренних сферах Земли // Глобальные изменения природной среды. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2001. – С. 163–248.

10. **Мезина К. А., Мельгунов М. С.** Особенности поступления  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в различных ландшафтных зонах юга Западной Сибири // Строение литосферы и геодинамика: матер. XXVIII Всерос. молодеж. конф. – Иркутск: ИЗК СО РАН, 2019. – С. 108–109.

11. **Носкова Л. М., Шуктомова И. И.** Сравнительная оценка поглощения  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  травянистой и древесной растительностью в условиях техногенного загрязнения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 50, № 6. – С. 642–648.

12. **Орлова Л. А., Волкова В. С.** Голоцен Барабы (стратиграфия и радиоуглеродная хронология). – Новосибирск: Наука, 1990. – 125 с.

13. **Оценка** потоков минерального вещества по свойствам торфяных отложений Бакчарского болота (южная тайга Западной Сибири) / Ю. И. Прейс, В. А. Бобров, В. В. Будашкина, В. М. Гавшин // Изв. ТПУ. – 2010. – Т. 316, № 1. – С. 47–43.

14. **Прейс Ю. И., Бобров В. А., Сороковенко О. Р.** Особенности современной аккумуляции минерального вещества в олиготрофных болотах юга лесной зоны Западной Сибири // Вестн. ТГУ. – 2010. – Т. 336. – С. 204–210.

15. **Природные** и техногенные радиоизотопы и микроэлементы в разрезе торфяной залежи верхового болота Дулиха (Прибайкалье): ретроспективные оценки атмосферного поступления минерального вещества / В. А. Бобров, В. В. Будашкина,

М. С. Мельгунов и др. // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. – 2019. – № 2 (38). – С. 93–102.

16. **Рихванов Л. П.** Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. – Томск: СТТ, 2009. – 430 с.

17. **Сапожников Ю. А., Алиев Р. А., Калмыков С. Н.** Радиоактивность окружающей среды. – М.: БИНОМ. Лаборатория знания, 2006. – 276 с.

18. **Свидетельства** фракционирования химических элементов в атмосфере Западной Сибири по данным исследования верхового торфяника / В. М. Гавшин, В. А. Бобров, Ф. В. Сухоруков и др. // Докл. РАН. – 2004. – Т. 396, № 6. – С. 804–807.

19. **Степанова В. А., Волкова И. И.** Особенности генезиса Николаевского рьяма в лесостепи Западной Сибири // Вестн. ТГУ. Биология. – 2017. – № 40. – С. 202–223.

20. **Тяжелые** естественные радионуклиды в биосфере: миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов и др. – М.: Наука, 1990. – 368 с.

21. **Хотинский Н. А.** О положении границы между лесом и степью в Западной Сибири в эпохи среднего и позднего голоцена // Почвоведение. – 1970. – № 6. – С. 40–47.

22. **Aba A., Al-Dousari A. M., Ismaeel A.** Depositional characteristics of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in Kuwaiti dust // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2016. – No. 307. – P. 15–23.

23. **Appleby P. G.** Chronostratigraphic techniques in recent sediments // Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. – Springer, Dordrecht, 2002. – P. 171–203.

24. **Appleby P. G., Oldfield F.** The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to the sediment // Catena. – 1978. – Vol. 5, no. 1. – P. 1–8.

25. **Appleby P. G., Shotyk W., Fankhauser A.** Lead-210 age dating of three peat cores in the Jura Mountains, Switzerland // Water, Air, and Soil Pollution. – 1997. – Vol. 100, no. 3–4. – P. 223–231.

26. **Atmospheric** deposition patterns of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^7\text{Be}$  in Cienfuegos, Cuba / С. М. Alonso-Hernandez, Ya. Morera-Gomez, H. Cartas-Aguila, H. A. Guillen-Aruebarrena // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – Vol. 138. – P. 149–155.

27. **Baskaran M., Shaw G. E.** Residence time of arctic haze aerosols using the concentrations and activity ratios of  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^7\text{Be}$  // Journal of Aerosol Science. – 2001. – Vol. 32. – P. 443–452.

28. **Characterisation** of  $^{210}\text{Pb}$  dated peat core by various X-ray fluorescence techniques / B. Holynska, B. Ostachowicz, J. Ostachowicz, et al. // Science of the Total Environment. – 1998. – Vol. 218, no. 2–3. – P. 239–248.

29. **Clymo R. S.** The limits to peat bog growth // Philosophical Transactions of the Royal So-



ciety of London. – 1984. – Series B, vol. 303. – P. 605–654.

30. **Disequilibrium** between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes / V. M. Gavshin, M. S. Melgunov, F. V. Sukhorukov, et al. // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – No. 83. – P. 61–74.

31. **El-Daoushy F., Tolonen K., Rosenberg R.** Lead 210 and moss-increment dating of two Finnish Sphagnum hummocks // *Nature*. – 1982. – Vol. 296 (5856). – P. 429–431.

32. **Fallout** traces of the Fukushima NPP accident in southern West Siberia (Novosibirsk, Russia) / M. S. Melgunov, N. P. Pokhilenko, V. D. Strakhovenko, et al. // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2012. – Vol. 19, iss. 4. – P. 1323–1325.

33. **Govindaraju K.** Compilation of working values and sample description for 383 geostandards // *Geostandards Newsletters*. – 1994. – Vol. 18, Sp. iss. – P. 1–158.

34. **Historical** rates of atmospheric Pb deposition using <sup>210</sup>Pb dated peat cores: Corroboration, computation, and interpretation / M. A. Vile, M. J. V. Novák, E. Břízová, et al. // *Water, Air and Soil Pollution*. – 1995. – Vol. 79, iss. 1–4. – P. 89–106.

35. **Holocene** climate changes in southern West Siberia based on ostracod analysis / L. B. Khazin, I. V. Khazina, S. K. Krivonogov, et al. // *Russian Geology and Geophysics*. – 2016. – Vol. 57, no. 4. – P. 574–585.

36. **Lal D., Malhotra P. K., Peters B.** On the production of radioisotopes in the atmosphere by cosmic radiation and their application to meteorology // *Journal of Atmospheric and Terrestrial Physics*. – 1958. – Vol. 12, no. 4. – P. 306–328.

37. **Markose P. M., Bhat I. S., Pillai K. C.** Some characteristics of <sup>226</sup>Ra transfer from soil and uranium mill tailings to plants // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1993. – Vol. 21, iss. 2. – P. 131–142.

38. **Pb-210, Be-7 and Cs-137** in lichens, mosses and pine needles of the south of Western Siberia / M. S. Melgunov, K. A. Mezina, B. L. Sherbov, et al. // *Book of abstracts 7<sup>th</sup> International Conference on Radiation in Various Fields of Research (RAD 2019)*. – Herceg Novi, Montenegro. RAD Centre, 2019. – P. 423.

39. **<sup>210</sup>Pb, <sup>137</sup>Cs and <sup>239</sup>Pu** profiles in ombrotrophic peat / F. Oldfield, P. G. Appleby, R. S. Cambay, et al. // *Oikos*. – 1979. – Vol. 33, iss. 1. – P. 40–45.

40. **Persson. B. R. R., Holm E.** <sup>7</sup>Be, <sup>210</sup>Pb, and <sup>210</sup>Po in the surface air from the Arctic to Antarctica // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – No. 138. – P. 364–374.

41. **Radioactive** elements in atmospheric precipitations of the Western Siberia / M. S. Melgunov, K. A. Mezina, B. L. Sherbov, et al. // *E3S Web of conferences*. – 2019. 98.10003. Available at: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199810003>.

42. **Radioisotope** contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Rus-

sia) / F. Gauhier-Lafaye, L. Pourcelot, J. Eikenberg, et al. // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99(4). – P. 680–693.

43. **Recent** atmospheric lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog of Great Hinggan Mountains, Northeast China, from <sup>210</sup>Pb and <sup>137</sup>Cs dating / K. Bao, W. Xia, X. Lu, G. Wang // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – Vol. 101, iss. 9. – P. 773–779.

44. **Sanchez-Cabeza J. A., Ruiz-Fernández A. C.** <sup>210</sup>Pb sediment radiochronology: an integrated formulation and classification of dating models // *Geochim. et Cosmochim. Acta*. – 2012. – Vol. 82. – P. 183–200.

45. **The record** of atmospheric deposition on a Rainwater-Dependent Peatland / R. S. Clymo, F. Oldfield, P. G. Appleby, et al. // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. – Series B. Biological. Palaeolimnology and Lake Acidification* – Vol. 327, no. 1240. – P. 331–338.

## REFERENCES

1. Efremova T.T., Sukhorukov F.V., Efremov S.P., et al. [Accumulation of <sup>137</sup>Cs in peatbogs on the Ob and Tom' river interfluves]. *Pochvovedeniye – Eurasian Soil Science*, 2002, no. 1, pp. 100–107. (In Russ.).

2. Melgunov M.S., Gavshin V.M., Sukhorukov F.V., et al. [Anomalies of radioactivity in the south coast of Lake Issyk-Kul (Kyrgyzstan)]. *Khimiya v interesakh us-toichivogo razvitiya*, 2003, vol. 11, no. 6, pp. 869–880. (In Russ.).

3. Ivanov K.E., Novikov S.M., eds. *Bolota Zapadnoy Sibiri, ikh stroeniye i gidrologicheskiy rezhim* [Bogs in Western Siberia. Their structure and hydrology]. Leningrad, Gidrometeoizdat Publ., 1976. 500 p. (In Russ.).

4. *Vserossiyskiy nauchno-issledovatel'skiy institut gidrometeorologicheskoy informatsii – Mirovoy tsentr dannykh* [All Russian Scientific-Research Institute of Hydrometeorological Information-World Data Centre]. Available at: <http://aisori.meteo.ru/ClimateR> (access date: 11.05.2020). (In Russ.).

5. Leonova G.A., Maltsev A.E., Badmaeva Zh.O., et al. [Geoecological assessment of the degree of anthropogenic pollution by heavy metals of the ecosystems of the upper mires of the forest-steppe zone of Western Siberia]. *Ekologiya promyshlennogo proizvodstva – Industrial Ecology*, 2018, iss. 2 (102), pp. 64–73. (In Russ.).

6. Kabata-Pendias A., Pendias H. *Mikroelementy v pochvakh i rasteniyakh* [Trace elements in soils and plants]. Moscow, Mir Publ., 1989. 439 p. (In Russ.).

7. Shevchenko V.P., Aliev R.A., Kuznetsov O.L., et al. [Record of the heavy metals and radionuclides flow from the atmosphere in bog deposits of Karelia]. *Vodnyye i nazemnyye ekosistemy: problemy i perspektivy issledovaniya: mater. Vseros. konf.* [Aquatic and aerial ecosystems: problems and research prospects: material of All-Russian conference]. Vologda, 2008, pp. 168–171. (In Russ.).

8. Linnik V.G. *Landshaftnaya differentsiatsiya tekhnogennykh radionuklidov* [Landscape differentiation of



technogenic radionuclides]. Moscow, RAS Publ., 2018. 372 p. (In Russ.).

9. Lisitsyn V.G. [Matter and energy fluxes in the outer and inner spheres of the Earth]. *Globalnyye izmeneniya prirodnoy sredy* [Global changes of Natural Environment]. Novosibirsk, SB RAS Publ, Geo branch, 2001, pp. 163–248. (In Russ.).

10. Mezina K.A., Melgunov M.S. [Peculiarities of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  input in various landscape zones of the south of Western Siberia]. *Stroeniye litosfery i geodinamika: materialy 28 Vserossiyskoy molodezhnoy konf.* [Lithospheric structure and Geodynamics: materials of 28<sup>th</sup> All Russian Youth Conference]. Irkutsk, Institute of the Earth's Crust Publ., 2019, pp. 108–109. (In Russ.).

11. Noskova L.M., Shuktomova I.I. [Comparative evaluation of  $^{238}\text{U}$  and  $^{226}\text{Ra}$  absorption by herbaceous and woody vegetation under conditions of technogenic pollution]. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya – Radiation Biology. Radioecology*, 2010, vol. 50, no. 6, pp. 642–648. (In Russ.).

12. Orlova L.A., Volkova V.S. *Golotsen Baraby (stratigrafiya i radiouglerodnaya khronologiya)* [The Baraba region in the Holocene: stratigraphy and radiocarbon chronology]. Novosibirsk, Nauka Publ., 1990. 125 p. (In Russ.).

13. Preys Yu.I., Bobrov V.A., Budashkina V.V., et al. [Estimation of mineral matter fluxes by properties of peat deposits of the Bakchar bog (southern taiga of Western Siberia)]. *Izvestiya Tomskogo politekhnicheskogo universiteta – Bulletin of the Tomsk Polytechnic University*, 2010, vol. 316, no. 1, pp. 47–43. (In Russ.).

14. Preys Yu.I., Bobrov V.A., Sorokovenko O.P. [Features of recent mineral substance accumulation in oligotrophic bogs of the south of the forest zone in Western Siberia]. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya – Tomsk State University Journal of Biology*, 2010, vol. 336, pp. 204–210. (In Russ.).

15. Bobrov V.A., Budashkina V.V., Melgunov M.S., et al. [Natural and technogenic radioisotopes and microelements in the section of peat accumulation of the Dulikha peat bog (Cisbaikalia): retrodictions of atmospheric inputs of mineral matter]. *Geologiya i mineralno-syryevye resursy Sibiri – Geology and Mineral Resources of Siberia*, 2019, no. 2 (38), pp. 93–102 (In Russ.).

16. Rikhvanov L.P. *Radioaktivnye elementy v okruzhayushchey srede i problemy radioekologii* [Radioactive elements in environment and problems of radioecology]. Tomsk, STT Publ., 2009. 430 p. (In Russ.).

17. Sapozhnikov Yu.A., Aliev R.A., Kalmykov S.N. *Radioaktivnost okruzhayushchey sredy* [Radioactivity of environment]. Moscow, BINOM. Laboratoriya Znaniya Publ., 2006. 276 p. (In Russ.).

18. Gavshin V.M., Bobrov V.A., Sukhorukov F.V., et al. Fractionation of chemical elements in the atmosphere of Western Siberia: evidence from an ombrotrophic peat bog. *Doklady Earth's Sciences*, 2004, vol. 396, no. 5, pp. 668–671.

19. Stepanova V.A., Volkova I.I. [Genesis features of the Nikolaevka ryam in the forest-steppe of Western

Siberia]. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya – Tomsk State University Journal of Biology*, 2017, no. 40, pp. 202–223. (In Russ.).

20. Aleksakhin R.M., Arkhipov N.P., Barkhudarov R.M., et al. *Tyazhelye estestvennye radionuklidy v biosfere: migratsiya i biologicheskoe deistviye na populyatsii i biogeotsenozy* [Heavy natural radionuclides in the biosphere: migration and biological impact on populations and biogeocenoses]. Moscow, Nauka Publ., 1990. 368.p. (in Russ.).

21. Khotinsky N.A. [On the position of boundary between forest and steppe in Western Siberia during the Middle and Late Holocene]. *Pochvovedeniye – Soviet Soil Science*, 1970, no. 6, pp. 40–47. (In Russ.).

22. Aba A., Al-Dousari A. M., Ismaeel A. Depositional characteristics of  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in Kuwaiti dust. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2016, no. 307, pp. 15–23.

23. Appleby P.G. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. *Tracking environmental change using lake sediments*. Springer, Dordrecht, 2002, pp. 171–203.

24. Appleby P.G., Oldfield F. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to the sediment // *Catena*. – 1978. – Vol. 5, no. 1. – P. 1–8.

25. Appleby P.G., Shotyk W., Fankhauser A. Lead-210 age dating of three peat cores in the Jura Mountains, Switzerland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997, vol. 100, no. 3–4, pp. 223–231.

26. Alonso-Hernandez C.M., Morera-Gomez Ya., Cartas-Aguila H., Guillen-Arruebarrena H.A. Atmospheric deposition patterns of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^7\text{Be}$  in Cienfuegos, Cuba. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014, vol. 138, pp. 149–155.

27. Baskaran M., Shaw G.E. Residence time of arctic haze aerosols using the concentrations and activity ratios of  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^7\text{Be}$ . *Journal of Aerosol Science*, 2001, vol. 32, pp. 443–452.

28. Holynska B., Ostachowicz B., Ostachowicz J., et al. Characterisation of  $^{210}\text{Pb}$  dated peat core by various X-ray fluorescence techniques. *Science of the total Environment*, 1998, vol. 218, no. 2–3, pp. 239–248.

29. Clymo R.S. The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 1984, Series B, vol. 303, pp. 605–654.

30. Gavshin V.M., Melgunov M.S., Sukhorukov F.V., et al. Disequilibrium between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2005, no. 83, pp. 61–74.

31. El-Daoushy F., Tolonen K., Rosenberg R. Lead 210 and moss-increment dating of two Finnish Sphagnum hummocks. *Nature*, 1982, vol. 296 (5856), pp. 429–431.

32. Melgunov M.S., Pokhilenko N.P., Strakhovenko V.D., et al. Fallout traces of the Fukushima NPP accident in southern West Siberia (Novosibirsk, Russia).



*Environmental Science and Pollution Research*, 2012, vol. 19, iss. 4, pp. 1323–1325.

33. Govindaraju K. Compilation of working values and sample description for 383 geostandards. *Geostandards Newsletters*, 1994, vol. 18, Sp. iss., pp. 1–158.

34. Vile M.A., Novák M.J.V., Břízová E., et al. Historical rates of atmospheric Pb deposition using  $^{210}\text{Pb}$  dated peat cores: Corroboration, computation, and interpretation. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, vol. 79, iss. 1–4, pp. 89–106.

35. Khazin L.B., Khazina I.V., Krivonogov S.K., et al. Holocene climate changes in southern West Siberia based on ostracod analysis. *Russian Geology and Geophysics*, 2016, vol. 57, no. 4, pp. 574–585.

36. Lal D., Malhotra P. K., Peters B. On the production of radioisotopes in the atmosphere by cosmic radiation and their application to meteorology. *Journal of Atmospheric and Terrestrial Physics*, 1958, vol. 12, no. 4, pp. 306–328.

37. Markose P.M., Bhat I.S., Pillai K.C. Some characteristics of  $^{226}\text{Ra}$  transfer from soil and uranium mill tailings to plants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1993, vol. 21, iss. 2, pp. 131–142.

38. Melgunov M.S., Mezina K.A., Sherbov B.L., et al. Pb-210, Be-7 and Cs-137 in lichens, mosses and pine needles of the south of Western Siberia. *Book of abstracts seventh International conference on radiation in various fields of research (RAD 2019)*, Herceg Novi, Montenegro. RAD Centre, 2019, p. 423.

39. Appleby P.G., Oldfield F., Cambay R.S., et al.  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239}\text{Pu}$  profiles in ombrotrophic peat. *Oikos*, 1979, vol. 33, iss. 1, pp. 40–45.

40. Persson. B.R.R., Holm E.  $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ , and  $^{210}\text{Po}$  in the surface air from the Arctic to Antarctica. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014, no. 138, pp. 364–374.

41. Melgunov M.S., Mezina K.A., Sherbov B.L., et al. Radioactive elements in atmospheric precipitations of the Western Siberia. *E3S Web of Conferences*, 2019. 98.10003.

42. Gauthier-Lafaye F., Pourcelot L., Eikenberg J., et al. Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia). *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008, vol. 99(4), pp. 680–693.

43. Bao K., Xia W., Lu X., Wang G. Recent atmospheric lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog of Great Hinggan Mountains, Northeast China, from  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  dating. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2010, vol. 101, iss. 9, pp. 773–779.

44. Sanchez-Cabeza J.A., Ruiz-Fernández A.C.  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: an integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 2012, vol. 82, pp. 183–200.

45. Clymo R.S., Oldfield F., Appleby P.G., et al. The record of atmospheric deposition on a Rainwater-Dependent Peatland. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological. Palaeolimnology and Lake Acidification*, 1990, vol. 327, no. 1240, pp. 331–338.

© Г. А. Леонова, М. С. Мельгунов, К. А. Мезина,  
А. Е. Мальцев, Ю. И. Прейс, 2021