УДК 630.9; 551.251

ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ЭФФЕКТИВНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ПЕРИОДА ПОЛУОЧИЩЕНИЯ МОХОВОГО ПОКРОВА ОТ ^{137}Cs

А. А. Орлов, А. Б. Калиш

Полесский филиал Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого, Житомир

Проанализирована многолетняя динамика содержания ^{137}Cs в живых и мертвых частях зеленых мхов-доминант мохового яруса, а также соответствующая динамика в 0 - 2-сантиметровом слое почвы лесов автоморфных ландшафтов. Выявлено, что для всех проанализированных видов мхов было характерным уменьшение удельной активности ^{137}Cs в живой части и увеличение в мертвой. Рассчитана продолжительность эффективного экологического периода полуочищения мохового покрова от ^{137}Cs; она варьировала от 24 лет у Pleurozium schreberi, 23,5 года у Hylocomium splendens до 18 лет у Dicranum polysetum. Биологический период полуочищения у этих видов был существенно длиннее – 117,4, 106,3 и 44,6 года соответственно.

Моховой покров, состоящий из зеленых мхов, является важным компонентом экосистем хвойных лесов автоморфных ландшафтов в Полесье Украины [11]. Лесные экосистемы Полесья с хорошо выраженным зеленомошным ярусом наиболее распространены в четырех эдатопах: свежих борах (A_2) и свежих суборях (B_2), формируя ценозы сосняков зеленомошных, а также во влажных борах (A_3) и влажных суборях (B_3), образуя ценозы сосняков кустарничково-зеленомошных [7, 12]. В этих лесных экосистемах зеленые мхи не только составляют основу фитомассы напочвенного покрова (до 70 – 90 %), но и оказывают существенное влияние на динамику химических свойств почв [13, 14].

Обзор литературы. Со времени интенсивных глобальных выпадений ^{137}Cs, обусловленных испытанием ядерного оружия, до наших дней мхи привлекают внимание радиоэкологов как накопители радионуклидов [1, 2, 4 - 6, 17, 22], а также удобные тест-объекты долговременного радиоэкологического мониторинга [8, 18, 20, 21, 25]. После аварии на Чернобыльской АЭС моховой ярус лесов задержал в своей толще основное количество ^{137}Cs, перемещавшегося вниз с крон деревьев в сосняках зеленомошных; таким образом, радионуклид не сразу достиг почвы [9, 19]. Детальные исследования распределения ^{137}Cs, содержащегося в экосистеме 45-летнего соснового леса чернично-зеленомошного в эдатопе влажная суборь (B_3), показали, что активность ^{137}Cs в моховом ярусе была сравнимой с таковой, аккумулированной в древостое, – до 12 % общей активности радионуклида, удерживаемой лесной экосистемой в целом; в нем содержалось около 90 % активности ^{137}Cs живого напочвенного покрова [15]. Важнейшая роль мохового покрова в перераспределении потоков ^{137}Cs в лесных экосистемах бореальных районов подчеркивалась и позднее [24].

Анализ опубликованных данных позволил нам сделать некоторые обобщения и выделить важнейшие эколого-биологические свойства зеленых мхов, определяющие их роль в биогеохимии радионуклидов в лесных экосистемах (табл. 1).

Таким образом, исходя из специфики мхов, особую актуальность приобрели исследования, посвященные скорости очищения мохового покрова от ^{137}Cs как основе прогозного математического моделирования вертикальной миграции ^{137}Cs в почвенном покрове. В частности, шведские исследователи [22] по материалам исследований 1961 – 1973 гг. годов сделали вывод о том, что большая часть аккумулированного ^{137}Cs в моховом покрове из Pleurozium schreberi способна мигрировать из отмирающих частей мха к живым, при этом экологический период полуочищения мха от ^{137}Cs составил по их данным 4 ± 1 года. М. Г. Нифонтова [10], проанализировав динамику содержания ^{137}Cs чернобыльских выпадений в моховом покрове Сибири, определила, что длительность экологического

эффективного периода полуочищения мохового покрова от ^{137}Cs в первый послеаварийный период для эпигейных мхов составила два года, при этом было подчеркнуто, что с годами градиент удельной активности ^{137}Cs во мхах уменьшается, что удлиняет данный период в дальнейшем. Опубликованных данных относительно длительности эффективного экологического периода полуочищения мохового покрова от ^{137}Cs в отдаленный послеаварийный период нами не обнаружено. С нашей точки зрения, такие исследования особо актуальны для Полесья Украины, где значительные площади лесов загрязнены ^{137}Cs.

Таблица 1. **Эколого-биологические и радиоэкологические особенности зеленых мхов**

Свойство мохового покрова	Радиоэкологическое следствие
Значительная биомасса зеленых мхов (при доминировании ≈ 1 кг/м^2); большое отношение площади листовой поверхности к фитомассе	Аккумуляция значительной активности ^{137}Cs как на единицу массы, так и на единицу площади; полнота перехвата радиоактивных осадков
Длительное квазиравновесие массы мохового покрова в целом – годичная продукция фитомассы равна годичной потере	Относительное постоянство структуры и мощности мохового покрова
Отсутствие листового опада	Медленное поступление остатков мхов и радионуклидов в почву
Способность длительно удерживать значительные количества воды в «коврах» и «подушках»	Интенсивное поглощение радионуклидов из атмосферных осадков, а также кронового стока (ежегодно 0,0 5% валового запаса радионуклидов в экосистеме) и стволового стока (ежегодно 0,01 %)
Латеральный транспорт воды (и растворенных в ней радионуклидов)	Более равномерное распределение радионуклидов в моховом покрове и лесной экосистеме в целом
Абсолютное преобладание листового поглощения радионуклидов; очень малое поглощение радионуклидов через ризоиды; примитивная проводящая система, отсутствие сосудов	Быстрое включение ^{137}Cs в круговорот в моховом покрове, отсутствие почвенного пути поступления радионуклидов
Медленное разложение мхов (6 - 8 лет), отсутствие крупных животных, питающихся ими. Роль микроартропод и микромицетов в утилизации их остатков	Значительная мощность мохового покрова, до 40 % которого составляет отмершая часть мхов
Олиготрофность. Мхи являются К-стратегами, олигопатиентами	Перераспределение K^+ и $^{137}Cs^+$ из отмирающих частей мхов к живым
Захоронение органического опада и отпада вследствие нарастания мхов в высоту	Медленное формирование лесной подстилки
Функционирование в моховом покрове особого субцикла в круговороте радионуклидов, за пределы которого радионуклиды выходят в ограниченном количестве	Моховой покров – биогеохимический барьер на пути вертикальной миграции ^{137}Cs к лесной подстилке и почве

Объекты и методика. Исследования динамики содержания ^{137}Cs в моховом покрове автоморфных лесных ландшафтов проведены нами в Лугинском гослесхозе Житомирской области в период квазиравновесия радионуклидов в почвенно-растительном покрове лесов [16] – в 1991 - 2000 гг. Полигонами являлись средневозрастные сосновые леса черничнозеленомошные естественного происхождения, произрастающие в эдатопе влажная суборь (B_3). На каждом участке была изучено строение почвенного профиля, и выполнено полное геоботаническое описание. Среди восьми участков размером 1,0 га каждый методом сравнительной экологии был отобран наиболее типичный для данных экологических условий – постоянная пробная площадь № 15. Особенно следует подчеркнуть, что для данной пробной площади была характерной хорошая сохранность биогеоценоза вследствие

полного прекращения в 1989 г. лесохозяйственной деятельности из-за значительной плотности загрязнения почвы ^{137}Cs (по состоянию на 1991 г. – около 600 кБк/м^2). Древостой был двухъярусным. Первый ярус образует Pinus sylvestris L. возрастом 45 лет, он характеризуется полнотой 0,9, средней высотой 22 м, средним диаметром 24 см. Второй ярус состоит из Betula pubescens Ehrh. 20-летнего возраста, ярус имеет полноту до 0,2. Подлесок разреженный, сомкнутостью до 0,3, преимущественно состоит из Frangula alnus Mill. Травяно-кустарничковый ярус густой, равномерный, с проективнмм покрытием 70 – 80 %. Доминирует в нем Vaccinium myrtillus L. (60 – 65 %), постоянными видами являются Vaccinium vitis-idaea L. (5 – 10 %), V. uliginosum L. (1 – 3 %), Molinia caerulea (L.) Moench (1 – 3 %), Melampyrum pratense L. (1 %). Моховой ярус сплошной, равномерный, с проективным покрытием 90 – 95 %. Содоминируют в нем Pleurozium schreberi (Brid.) Mitt. (55 – 60 %) и Dicranum polysetum Sw. (20 – 25 %), меньшее участие принимают Hylocomium splendens (Hedw.) B.S.G. (10 – 15 %) и Polytrichum commune Hedw. (5 – 10 %). Почва на пробной площади – типичная для Центрального Полесья – дерново-среднеподзолистая, супесчаная, свежая, на флювио-гляциальных песках.

В 1991 - 2000 гг. ежегодно проводился отбор образцов трех видов зеленых мхов – Pleurozium schreberi, Dicranum polysetum и Hylocomium splendens. Образцы мхов и 0 - 2-сантиметрового слоя минеральной почвы под ними отбирались с площади 500 см^2 в 3 - 5-кратной повторности. Каждый из видов мхов разделялся на две фракции – живую и мертвую части. Все образцы высушивальсь до воздушно-сухого состояния в течение 72 ч при 80 ^{0}C, взвешивальсь и размалывались, проводился также пересчет их массы на 1 м^2. Удельная активность ^{137}Cs в образцах определялась на спектроанализаторе СЕГ-01 с GeLi-детектором ДГДК-100В3. Всего было проанализировано 440 образцов фитомассы и почвы. Погрешность измерения удельной активности ^{137}Cs не превышала 10 %.

Продолжительность эффективного экологического периода полуочищения биологических объектов от радионуклидов рассчитывали по общепринятой формуле [23]

$$T_{eff} = \frac{T_{biol} \cdot T_{phys}}{T_{biol} + T_{phys}},$$

где T_{eff} – эффективный экологический период полуочищения от радионуклида, лет; T_{biol} – биологический период полуочищения, лет; T_{phys} – период полураспада радионуклида, лет. При этом период полураспада ^{137}Cs был равен 30,17 года [3].

Статистическая обработка полученных результатов проведена с использованием стандартных пакетов программ СУБД, «Statgraphics» и «Statistica».

Результаты и их обсуждение. С целью выявления динамики удельной активности ^{137}Cs в моховом покрове и подстилающем его слое почвы для каждого вида мха были рассчитаны средние значения для удельной активности ^{137}Cs в изучаемых фракциях (табл. 2).

Как следует из табл. 2, для всех видов зеленых мхов характерно снижение содержания ^{137}Cs в живых частях примерно в два раза за период 1991 - 2000 гг., однако в мертвых частях мхов за этот период происходит постепенное увеличение удельной активности ^{137}Cs. Так, у Pleurozium schreberi содержание данного радионуклида в живых частях снизилось с 41,3 в 1991 г. до 22,4 кБк/кг в 2000 г., а в мертвых частях мха произошло увеличение с 19,6 до 23,8 кБк/кг соответственно. Вследствие выщелачивания радионуклида из мохового покрова и поступления вследствие разложения отмерших остатков мхов в почве происходит постепенное увеличение удельной активности ^{137}Cs. Например, под Pleurozium schreberi содержание радионуклида увеличилось с 5,9 в 1991 г. до 8,5 кБк/кг в 2000 г. Аналогичная закономерность характерна для всех видов зеленых мхов. Следует подчеркнуть, что миграция ^{137}Cs из живой части мха к мертвой происходит быстрее, чем из последней в почву.

Для оценки интенсивности перераспределения ^{137}Cs в системе «мох – почва» нами был рассчитан коэффициент пропорциональности (КПр). Особо необходимо подчеркнуть

качественное отличие экологической сущности КПр, рассчитываемого в системе «мох – почва», от таковой коэффициента накопления (КН) для системы «сосудистое растение – почва». Несмотря на то, что в обоих случаях расчет одинаков – находится отношение удельной активности ^{137}Cs в фитомассе (Бк/кг) к удельной активности радионуклида в почве (Бк/кг), сравниваемые коэффициенты – КПр и КН – характеризуют совершенно различные явления. Значение КПр в системе «мох – почва» в основном отражает интенсивность нисходящего потока ^{137}Cs из фитомассы мха вследствие выщелачивания радионуклидов и разложения опада мха в почву, при полном отсутствии ризоидно-почвенного пути поступления радионуклида. Значение КН в системе «сосудистое растение – почва», напротив, хорошо отражает как восходящий поток ^{137}Cs, обусловленный корневым путем поступления радионуклида из почвы, так и нисходящий поток, обусловленный возвратом ^{137}Cs в почву через корневые выделения растений и разложение их опада.

Таблица 2. **Динамика коэффициентов пропорциональности удельной активности ^{137}Cs во фракциях мохового покрова и почве 0 - 2 см**

Вид мха	Год	Удельная активность ^{137}Cs, кБк/кг			КПр	
		Живая часть мха	Мертвая часть мха	Почва 0 - 2, см	Мох живой	Мох метрвый
Pleurozium schreberi	1991	41,3 ± 2,6	19,6 ± 2,6	5,9 ± 1,0	7,03	3,33
	1992	36,4 ± 2,5	20,2 ± 1,8	6,3 ± 1,0	5,74	3,19
	1993	37,7 ± 4,1	21,4 ± 1,5	6,0 ± 1,0	6,30	3,58
	1994	33,4 ± 2,0	21,1 ± 0,6	6,4 ± 0,5	5,25	3,32
	1995	33,3 ± 3,1	21,0 ± 2,3	7,0 ± 1,0	4,77	3,01
	1996	31,4 ± 2,9	21,5 ± 2,1	8,0 ± 1,2	3,91	2,67
	1997	31,4 ± 2,8	22,2 ± 1,7	6,3 ± 1,0	4,99	3,53
	1998	29,8 ± 2,8	22,50 ± 2,8	8,3 ± 0,2	3,60	2,72
	1999	25,2 ± 1,7	23,0 ± 2,5	8,4 ± 0,2	3,00	2,74
	2000	22,4 ± 2,5	23,8 ± 1,5	8,5 ± 0,8	2,63	2,79
Hylocomium splendens	1991	38,8 ± 2,9	12,9 ± 0,8	6,4 ± 0,2	6,08	2,02
	1992	35,9 ± 2,0	12,7 ± 0,4	6,1 ± 0,5	5,88	2,09
	1993	35,2 ± 4,0	16,5 ± 2,4	6,8 ± 1,5	5,15	2,41
	1994	30,9 ± 3,9	17,1 ± 1,8	7,2 ± 1,7	4,27	2,36
	1995	29,0 ± 5,6	19,8 ± 1,6	7,6 ± 1,5	3,81	2,60
	1996	24,5 ± 4,8	20,6 ± 2,8	7,5 ± 1,1	3,26	2,74
	1997	27,6 ± 3,2	21,8 ± 2,9	8,3 ± 1,3	3,35	2,64
	1998	22,5 ± 2,6	24,0 ± 1,5	8,3 ± 1,2	2,71	2,89
	1999	22,4 ± 0,9	22,2 ± 2,4	8,4 ± 1,6	2,66	2,64
	2000	20,0 ± 1,9	23,9 ± 2,9	8,5 ± 1,6	2,35	2,81
Dicranum polysetum	1991	41,8 ± 3.8	14,2 ± 0,9	6,2 ± 0,4	6,74	2,29
	1992	36,0 ± 4,2	14,6 ± 1,5	6,5 ± 0,5	5,57	2,26
	1993	35,4 ± 5,5	16,0 ± 1,8	6,3 ± 0,9	5,63	2,54
	1994	33,3 ± 1,7	16,4 ± 1,0	6,6 ± 0,8	5,05	2,48
	1995	32,0 ± 3,7	18,0 ± 1,3	6,9 ± 0,8	4,64	2,61
	1996	29,2 ± 2,5	20,2 ± 1,8	7,8 ± 0,7	3,75	2,59
	1997	29,0 ± 2,3	21,2 ± 2,4	8,1 ± 1,1	3,58	2,62
	1998	25,6 ± 1,5	25,7 ± 2,2	8,5 ± 1,7	3,03	3,04
	1999	23,2 ± 2,4	23,2 ± 2,1	8,5 ± 1,2	2,73	2,73
	2000	22,2 ± 2,2	22,4 ± 2,1	8,8 ± 1,0	2,54	2,55

Анализируя динамику знечений КПр в системе «живой мох – почва», можно сделать вывод о том, что у всех анализируемых видов зеленых мхов значения КПр с годами после аварии существенно снижается: у Pleurozium schreberi – в 2,67 раза (с 7,03 в 1991 г. до 2,63 в 2000 г.); у Hylocomium splendens – в 2,59 раза (за аналогичный период с 6,08 до 2,35); у Dicranum polysetum – в 2,65 раза (с 6,74 до 2,54 соответственно). Несколько отлична от

рассмотренной выше многолетняя динамика значений КПр в системе «мох мертвый – почва». В частности, для Pleurozium schreberi характерным было незначительное снижение значения КПр в упомянутой системе в 1991 - 2000 гг. – с 3,33 до 2,79, а для Hylocomium splendens и Dicranum polysetum – увеличение значений за аналогичный период – 2,02 - 2,81 и 2,29 - 2,55 соответственно. Такие различия КПр между видами, по-видимому, могут быть объяснены сложным взаимодейтсвием в системе «мох живой – мох мертвый – почва». Так, на величину КПр может существенно влиять различная скорость разложения остатков мхов, и, соответственно, поступление ^{137}Cs в почву; различное (в зависимости от вида) выщелачивание радионуклида из живых частей в мертвые и способность перераспределять ^{137}Cs от мертвых частей к живым.

Результаты расчетов (см. табл. 2) позволяют также рассчитать длительность эффективного экологического периода полуочищения (T_{eff}) живой части мхов от ^{137}Cs. В данном случае нами определялся период, за который удельная активность упомянутого радионуклида уменьшилась в живой части мхов в два раза. Выявлено, что длительность данного периода у живой части Dicranum polysetum составляет 10,5 года, у Pleurozium schreberi – 11,0 лет, у Hylocomium splendens – 10,2 года.

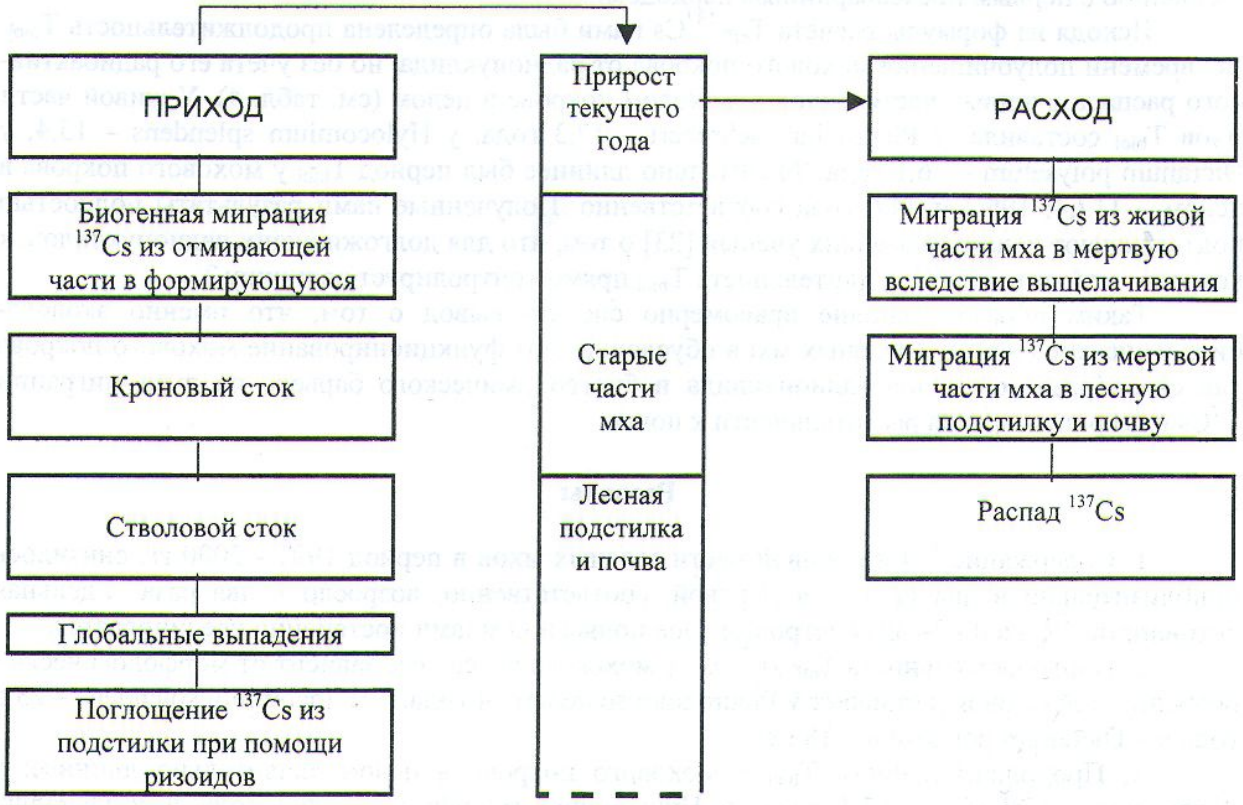
Значительно сложнее было рассчитать длительность T_{eff} от ^{137}Cs мохового яруса в целом. Как было показано выше, в данном ярусе лесной растительности одновременно происходят два противоположных процесса – уменьшение содержания ^{137}Cs в живой и увеличение в мертвой части мхов. Именно поэтому длительность T_{eff} мохового яруса в целом нами рассчитывалась как уменьшение в два раза активности данного радионуклида в моховом покрове на 1 м^2 с учетом удельной активности соответствующих фракций и соотношения их биомасс в общей фитомассе яруса. Следует подчеркнуть, что в анализируемом биогеоценозе моховой покров сформировался до 1986 г., в период, когда древостой сосны достиг 35-летнего возраста. Наши наблюдения за динамикой фитомассы мохового яруса на 1 м^2 в 1990-х годах позволяют сделать вывод о высокой стабильности последней и, что особенно важно, постоянстве соотношения массы живой и мертвой частей у анализируемых видов мхов в общей фитомассе яруса в течение периода наблюдений: у Dicranum polysetum (общая фитомасса – 1,12 ± 0,13 кг/м^2, живая часть – 69,7 ± 5,5 % общей фитомассы, мертвая часть – 30,3 ± 4,5 %); у Pleurozium schreberi (1,40 ± 0,16 кг/м^2; 55,0 ± 6,5 % и 45,0 ± 5,7 % соответственно); у Hylocomium splendens (1,22 ± 0,13 кг/м^2; 60,5 ± 7,0 % и 39,5 ± 4,2 % соответственно). Многолетняя динамика валового запаса ^{137}Cs в моховом покрове различных видов приведена в табл. 3.

Таблица 3. **Динамика активности ^{137}Cs в моховом покрове, кБк/м^2**

Год	Pleurozium schreberi			Hylocomium splendens			Dicranum polysetum		
1991	31,8	12,3	44,1	32,6	4,8	37,5	28,6	6,2	34,9
1992	28,0	12,7	40,7	28,1	5,0	33,1	26,5	6,1	32,6
1993	29,0	13,5	42,5	27,7	5,4	33,1	26,0	7,9	33,9
1994	25,7	13,3	39,0	26,0	5,6	31,6	22,8	12,6	35,4
1995	25,7	13,2	38,9	25,0	6,1	31,1	24,4	9,5	31,0
1996	24,2	13,6	37,7	22,8	6,9	29,7	18,0	9,9	38,0
1997	24,2	14,0	38,2	22,7	7,2	29,9	20,4	10,5	30,9
1998	22,9	14,2	37,1	20,0	8,7	28,7	16,6	11,6	28,2
1999	19,4	14,5	33,9	18,1	7,9	26,0	16,5	10,7	27,2
2000	17,3	15,0	32,2	17,3	7,6	24,9	14,7	11,5	26,2

Данные табл. 3 свидетельствуют о том, что активность ^{137}Cs в моховом ярусе уменьшалась значительно медленнее, чем содержание радионуклида в живой части мхов. Обусловливается это явление сложным характером миграции упомянутого радионуклида в моховом покрове и подстилающей его почве (см. рисунок).

Нами для каждого вида мхов была рассчитана зависимость активности ^{137}Cs в моховом покрове в целом от года наблюдений, при этом 1991 г. принимался за 1-й. Параметры полученных уравнений позволяют сделать вывод о том, что у всех анализируемых видов зеленых мхов данная зависимость была тесной: у Dicranum polysetum r = -0,96; p-level = 0,000; (Y = exp((10,530) + (-0,038) · X); у Pleurozium schreberi r = -0,95; p-level = 0,000; (Y = exp((10,713)+(-0,029) · X); у Hylocomium splendens r = -0,88; p-level = = 0,001; (Y = exp((10,504)+(-0,031) · X).



Блок-схема миграции ^{137}Cs в моховом покрове.

Данные уравнения позволяют рассчитать длительность T_{eff} от ^{137}Cs мохового яруса в целом. Выявлено, что в период квазиравновесия ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове лесов (1991 - 2000 гг.) длительность T_{eff} у мохового покрова, в котором доминируют различные виды зеленых мхов, существенно отличается (табл. 4).

Таблица 4. **Продолжительность T_{eff} и T_{biol} (лет) ^{137}Cs в живой части мхов и моховом покрове в целом**

Вид мха	Живая часть		Моховой покров в целом	
	T_{eff}	T_{biol}	T_{eff}	T_{biol}
Pleurozium schreberi	11,0	17,3	24,0	117,4
Dicranum polysetum	10,5	16,1	18,0	44,6
Hylocomium splendens	10,2	15,4	23,5	106,3

В частности, максимальной продолжительностью T_{eff} характеризовался моховой покров из Pleurozium schreberi – 24 года, близкой к последней была величина соответствующего показателя у Hylocomium splendens – 23,5 года. Минимальной была продолжительность T_{eff} у мохового покрова, в котором доминирует Dicranum polysetum – 18 лет. Таким образом, по нашему мнению, длительность T_{eff} наиболее существенно зависит от морфологических особенностей мохового покрова. «Ковровые» виды – Pleurozium schreberi и

Hylocomium splendens, близкие морфологически, имеют, соответственно, близкие значения T_{eff}. Dicranum polysetum, формирующий плотные «подушки» с относительно невысокой долей мертвой части мха в общей фитомассе, имеет меньшее значение T_{eff}. Сравнение полученных нами данных с результатами других исследователей относительно продолжительности T_{eff} ^{137}Cs у мхов демонстрирует справедливость вывода М. Г. Нифонтовой [10] об удлинении продолжительности T_{eff} ^{137}Cs у мхов в отдаленный послеаварийный период. При этом наши расчеты показывают, что последняя величина удлинилась на порядок по сравнению с первым послеаварийным периодом.

Исходя из формулы расчета T_{eff} ^{137}Cs нами была определена продолжительность T_{biol}, т.е. времени полуочищения мохового покрова от радионуклида, но без учета его радиоактивного распада в живых частях мхов и моховом покрове в целом (см. табл. 4). У живой части мхов T_{biol} составила: у Pleurozium schreberi – 17,3 года, у Hylocomium splendens – 15,4, у Dicranum polysetum – 16,1 года. Значительно длиннее был период T_{biol} у мохового покрова в целом – 117,4; 106,3 и 44,6 года соответственно. Полученные нами результаты полностью подтверждают данные немецких ученых [23] о том, что для долгоживущих радионуклидов, к которым относится и ^{137}Cs, длительность T_{biol} прямо контролирует величину T_{eff}.

Таким образом, вполне правомерно сделать вывод о том, что именно эколого-биологические свойства зеленых мхов обусловливают функционирование мохового покрова как своеобразного «депо» радионуклида и биогеохимического барьера на пути миграции ^{137}Cs из верхних ярусов растительности к почве.

Выводы

1. Содержание ^{137}Cs в живой части зеленых мхов в период 1991 - 2000 гг. снизилось приблизительно в два раза, а в мертвой, соответственно, возросло в два раза. Удельная активность ^{137}Cs в 0 - 2-сантиметровом слое почвы под мхами постепенно увеличивается.

2. Продолжительность T_{eff} от ^{137}Cs у мохового яруса леса зависит от морфологических особенностей мхов и составляет у Pleurozium schreberi 24 года, у Hylocomium splendens – 23,5 года и у Dicranum polysetum – 18 лет.

3. Продолжительность T_{biol} у мохового покрова в целом значительно длиннее: у Pleurozium schreberi – 117,4 года; у Hylocomium splendens – 106,3 года и у Dicranum polysetum – 44,6 года.

4. Эколого-биологические свойства мхов обусловливают функционирование мохового покрова как своеобразного «депо» радионуклида и биогеохимического барьера на пути миграции ^{137}Cs из верхних ярусов растительности к почве.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Вассер С.П., Болюх В.О., Брунь Г.О. та ін.* Накопиченя радіонуклідів споровими рослинами і вищими грибами України / Під ред. С. П. Вассера. – Київ: Ін-т ботаніки НАН України, 1995. – 130 с.
2. *Вірченко В.М., Болюх В.О.* Вміст радіонуклідів у мохах Українського Полісся // Ойкумена. – 1993. – № 2. – С. 33 - 39.
3. *Гусев Н.Г., Беляев В.А.* Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник. – Изд. 2-е, перераб. и дополнен. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 256 с.
4. *Куликов Н.В., Молчанова И.В.* Континентальная радиоэкология. Почвенные и пресноводные экосистемы. – М.-Л.: Наука, 1975. – 184 с.
5. *Куликов Н.В., Боченина Н.В., Молчанова И.В.* Особенности накопления стронция-90 и цезия-137 некоторыми видами мхов // Экология. – 1976. - № 6. – С. 82 - 85.
6. *Молчанова И.В., Боченина Н.В.* Мхи как накопители радионуклидов // Экология. – 1980. – № 3. – С. 42 - 47.
7. *Мякушко В.К.* Сосновые леса равнинной части УССР. – Київ: Наук. думка, 1978. – 256 с.
8. *Нифонтова М.Г., Куликов Н.В., Таршис Г.И., Дьяченко А.П.* Радиоэкологическое изучение природных экосистем в зоне атомных электростанций // Экология. – 1988. – № 3. – С. 40 - 45.

9. *Нифонтова М.Г., Алексашенко В.Н.* Содержание ^{90}Sr и $^{134, 137}$Cs в грибах, лишайниках и мхах из ближней зоны Чернобыльской АЭС // Экология. – 1992. – № 3. – С. 26 - 30.
10. *Нифонтова М.Г.* Динамика содержания долгоживущих радионуклидов в мохово-лишайниковой растительности // Экология. – 1997. – № 4. – С. 273 - 277.
11. *Поварніцин В.О.* Світлохвойні ліси // Рослинність УРСР. Ліси / Під ред. Є. М. Брадіс. – Київ: Наук. думка, 1971. – С. 18 - 83.
12. *Погребняк П.С.* Основы лесной типологии. – Киев: Изд-во АН УССР, 1955. – 456 с.
13. *Смирнова К.М., Громашева Б.Н.* Динамика химических свойств почв под хвойными зеленомоховыми лесами // Почвоведение. – 1955. – № 6. – С. 45 - 52.
14. *Тархова Т.Н.* Изучение динамики роста и разрастания некоторых зеленых мхов // Ботан. журн. – 1969. – Т. 54, № 7. – С. 1117 - 1121.
15. *Турко В.Н., Ирклиенко С.П., Орлов А.А.* Цезий-137 в основных компонентах сосновых биогеоценозов // Третий съезд по радиационным исследованиям / Тез. докл. – Т. 2. – Пущино, 1997. – С. 370 - 371.
16. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
17. *Bovard P., Grauby A.* The fixation of radionuclides from atmospheric fallout in peatbog Sphagnum sp., Polytrichum and Myriophyllum // Radioecological Concentration Processes. – Oxford – New York: Pergamon Press, 1966. – P. 533 - 537.
18. *Burton M.A.S.* Terrestrial and aquatic bryophytes as monitors of environmental contaminants in urban and industrial habitats // Botan. J. Linn. Soc. – 1990. – Vol. 104, No. 1 - 3. – P. 267 - 280.
19. *Elstner E.F., Fink R., Höll W. et al.* Radioactivity in mushrooms, mosses and soil samples of defined biotops in SW Bavaria – two years after Chernobyl // Oecologia. – 1989. – Vol. 80, No. 2. – P. 173 - 177.
20. *Giovani C., Nimis P.L., Bolognini G., Padovani R., Usco A.* Bryophytes as indicators of radiocesium deposition in norteastern Italy // Sci. Total Environ. – 1994. – Vol. 157. – Special issue. Forests and radioactivity / A collection of papers presented at the Seminar on the Dynamic Behaviour of Radionuclides in Forests (Stockholm, Sweden, 18 - 22 May, 1992) / Eds. G. Desmet, A. Janssens, J. Melin. – P. 35 - 43.
21. *Guilitte O., Brobant B., Garsia M.S.* Use of mosses and lichens for the evaluation of radioactive fallout, deposits and flows under forest cover // Mem. Soc. Royal Bot. Belg. – 1990. – Vol. 12. – P. 89 - 99.
22. *Mattsson S. and Liden K.* Caesium-137 in carpets of the forest moss Pleurozium schreberi (1961-1973) // Oikos. – 1975. – Vol. 26. – P. 323 - 327.
23. *Miller C.W., Hoffman F.O.* An analysis of reported values of the environmental half-time for radionuclides deposited on the surfaces of vegetation // Environmental migration of long-lived radionuclides / Proc. of an Intern. Symp. on migration in the terrestrial environment of long-lived radionuclides from the nuclear fuel cycle. – Vienna: IAEA, 1982. – P. 313 - 328.
24. *Orlov A.* Ecological function of moss layer in distribution of ^{137}Cs fluxes in coniferous forests of authomorphous and hydromorphous landscapes // Intern. conf. «Modern problems of radiobiology, radioecology and evolution» / Abstracts. – Dubna, 2000. – P. 195 - 196.
25. *Papastefanou C., Manolopoulou M., Sawidis I.* Lichens and mosses as biological monitors of radioactive fallout from the Chernobyl USSR reactor accident // J. Environ. Radioact. – 1989. – Vol. 9, No. 3. – P. 199 - 208.

ОЦІНКА БІОЛОГІЧНОЇ СКЛАДОВОЇ ЕФЕКТИВНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО ПЕРІОДУ НАПІВОЧИЩЕННЯ МОХОВОГО ПОКРИВУ ВІД ^{137}CS

О. О. Орлов, О. Б. Каліш

Проаналізовано багаторічну динаміку вмісту ^{137}Cs у живих та мертвих частинах зелених мохів-домінант мохового ярусу, а також відповідну динаміку у 0 - 2-сантиметровому шарі грунту лісів автоморфних ландшафтів. Виявлено, що для всіх проаналізованих видів мохів було характерним зменшення питомої активності ^{137}Cs у живій частині мохів та збільшення в мертвій. Розраховано тривалість ефективного екологічного періоду напівочищення від ^{137}Cs мохового покриву; вона варіювала від 24 років у Pleurozium schreberi, 23,5 року в Hylocomium splendens до 18 років у

Dicranum polysetum. Біологічний період напівочищення у цих видів був істотно довшим – 117,4; 106,3 та 44,6 року відповідно.

EVALUATION OF BIOLOGICAL COMPONENT OF EFFECTIVE ENVIRONMENTAL HALF-LIFE OF ^{137}CS IN MOSS COVER

A. A. Orlov, A. B. Kalish

Multiyear dynamics of ^{137}Cs content in alive and dead parts of green mosses-dominants of moss layer and also the same index of 0-2-cm layer of soil of forests of authomorphous landscapes have been analyzed. It was found that for all analyzed moss species was specified decrease of ^{137}Cs specific activity in alive part and increase in dead part of mosses. Duration of effective environmental half-life for moss cover of authomorphous forests period has been calculated; it varies from 24 years in Pleurozium schreberi, 23,5 years in Hylocomium splendens to 18 years in Dicranum polysetum. Biological half-life was essentially longer in these species – 117,4; 106,3 and 44,6 years accordingly.

Поступила в редакцию 22.02.01