

УДК 581.5+577.391

## Мохообразные как фактор миграции $^{137}\text{Cs}$ в лесных экосистемах

В.А.СОБЧЕНКО, О.М.ХРАМЧЕНКОВА, А.Н.ПЕРЕВОЛОЦКИЙ

Основным дозообразующим нуклидом в регионах Беларуси, пострадавших от аварии на ЧАЭС, является  $^{137}\text{Cs}$ . Его вклад в дозу внутреннего облучения населения, проживающего на загрязненных территориях, оценивается величиной 90–95% [1]. Существенным фактором алиментарного поступления нуклида в организм человека являются “дары леса”, среди которых важное значение имеют лесные ягоды – 54–65% населения регулярно употребляют в пищу лесные ягоды местного произрастания [2].

Существенная роль в процессах первичной аккумуляции радионуклидов аэрального выпадения в лесных фитоценозах принадлежит мохообразным. Это связано с рядом экологических и морфологических особенностей мхов: широким ареалом распространения, видовым разнообразием, медленным нарастанием и отмиранием биомассы, большой сорбционной емкостью и способностью прочно фиксировать выпавшие радиоактивные вещества. На степень доступности сорбированного  $^{137}\text{Cs}$  для минерального питания растений существенное влияние оказывает режим увлажнения почвы [3], одним из факторов которого является вододерживающее влияние таких мохообразных как *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum polysetum* Sw., *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. и др.

Целью настоящей работы являлся радиоэкологический анализ сопряженности процессов накопления  $^{137}\text{Cs}$  лесными ягодами и аккумуляции нуклида мохообразными, приуроченными к экотопам произрастания ягодников.

Были проанализированы результаты спектрометрических исследований проб лесных ягод Гомельского ПЛХО и Гомельского филиала НИКИ радиационной медицины и эндокринологии 1987-1996 годов по всем районам Гомельской области. Измерения проводились на стационарной гамма-спектрометрической установке со сцинтилляционным блоком детектирования типа БДЭГ 2-39 в свинцовой защите и многоканальным анализатором импульсов типа LP-4900В. Нижняя граница диапазона измерения удельной активности составляла 3 Бк/кг. Статистическая обработка полученных данных была выполнена с использованием стандартного пакета Statistica for Windows версия 4.5.

Результаты статистической обработки полученных данных приведены в таблице 1.

Таблица 1

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в лесных ягодах Гомельской области, Бк/кг

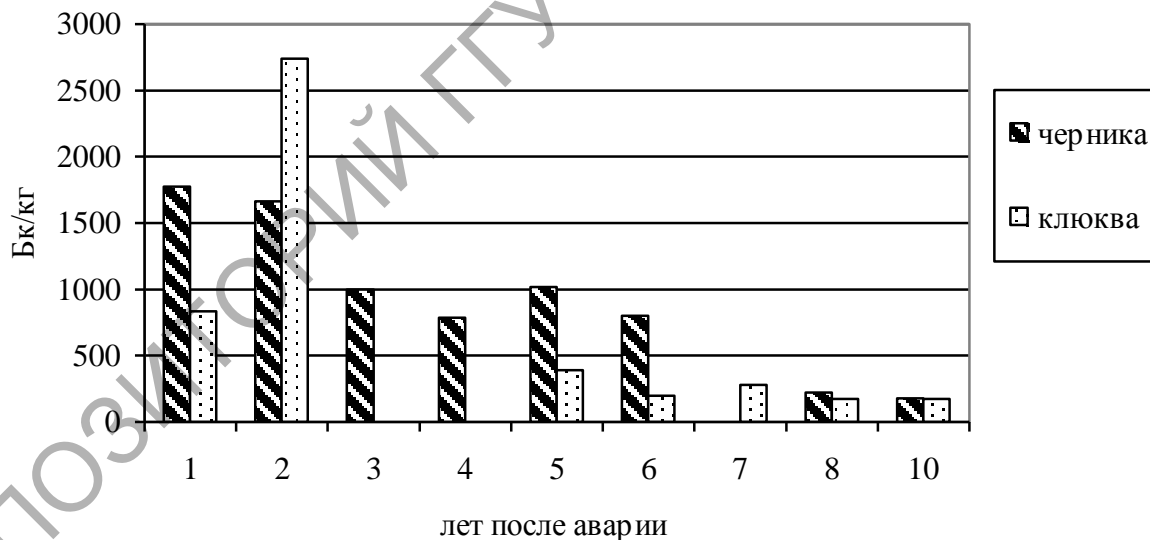
| Год исследования | Среднее содержание | Min | Max    | Интерквартильный размах |
|------------------|--------------------|-----|--------|-------------------------|
| 1                | 2                  | 3   | 4      | 5                       |
| черника          |                    |     |        |                         |
| 1987             | 13389 ± 10593      | 171 | 891700 | 1441                    |
| 1988             | 9501 ± 4991        | 292 | 111370 | 1917                    |
| 1989             | 2039 ± 1105        | 192 | 15207  | 659                     |
| 1990             | 1649 ± 796         | 76  | 9472   | 810                     |
| 1991             | 924 ± 108          | 130 | 1776   | 653                     |
| 1992             | 1204 ± 293         | 452 | 3252   | 809                     |
| 1994             | 903 ± 159          | 26  | 9620   | 230                     |
| 1996             | 412 ± 33           | 5   | 9837   | 309                     |

| 1      | 2          | 3   | 4     | 5     |
|--------|------------|-----|-------|-------|
| клюква |            |     |       |       |
| 1987   | 1718 ± 372 | 108 | 14504 | 467   |
| 1988   | 6818 ± 33  | 233 | 22015 | 15873 |
| 1991   | 293 ± 76   | 92  | 1446  | 284   |
| 1992   | 250 ± 24   | 5   | 1153  | 188   |
| 1993   | 292 ± 22   | 225 | 355   | 57    |
| 1994   | 185 ± 11   | 133 | 244   | 33    |
| 1996   | 246 ± 32   | 11  | 4101  | 193   |

Существенное снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в лесных ягодах может объясняться закономерностями почвенной химии нуклида, являющимися причиной снижения доступности нуклида для корневого питания растений. Лесные ягоды долго остаются загрязнёнными и продолжают играть существенную роль в формировании дозы внутреннего облучения населения, проживающего на загрязнённых и сопредельных с ними территориях. Не исключена возможность несанкционированного сбора лесных ягод на загрязнённых территориях с последующим их использованием и продажей в чистых регионах.

Обращает на себя внимание снижение величины интерквартильного размаха, что, по-видимому, отражает процессы временной унификации механизмов миграции  $^{137}\text{Cs}$  в звене почва-растения. Динамика медианного содержания цезия-137 в чернике и клюкве представлена на рис. 1.

Рис. 1. Динамика медианных значений содержания радиоцезия в лесных ягодах



Представленные на рисунке данные характеризуются (с коэффициентом корреляции 0.64 – 0.91) экспоненциальными зависимостями вида:  $y = 403.4 + 2549 \cdot e^{-x/6.65}$  для черники и  $y = 453.9 + 1942 \cdot e^{-x/7.33}$  для клюквы, где  $y$  – медианное содержание нуклида, Бк/кг;  $x$  – количество лет после аварии, лет с периодами полуснижения 4.6 и 5.1 года соответственно. Полученные периоды полуснижения экспонент примерно соответствуют скорости почвенной фиксации аварийного  $^{137}\text{Cs}$  (3.5 – 3.8 года) [4]. При построении двухэкспоненциальной зависимости динамики медианного содержания нуклида в лесных ягодах были получены выражения вида:  $y = 540.8e^{-x/4.57} + 1740.7e^{-x/4.60}$  для черники и

$y = 666.8e^{-x/4.20} + 924.5e^{-x/4.27}$  для клюквы. Периоды полуснижения экспонент составили 3.17 и 3.19 для черники и 2.91 и 2.96 лет для клюквы. По видимому, первая экспонента (со вкладом 23,7 % для черники и 41,9 % для клюквы) описывает поступление в ягоды нуклида из хорошо растворимой фракции выпадений, тогда как вторая экспонента (76,3 % и 58,1 % вклада соответственно) характеризует процессы деструкции частиц топливной матрицы и одновременно протекающей сорбции высвобождающегося  $^{137}\text{Cs}$  почвенно-поглощающим комплексом.

Для выяснения региональных особенностей содержания нуклида в дикорастущих ягодах все данные были сгруппированы по признаку административного деления области с учетом географии выпадений Чернобыльской аварии. Так, группа южных районов включает в себя Брагинский, Наровлянский и Хойникский, к северным отнесены Буда-Кошелевский, Ветковский, Добрушский, Кормянский и Чечерский, остальные районы области отнесены к “чистым” районам. Результаты исследований приведены в таблице 2.

Таблица 2

Удельная активность дикорастущих ягод различных зон загрязнения Чернобыльской аварии, Бк/кг

| Год             | медиана | min   | max    | интерквартильный размах |
|-----------------|---------|-------|--------|-------------------------|
| <b>ЧЕРНИКА</b>  |         |       |        |                         |
| “Чистые” районы |         |       |        |                         |
| 1987            | 836,2   | 3,0   | 35520  | 945,7                   |
| 1990            | 92,5    | 85,1  | 1221,0 | 194,3                   |
| 1991            | 386,7   | 129,5 | 1110,0 | 266,4                   |
| 1992            | 803,0   | 452,0 | 3252,0 | 809,0                   |
| 1996            | 116,0   | 10,5  | 2236,6 | 171,1                   |
| Северные районы |         |       |        |                         |
| 1987            | 1813,8  | 384,8 | 36408  | 1184,0                  |
| 1988            | 1517,0  | 292,3 | 111370 | 1737,1                  |
| 1989            | 92,5    | 92,5  | 625,3  | 532,8                   |
| 1996            | 457,0   | 10,6  | 4361,0 | 752,3                   |
| Южные районы    |         |       |        |                         |
| 1989            | 529,1   | 92,5  | 1576,2 | 806,6                   |
| 1990            | 92,5    | 75,5  | 1561,4 | 658,6                   |
| 1991            | 1043,4  | 92,5  | 1776,0 | 407,0                   |
| 1996            | 420     | 4,8   | 9837,0 | 447,0                   |
| <b>КЛЮКВА</b>   |         |       |        |                         |
| “Чистые” районы |         |       |        |                         |
| 1987            | 726,6   | 107,4 | 2072,0 | 468,5                   |
| 1988            | 592,0   | 518,0 | 2738,0 | 407,0                   |
| 1991            | 390,0   | 92,1  | 446,0  | 284,2                   |
| 1992            | 202,2   | 4,7   | 1153,0 | 187,8                   |
| 1993            | 287,2   | 225,4 | 354,6  | 56,6                    |
| 1994            | 174,3   | 92,5  | 244,2  | 32,1                    |
| 1996            | 200,5   | 10,5  | 1588,0 | 174,6                   |
| Северные районы |         |       |        |                         |
| 1986            | 5494,5  | 703,0 | 274729 | 5994,0                  |
| 1987            | 3096,9  | 92,5  | 14504  | 6650,8                  |
| 1988            | 3453,1  | 68,5  | 22015  | 6700,7                  |
| 1996            | 415,2   | 186   | 4101   | 680,8                   |

Медиана удельной активности дикорастущих ягод, произраставших в северных районах в 1987–1988 гг., в 2–4 раза больше таковой для южных и чистых районов, что связано с физико-химическими особенностями выпадений. Северная зона загрязнения была сформирована аэрозольной конденсационной компонентой выпадений [4]. Содержание доступных для корневого питания растений форм радиоцезия в выпадениях северного следа было в 1.5–3 раза выше, чем в южных районах.

Снижение медианных значений удельной активности ягод черники за исследуемый период связано с сорбционными процессами  $^{137}\text{Cs}$  в лесной подстилке и почве, миграцией нуклида по вертикальному профилю почвы. Для ягод клюквы снижение медианной удельной активности ягод можно объяснить более интенсивной миграцией  $^{137}\text{Cs}$  за пределы корнеобитаемого слоя в болотных почвах по сравнению с таковой в лесной подстилке и почвах сосняков черничных и сосняков мшистых.

Необходимо отметить, что даже минимальные значения удельной активности ягод изучаемых видов по ряду лет выше РДУ (185 Бк/кг), а значение медианы для условно чистых районов стало соответствовать нормативам только к 1994–96 гг., хотя по-прежнему даже в условно чистых районах встречаются значения удельной активности на уровне 1 кБк/кг и более.

Степень доступности сорбированного  $^{137}\text{Cs}$  для минерального питания растений и уровни накопления радионуклида недревесной продукцией леса, в том числе и дикорастущими ягодами, зависят не только и не столько от плотности загрязнения территории, но и от ряда эдафических и экологических факторов: условий произрастания, физико-химических форм выпадений, биологических особенностей изучаемых растений, состава сопутствующего им напочвенного покрова и др. Существенное влияние на миграционную доступность  $^{137}\text{Cs}$  оказывает режим увлажнения почвы [3], что особенно актуально для видов *Vaccinium myrtillus* L. и *Oxycoccus palustris* Pers., произрастающих в местах с избыточным увлажнением почв. К числу факторов увлажнения почв, по-видимому, следует отнести вклад мохообразных (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum polysetum* Sw., *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G., различных видов из рода *Sphagnum* L. и др).

Рядом авторов показано, что мхи способны накапливать и удерживать в своих тканях повышенное по сравнению с травянистыми растениями количества радионуклидов [5–7]. Вследствие длительной консервации значительной части ежегодного прироста мохового покрова и слабого использования его в пищу организмами различных трофических уровней мхи могут служить местом накопления и захоронения радионуклидов [8].

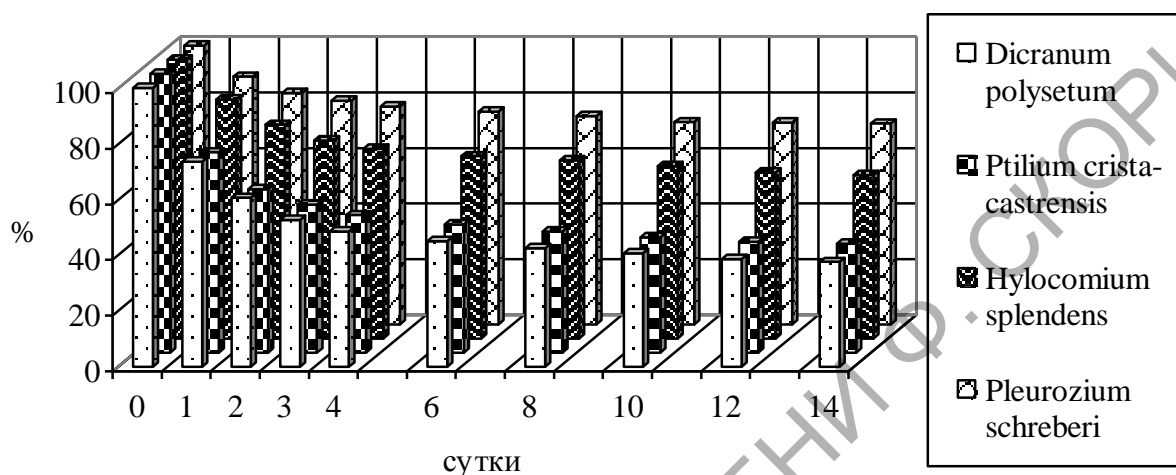
У наиболее распространенных видов мохообразных наблюдается взаимозависимость показателей встречаемости с *Vaccinium myrtillus* L. и *Oxycoccus palustris* Pers.. Так, по данным [9] величина распределения трансформированного коэффициента Дайса основных представителей мохообразных для черники и клюквы составляет 0,81 – 1,00 и 0,61 – 0,80 соответственно.

Для выяснения механизмов сорбции и десорбции  $^{137}\text{Cs}$  мохообразными были выполнены модельные лабораторные исследования. Образцы мхов *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum polysetum* Sw., *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. и *Ptilium crista-castrensis* (Hedw.) De Not. были отобраны на территории Чечерского района Гомельской области в зоне загрязнения свыше 1480 кБк/м<sup>2</sup>. Удельная активность отобранных проб составляла 28020±433, 62530±1840, 22260±550 и 83490±1150 Бк/кг сухой массы соответственно. Для опыта были взяты навески массой 20г воздушно-сухой пробы мхов каждого вида. Пробы были помещены в сосуды, наполненные дистиллированной водой (pH=5,5), исключающие возможность испарения воды. С учетом того, что мохообразные в воздушно-сухом состоянии способны поглотить 3–5 собственных масс воды, первоначальный её объем составил 1100мл, в дальнейшем при смене воды её объем составлял 1000мл. Так как для установления равновесия в системе “мох-вода” достаточно 13 суток [5], смена воды в сосудах производилась на 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 12 и 14 сутки после начала опыта. Абсолютное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в пробах мхов рассчитывалась по содержанию нуклида в воде. Измерения производились на гамма-радиометре МКС-1311 (EL-1311) с детектором “Фосвич” (кристалл CsI(Tl) 152x40 мм) 1024

канала, диапазон измерений 10-10<sup>5</sup> Бк/кг и гамма-спектрометре “Прогресс-гамма” с детектором БДЭГ 3-1 (кристалл NaI(Tl) 76x76 мм) 2048 каналов, диапазон измерений 4-10<sup>6</sup> Бк/кг.

Анализ полученных данных показал, что наиболее прочно удерживает <sup>137</sup>Cs *Pleurozium schreberi* – после установления равновесия в системе в пробах растений содержалось более 70 % начальной активности нуклида (рис 2).

Рис.2. Динамика водной десорбции цезия-137 из различных видов МХОВ



Динамика снижения содержания <sup>137</sup>Cs в пробах *Pleurozium schreberi* характеризовалась экспоненциальной зависимостью вида  $y = a + be^{(-x/c)}$ . Для *Dicranum polysetum*, *Hylocomium splendens* и *Ptilium crista-castrensis* были получены выражения вида  $y = a + be^{(-x/c)}$  и  $y = ae^{(-x/b)} + ce^{(-x/d)}$  (табл. 3).

Таблица 3  
Эмпирические коэффициенты экспоненциальных зависимостей водной десорбции <sup>137</sup>Cs из различных видов мхов

| Вид                              | $y = a + be^{(-x/c)}$ |       |      | $y = ae^{(-x/b)} + ce^{(-x/d)}$ |      |       |       |
|----------------------------------|-----------------------|-------|------|---------------------------------|------|-------|-------|
|                                  | a                     | b     | c    | a                               | b    | c     | d     |
| <i>Dicranum polysetum</i>        | 40.07                 | 52.15 | 2.20 | 50,37                           | 1,42 | 49,90 | 47,61 |
| <i>Ptilium crista-castrensis</i> | 41.19                 | 46.74 | 2.23 | 47,89                           | 1,18 | 52,53 | 42,62 |
| <i>Hylocomium splendens</i>      | 61.12                 | 36.39 | 2.45 | 35,20                           | 1,29 | 70,70 | 72,83 |
| <i>Pleurozium schreberi</i>      | 73.03                 | 22.06 | 2.77 | —                               | —    | —     | —     |

Коэффициенты экспоненциальных зависимостей для *Dicranum polysetum* и *Ptilium crista-castrensis* практически одинаковы, что свидетельствует о близких значениях периодов полуснижения соответствующих экспонент. Промежуточное положение по скорости и доле водной десорбции <sup>137</sup>Cs занимает *Hylocomium splendens* – по окончании опыта в пробах растений содержалось около 58 % начального количества нуклида, у *Dicranum polysetum* и *Ptilium crista-castrensis* соответственно 38 % и 39 %.

Полученные данные по мохообразным зоны загрязнения аварии на ЧАЭС хорошо согласуются с данными опытов по искусственному насыщению мхов <sup>137</sup>Cs и последующему водному вымыванию нуклида [5], что свидетельствует о наличии единого механизма сорбции-десорбции нуклида мохообразными, независимо от способа его поступления.

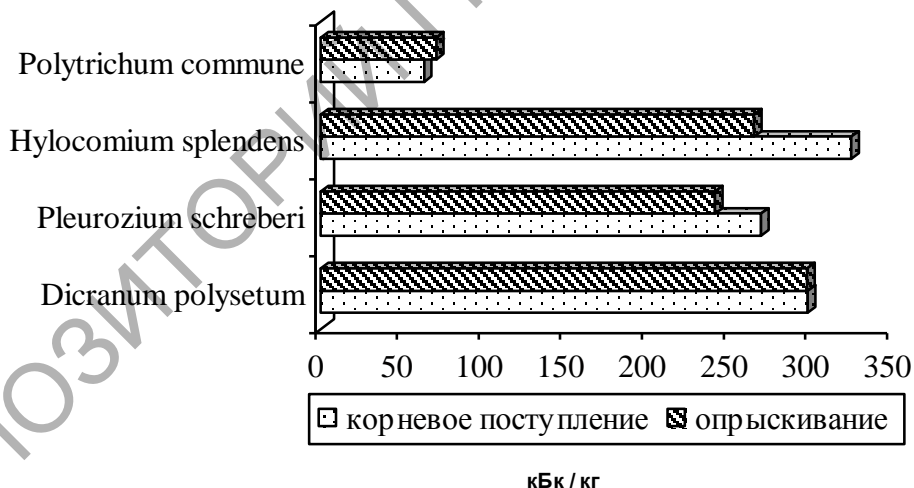
Таким образом, скорости водной десорбции <sup>137</sup>Cs из различных видов мхов видоспецифичны, а скорость выведения нуклида из мохового покрова лесных экосистем зависит от

темпов нарастания и отмирания бриомассы. Калиефильность мохообразных [5,8] в сочетании с их способностью аккумулировать влагу и, тем самым, препятствовать процессам почвенной фиксации  $^{137}\text{Cs}$ , в сочетании с низкой скоростью вертикальной миграции нуклида по почвенному профилю, по-видимому, являются причинами высокого по сравнению с высшими сосудистыми растениями содержания радиоцезия в моховой растительности зон загрязнения Чернобыльской аварии.

Следующий опыт был посвящен изучению особенностей накопления  $^{137}\text{Cs}$  различными видами мхов в зависимости от способа внесения радионуклида. В относительно чистых от радиоактивного загрязнения лесных фитоценозах были взяты образцы наиболее распространенных в данных условиях мхов – *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum polysetum* Sw., *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G., *Polytrichum commune* Hedw.. Начальное содержание  $^{137}\text{Cs}$  соответственно составило  $1380 \pm 212$ ,  $3000 \pm 104$ ,  $797 \pm 95$  и  $24 \pm 2$  Бк/кг воздушно сухой массы. Пробы каждого вида разделялись на две части и размещались в двух полиэтиленовых ящиках  $35 \times 55 \times 23$  см так, что каждый вид занимал приблизительно одинаковую площадь. В первый ящик по стенкам, исключая попадание на мхи, заливался стандартный радиоактивный раствор  $^{137}\text{Cs}$  суммарной активностью 60000 Бк и объемом 1,5 л ( $\text{pH} = 5,5$ ). Во втором ящике мхи содержались на дистиллированной воде, а раствор  $^{137}\text{Cs}$  равномерно распылялся порциями по 150 мл. Активность каждой порции радиоактивного раствора составляла 10000 Бк, обработка производилась каждые 5 дней, суммарно внесенная активность во втором ящике также составила 60000 Бк. После последней обработки до окончания опыта для установления равновесия в системе “мох-раствор” выдержано 15 суток. В обеих ёмкостях поддерживался постоянный объем раствора на уровне 1/3 погружения мхов. По окончании опыта мхи располагались над раствором, так, чтобы его остатки полностью стекли с поверхности образцов. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в пробах мхов определяли после достижения воздушно-сухого состояния образцов.

Результаты исследований представлены на рис. 3.

Рис. 3. Содержание цезия-137 в различных видах мхов в зависимости от пути поступления нуклида



У *Dicranum polysetum* ризоидная и листовая части стебля равномерно распределены по всей его длине, поэтому отличий накопления  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от пути поступления нуклида не обнаружено. У *Polytrichum commune* “корневое” питание осуществляется небольшой ризоидной областью в нижней части стебля, по сравнению с которой листовая часть на побеге выглядит более значительно. Кроме того, особенности строения листа препятствуют стеканию жидкости и повышает время контакта раствора [10] с поверхностью листовой пластинки, что также увеличивает роль внекорневого поступления радионуклида. *Pleurozium schreberi* и *Hylocomium splendens* не обладают структурами, препятствующими стеканию жидкости с листьев, а роль основной поглощающей поверхности играет

ризоидальная часть растения, сопряженная с отмирающими участками стебля. В природных условиях накопление минеральных веществ мохообразными происходит из природных растворов, накопившихся и удерживаемых в нижней части дерновинки. Существенную роль играет не путь поступления, а поверхность и время контакта растения с раствором.

Мохообразные и ягодники приурочены к определённым лесным экотопам. Высокое значение индекса Дайса листостебельных мхов и ягодных кустарников семейства *Vacciniaceae* свидетельствует о высокой их встречаемости. Сопряженность миграционных процессов в цепи почва – лесная подстилка – мохообразные – высшие растения является ключевым звеном поступления  $^{137}\text{Cs}$  на трофический уровень организма человека. Мохообразные, обладающие рядом специфических свойств, являются фактором, влияющим на подвижность нуклида в звене лесная подстилка – лесные ягоды, а следовательно, и на формирование дозы внутреннего облучения населения, проживающего на загрязнённых и сопредельных с ними территориях.

Прогноз содержания  $^{137}\text{Cs}$  в “дарах леса” должен опираться на геоботанический анализ условий произрастания ягодников, а не только на данные о плотности загрязнения почв и усреднённых коэффициентах перехода нуклида в недревесную продукцию леса.

### Abstract

V.A.Sobchenko, O.M. Hramchenkova, A.N Perevolotsky. Mosses As Factor Of  $^{137}\text{Cs}$  Migration In Forest Ecosystems // Proc. Gomel State Univ., 4 Biology (2001)

It was analysed the  $^{137}\text{Cs}$  devoted content in the different forest berries. We studied the different moss species influence on the radionuclide entrance into the forest berries. We studied the dynamic of  $^{137}\text{Cs}$  inference from 4 moss species, which had been taken in the contamination zone more then  $1480 \text{ kBq/m}^2$ . It was shown there is one nuclide sorbtion-desorbtion mechanism in the case of artificial nuclide introduction as well as accident forest ecosystems pollution. The achievement of equilibrium time in the “moss – water solution” system was 13 days. In studying experiment with water cultivation of mosses it had shown the main role in the accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  pertains to the square of surface and time of contact the plant with radioactive solution independently on experiment conditions.

### Литература

1. Конопля Е.Ф. и др. Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси. – Мн.: ООО “Белсэкс”, 1996. – 280с.
2. Левкина Г.В. Рекреационное лесопользование в юго-западных районах Брянской области. // Лес, наука, молодежь: Материалы международной научной конференции (Гомель, 5–7 окт. 1999г.): В 2-х т. – Гомель: ИЛ НАН Б, 1999. – Т.2. – С. 40-41.
3. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 216с.
4. Бобовникова Ц.И., Махонько К.П., Сиверина А.А. Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве. // Атомная энергия. – 1991. – 71, N 5. – С. 449–454
5. Молчанова И.В., Боченина Н.В. Мхи как накопители радионуклидов. // Экология, 1980, № 3. – С. 42–47.
6. Нифонтова М.Г., В.Н. Алексащенко Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в грибах, лишайниках и мхах ближней зоны Чернобыльской АЭС. // Экология, 1992, № 3. – С. 26–30.
7. Bovard P., Grauby A. The fixation of radionuclides from atmospheric fallout in peat-bog *Sphagnum* sp., *Polytrichum* and *Myriophyllum*. – In: Radioecological concentration processes. Stockholm, 1966, p. 533-537.

8. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в мохово-торфянистых отложениях верхового болота. // Экология, 1981, № 5. – С. 86–88.
9. Ловчий Н.Ф. Экологический анализ структуры и продуктивности сосновых лесов Беларуси. – Мн.: Беларуская навука, 1999. – 263с.
10. Мейер К.И. Практический курс морфологии архегониальных растений. – М.: МГУ, 1982. – 218с.

Гомельский государственный  
университет им.Ф.Скорины

Поступило 24.10.2000

РЕПОЗИТОРИЙ ГГУ ИМЕНИ Ф. СКОРИНЫ