

**ОСОБЕННОСТИ БИОГЕОХИМИИ ^{137}Cs В ЭКОСИСТЕМАХ ЛЕСНЫХ
СФАГНОВЫХ БОЛОТ: ПОДХОДЫ К СОЗДАНИЮ КОНЦЕПТУАЛЬНОЙ СХЕМЫ
МОДЕЛИ**

А.А. Орлов, А.Б. Калиш

Полесская лесная научно-исследовательская станция, Житомир

Приведена концептуальная схема модели, описывающей круговорот ^{137}Cs в экосистемах сфагновых болот. Компартменты лесоболотной экосистемы объединены в пять основных блоков: торф, древесный, моховой (сфагновый), травяно-кустарничковый ярусы, болотные воды. Указаны радиоэкологические особенности элементов этой экосистемы, описан вертикальный профиль сфагново-торфяного покрова. Функциональная связь между макроблоками растительности, торфа и воды осуществляется через особый блок микоризы.

Лесные сфагновые мезотрофные, мезоолиготрофные и олиготрофные болота занимают значительные площади в бореальных районах северного полушария [13], в том числе Полесье Украины [4]. Отличительными особенностями данных типов болот являются: бедность минерального питания, кислая реакция болотных вод ($\text{pH} = 2,5 - 5,5$), сильное обводнение большую часть года, застойный режим увлажнения, сравнительно простая ярусная структура растительности и бедность ее флористического состава, угнетенный, разреженный, низкорослый древесный ярус, преобладание в надземной фитомассе биомассы сфагнов, превышающей таковую других ярусов растительности, формирование торфов низкой степени минерализации (5 – 25 %).

Крупные болотные сфагновые массивы в Полесье Украины являются: истоками многих рек (массив Кременное-Соминое в Ровенской области, массив «Плотница» в Житомирской); основными районами, где производится заготовка таких дикорастущих ягод, как клюква и голубика; местами разработки крупных торфяных месторождений [5].

Специфика биогеохимических процессов, происходящих на болотах данного типа, – более интенсивный малый (биологический) круговорот по сравнению с большим (геологическим) – требует разработки адекватной математической модели миграции радионуклидов в этих гидроморфных лесоболотных экосистемах. Существующие модели миграции радионуклидов в лесах разработаны преимущественно применительно к лесным экосистемам автоморфных ландшафтов: FORESTPATH [50], RADFORET [52], RIFE [51], FORESTLIFE [36], ECORAD [44], FORESTLAND [30], REC-MODEL [38]. В то же время предпринимались попытки с их помощью описать миграцию радионуклидов и в лесоболотных экосистемах всех типов (эвтрофного, мезотрофного, олиготрофного) [12, 7], что в принципе игнорировало существенную специфику лесоболотных экосистем и более или менее удовлетворительно описывало распределение радионуклидов только в отдельных их компонентах.

В настоящее время белорусскими исследователями разработана специализированная модель миграции ^{137}Cs в олиготрофных болотных экосистемах [15, 40]. Однако в данной модели основными элементами являются торф и различные виды болотных вод. а ключевыми процессами – взаимодействие между ними. В то же время в данной модели совершенно не учитывается роль биоты, в частности растительности, в перераспределении запасов ^{137}Cs в болотной экосистеме в целом. Таким образом, вполне правомерно сделать вывод о том, что адекватной компартментной модели, описывающей круговорот ^{137}Cs и других техногенных радионуклидов в экосистемах сфагновых болот, в том числе лесных, в настоящее время не существует. Именно поэтому нам представляется актуальным создание концептуальной схемы модели данного процесса, которая бы позволяла рассчитать распределение и перераспределение содержания радионуклидов как в любом из компартментов, так и экосистеме в целом в любой момент после радиационной аварии.

С методологической точки зрения, концептуальная схема должна содержать компартменты, между которыми в натуральных условиях имеются реальные биогеохимические связи. Основным требованием к последним является возможность натурального и (или) лабораторного измерения конкретных параметров, отражающих реальные процессы массообмена между компартментами. Кроме того, для концептуальной модели исключительную важность приобретает математическая детализация связей в пределах блоков компартментов и между ними. К сожалению, в настоящее время не для всех процессов, происходящих с техногенными радионуклидами в болотах, возможна их биологическая и математическая интерпретация, а следовательно, и детализация. Поэтому на данном этапе нам представляется наиболее эффективным и целесообразным сочетание процессной компартментной модели с феноменологическим описанием. Такой подход применялся исследователями и ранее [2].

В разрабатываемой нами модели компартменты лесоболотной экосистемы объединены в пять основных блоков (рис. 1).



Рис. 1. Блок-схема модели миграции ^{137}Cs в экосистеме лесного сфагнового болота.

Центральное место в приведенной блок-схеме занимает торф. Именно в слое торфа находятся сосущие корни и происходит усвоение питательных веществ видами древостоя, а также большинством видов травяно-кустарничкового яруса. Кроме того, торф насыщен водой, с которой, а также корнями растений, участвует в интенсивном катионном обмене, в том числе – обмене ^{137}Cs . Вертикальный профиль сфагнуво-торфяного покрова на лесных сфагновых болотах олиготрофного и мезотрофного типов очень специфичен (рис. 2).

Его характерной особенностью является отсутствие четкой границы между растительностью, очесом (англ. – peat litter), играющему роль, аналогичную таковой лесной подстилки в суходольных лесах, и собственно тофом. При этом болотоведами функционально выделяются такие блоки в торфяном покрове [3]:

1. Надземные части сосудистых растений и живых частей сфагнов.
2. Слой отмершего сфагнума, грибных мицелиев и поверхностных частей корневых систем сосудистых растений.
3. Слой аэробного торфообразования – здесь находится основная часть корней сосудистых растений, и происходит наиболее интенсивное разложение растительных остатков.
4. Слой временно аэробного торфообразования (в пределах флуктуации уровня поровых вод).
5. Слой постоянно анаэробного торфообразования.

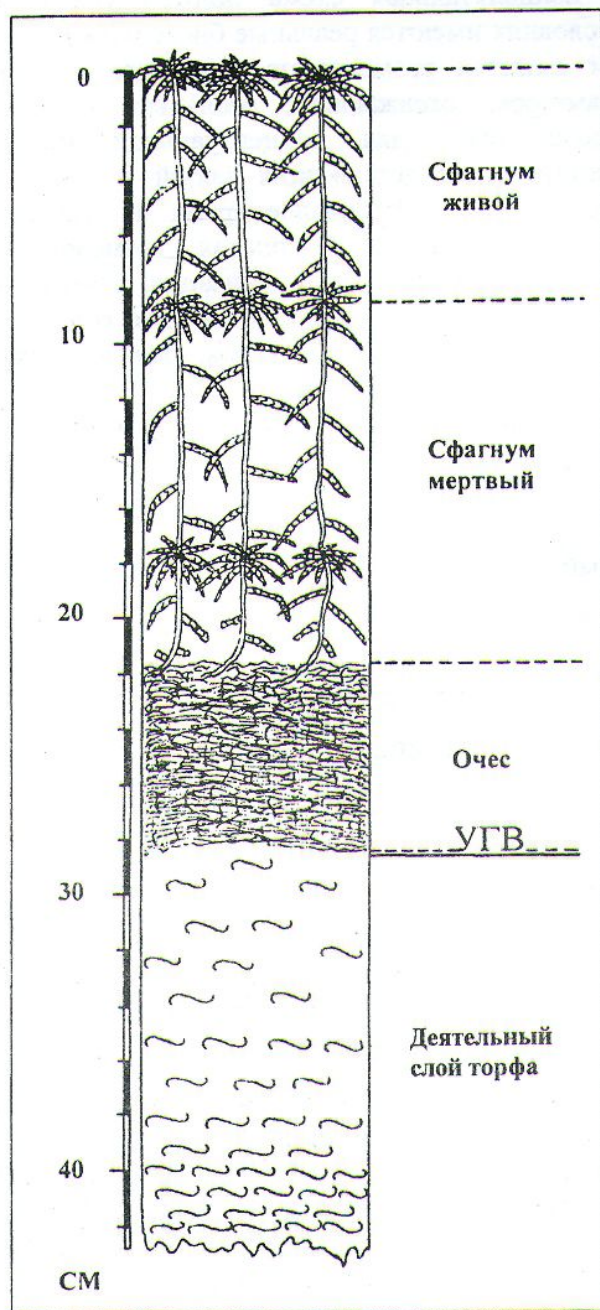


Рис. 2. Схема сфагново-торфяного покрова мезоолиготрофного болота.

Значительная емкость катионного обмена – 50 - 160 мэкв/100 г торфа позволяет удерживать в сорбированном состоянии значительную активность ^{137}Cs , при этом последний остается доступным растениям и представляет потенциальную угрозу проникновения в грунтовые воды и выноса за пределы экосистемы.

Вертикальная миграция ^{137}Cs в торфах в 7 - 8 раз более интенсивна по сравнению с минеральными почвами автоморфных ландшафтов [37], при этом средняя скорость заглубления центра запаса ^{137}Cs в торфяно-болотной почве составляет $0,92 \text{ см}\cdot\text{год}^{-1}$. Исследователи отмечают, что через 6 лет после аварии около 45 % валового запаса ^{137}Cs уже находилось глубже пятисантиметрового слоя торфа [11]. Специфичным является то, что

При этом горизонты 2 - 4 составляют торфогенный горизонт или деятельный слой торфа.

Торфа характеризуются низкой объемной массой, увеличивающейся с глубиной (от 0,06 в слое 0 - 5 см до 0,20 г/см³ в слое 40 - 50 см), значительной порозностью (98 - 90 %), убывающей с глубиной, что связано с увеличением степени разложения торфа [26]. Полная влагоемкость олиготрофного торфа в слое 0 - 20 см составляет 1500 - 1700 %. Как следует из приведенных материалов, водно-физические свойства торфов существенно зависят от глубины взятия образца торфа. Исключительно важным является также то, что мощность слоя торфа в значительной степени определяет водный режим экосистемы в целом, интенсивность роста древостоя, развитие травяно-кустарничкового яруса. При этом общей закономерностью является снижение интенсивности роста древостоев на торфах большей глубины [27]. Минералогический и гранулометрический состав мезотрофных и олиготрофных торфов специфичен. В них абсолютно преобладают растительные остатки и содержится мало минеральных частиц (в 4 - 9 раз меньше, чем органических), а также отсутствуют вторичные минералы [11]. Закрепление ^{137}Cs осуществляется в основном органическими компонентами олиготрофных торфов в результате ионообменной сорбции радиоизотопа [22]. Именно это обуславливает значительно большее содержание ^{137}Cs в доступных для растений формах – водо-растворимой и обменной - 0,01 - 3,0 % и 0,4 - 50,0 % соответственно [11], а также высокую ремобилизацию фиксированных форм радионуклида.

через семь лет после аварии наибольшая концентрация ^{137}Cs в мезотрофном торфе наблюдалась на глубине 6 см [47].

Белорусскими исследователями [18] была создана модель миграции ^{137}Cs в торфах. Основными ее положениями являются: процессы переноса ^{137}Cs осуществляются в основном в поровом растворе по механизму молекулярной диффузии, практически не отличающемуся от диффузии в объемном водном растворе. При этом соотношение водорастворимых соединений, находящихся в поровом растворе и связанных твердой фазой торфа, определяется соответствующими коэффициентами распределения и массообмена. В других исследованиях вертикальная миграция ^{137}Cs в торфах была описана с помощью квазидиффузионной и конвективно-диффузионной моделей [12]. Как нами было показано ранее [24], содержание ^{137}Cs в слоях деятельного слоя торфа экспоненциально убывает с глубиной (рис. 3.).



Рис. 3. Удельная активность ^{137}Cs в сфагново-торфовом покрове в зависимости от глубины (мезоолиготрофное болото "Долгий мох", Овручский район Житомирской обл., 1998 г.).

Огромную роль в миграции радионуклидов в сфагновых болотах играет вода, содержащаяся в больших количествах в различных элементах экосистемы. По находению в последних исследователи [14] болотную воду подразделяют на поровую (содержащуюся в торфах, импрегнированную), пропитывающую растительность (в основном — моховой и травяно-кустарничковый ярусы), болотную со свободной поверхностью, дренажную, находящуюся в мелиоративной сети (рис. 4). При этом указывается [40], что распределение концентрации ^{137}Cs в данных типах вод закономерно: поровые > импрегнированные > свободные > дренажные. Нами в модели также рассматриваются данные виды воды, объединенные в отдельный блок. Особо следует отметить, что в зависимости от погодных условий вегетационного периода может происходить перераспределение уровней упомянутых вод, иногда — их слияние (например, поверхностной и импрегнированной при сильном обводнении), однако, по нашим данным, во все годы исследований концентрация ^{137}Cs в водах была на три порядка меньше, чем в растительности [45], что обусловлено катионообменными свойствами торфов и активным поглощением ^{137}Cs растениями. Причем прямое поглощение ^{137}Cs осуществляется не только сфагнами (внекорневое поступление), но и корнями сосудистых растений (корневое поступление), в особенности из дернин рыхлодерновинных или кочкарных видов, например пушицей (*Eriophorum vaginatum* L.). В целом следует отметить, что болотные воды сфагновых болот бедны основными элементами питания, в частности ионами K^+ (в них содержится в зависимости от сезона 0,19 - 2,34 мг/л данного катиона), однако значительно количество органического углерода — 10 - 35 мг/л [39].

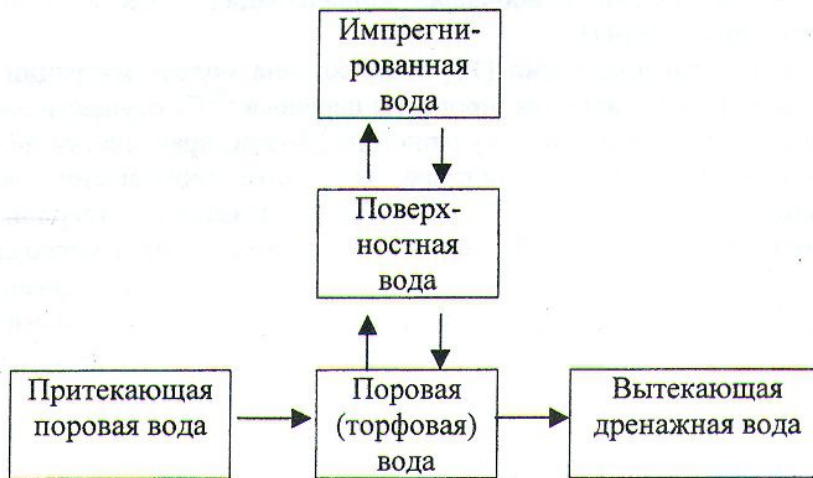


Рис. 4. Блок-схема болотных вод.

В блок-схеме модели миграции ^{137}Cs в экосистемах лесных сфагновых болот нами выделено три субблока растительности в соответствии с ярусным строением фитоценоза: древесный ярус, травяно-кустарничковый ярус и моховой ярус (рис.5). Следует подчеркнуть, что каждый из названных ярусов играет специфическую экологическую, в том числе радиоэкологическую роль в болотных экосистемах данного типа. При этом исследователями [42] сделан вывод о том, что в торфяно-болотных экосистемах поглощение минеральных



Рис. 5. Блок-схема функциональных взаимоотношений различных ярусов растительности и торфа.

веществ (в том числе ^{137}Cs) сфагновыми мхами независимо от такового у сосудистых растений. Эти две группы болотных растений поддерживают баланс минеральных веществ принципиально разными способами [41], причем это наблюдается даже тогда, когда тонкие сосущие корешки сосудистых растений пронизывают слой сфагнов.

Распределение надземной и подземной фитомасс различных ярусов растительности в сосновых сфагновых болотах существенно отличается от такового суходольных сосновых лесов. Так, по нашим данным, на олигомезотрофных болотах в надземной фитомассе ценоза доля древесного яруса составляла 17,9 %, травяно-кустарничкового – 9,3 %, а мохового (сфагнового) - 72,8 %. Полученные нами данные близки к таковым российских ученых [10]. Вследствие значительных различий удельных активностей ^{137}Cs в отдельных компонентах фитомассы упомянутых ярусов растительности распределение суммарной активности

радионуклида в последней также очень специфично. По нашим данным, в 1998 г. в мезоолиготрофном ценозе *Pinus sylvestris* + *Eriophorum vaginatum* + *Oxycoccus palustris* + *Sphagnum fallax* древостой удерживал только 4,1 % суммарной активности ^{137}Cs , травяно-кустарничковый ярус – 5,1 %, а моховой ярус – 90,8 %. В целом в надземных частях растительности содержалось около 40 % суммарной активности радионуклида против 60 %, содержащихся в горфе.

Существенной экологической особенностью рассматриваемых болот является преобладание во флористическом составе всех ярусов растительности видов-олиготрофов гигрофитов. Фитоценологами был сделан вывод о том, что в таких жестких условиях недостатка минерального питания преобладают виды, относящиеся по жизненной стратегии к олигопатентам [25]. С радиоэкологической точки зрения важным является то, что данным видам присуще наиболее экономное использование элементов минерального питания, в том числе K^+ и его аналога $^{137}\text{Cs}^+$. Типичным проявлением этого является реутилизация последних при отмирании надземных и подземных частей растений и перераспределение минеральных элементов и ^{137}Cs к активно растущим частям.

Древесный ярус в таких сообществах сильно разрежен (сомкнутостью 0,2 - 0,6) в возрасте 70 лет в условиях мокрого бора произрастает 500 - 2500 шт. сосны на 1 га. Очень характерным для древостоев сосны в этих экологических условиях является увеличение удельного веса хвои и ветвей в общей биомассе дерева и, соответственно, снижение доли массы ствола (древесины в коре) [27]. Поскольку данные экосистемы были загрязнены радионуклидами преимущественно вследствие аэральных выпадений (мокрых и сухих), значительная часть ^{137}Cs была сорбирована в кронах сосны и частично была поглощена древостоем путем прямого листового поглощения. Вследствие механического самоочищения крон – сдувания ветром и смывания дождем уже к августу 1986 г. 80 – 90 % ^{137}Cs поступило на поверхность нижних ярусов растительности [28]. При этом в дальнейшем за два – три года древесный и травяно-кустарничковый ярус медленно самоочищались биологическим путем (происходил отпад и опад), причем на болотах данного типа – до тех пор, пока большая часть ^{137}Cs не поступила на поверхность сфагнового покрова. В последнем удельная активность ^{137}Cs и содержание его аналога K^+ существенно выше, чем в других компонентах фитоценоза [23], а для миграционных процессов характерно функционирование собственного субцикла минеральных элементов, за пределы которого последние выходят в очень ограниченных количествах.

Именно наличие сфагнового покрова, как мощного ценозообразующего фактора, предопределяет особенности миграции радионуклидов в экосистемах сфагновых болот. Поэтому представляет значительный интерес анализ биологических и экологических свойств сфагновых мхов, определяющих их радиоэкологическую специфику. Надлежит отметить, что сфагновые мхи образуют на болотах значительную толщу (10 – 40 см), которая разделяется на живую часть; ниже она переходит в слой отмерших частей сфагнов, а еще ниже – в очес (полуразложившиеся остатки сфагновых мхов и сосудистых растений). Ниже очеса формируется собственно торф, степень разложения, ботанический состав и агрохимические свойства которого в значительной мере также определяются сфагнами [5]. Исследователями было показано, что большая часть биомассы сфагнов состоит из пустых гиалиновых клеток, в которых отсутствуют живые протопласты. Гиалиновые клетки играют водоудерживающую роль [32] и, вместе с тем, служат источником ионов H^+ , поддерживая кислотные условия в водных растворах на сфагновых болотах [33]. Создание кислой среды в растворах на болотах является одним из наиболее существенных экологических эффектов, обусловленным наличием сфагнового покрова. Кроме того, сфагны характеризуются значительно большим, чем сосудистые растения, отношением массы клеточных оболочек к живой протоплазме. Это явление чрезвычайно важно, учитывая то, что клеточные оболочки сфагнов содержат специфические высокомолекулярные вещества – полигалактуронаты, которые обуславливают высокие ионообменные свойства сфагнов, в особенности по

отношению к одновалентным катионам [35]. Это явление с радиозэкологической точки зрения важно не только для сфагнового покрова, но и для сосудистых растений и экосистем сфагновых болот в целом [34].

Бриологами было установлено, что слой живых сфагнов усваивает путем прямой ассимиляции из сухих и мокрых аэральных выпадений большую часть минеральных элементов, которые выпадают на болото [37], в том числе радионуклидов [16, 17]. Финскими учеными [46] было показано, что в живой части сфагнов накапливается катионов калия больше по сравнению со слоями, которые залегают ниже, а также по сравнению с их концентрацией в воде болот. Был сделан вывод, о том, что в ежегодном приросте олиготрофных сфагнов калия накапливается в 4 - 6 раз больше, чем поступает за год с атмосферными выпадениями. Это свидетельствует о протекании интенсивного перераспределения калия между живой частью сфагнов и субстратом (отмершей их частью). Этим мхам присуще исключительно внекорневое питание, в том числе из водных растворов, пропитывающих сфагновый покров [29], у них также выявлен латеральный водный транспорт минеральных веществ [48]. Последнее явление способствует горизонтальному перераспределению как зольных элементов, так и радионуклидов в болотной экосистеме. Кроме того, вследствие значительного уровня транспирации на сфагновых болотах наблюдается капиллярный подъем воды из субстрата вверх, в зону живой части сфагнов [19]. При этом гиалиновые клетки сфагнов и даже целые сфагновые кочки ведут себя как ионообменные колонны [31]. Исследователями был сделан вывод о том, что общей тенденцией для сфагнов является активное перемещение двухвалентных катионов вниз, а одновалентных, в частности калия, - вверх, к живой части мхов [34].

Болотоведы подчеркивают, что сфагновые мхи являются важным звеном в круговороте органического вещества и зольных элементов на болотах. Сфагны являются одними из основных продуцентов в упомянутых экотопах, в наземной фитомассе олиготрофных болот их доля достигает 80 %, а мезотрофных - 40 - 50 %, еще значительнее их доля в годичной продукции данных фитоценозов [9, 10, 20]. Радиозэкологами было показано, что на протяжении вегетационного периода максимальное содержание ^{137}Cs наблюдается в живой части сфагнов [6, 21]. После окончания вегетации ^{137}Cs более равномерно распределяется в толще сфагнов [45]. Несмотря на достаточно прочную фиксацию ^{137}Cs в сфагновом покрове, тем не менее наблюдается интенсивная миграция упомянутого радионуклида в системе "мох - вода" [21].

В настоящее время существует настоятельная необходимость объяснить повышенное накопление ^{137}Cs большинством болотных видов растений. Анализ флористического состава мезоолиготрофных ценозов показал, что практически все виды (за исключением осок) являются облигатными микотрофными. Поэтому в нашей модели функциональная связь между макроблоками растительности, торфа и воды осуществляется через особый блок микоризы. Причем в состав данного блока входят микоризы, создаваемые как макромицетами (например, с сосной), так и микромицетами (со всеми кустарничковыми видами сем. *Ericaceae*). Нами выдвинута гипотеза о том, что специфическая эрикоидная микориза на бедных болотах способна добывать минеральные элементы, в том числе радиоцезий, не только из воды и торфа, но и из сфагнового покрова. Данная гипотеза требует подтверждения, однако она логично объясняет, каким образом клюква (*Oxycoccus palustris*) накапливает большое количество ^{137}Cs в условиях, когда ее сосущие корни не достигают торфа, а в воде болот концентрация радионуклида очень низка и составляет 1 - 10 Бк/л в зависимости от сезона.

В заключение следует отметить, что описанные выше экологические особенности сфагновых болот вследствие интенсивной ремобилизации ^{137}Cs обуславливают очень длительный период циркуляции в них радионуклида. Период эффективного экологического полураспада данных экосистем от ^{137}Cs очень растянут и составляет 20 - 30 лет [49], при этом основным фактором, обуславливающим снижение активности радионуклида в

экосистеме, является его радиоактивный распад и в значительно меньшей степени – необратимое закрепление радионуклида в почве и миграция глубже корнеобитаемого слоя. По мнению белорусских исследователей [8], сфагновые, в особенности верховые болота в течение продолжительного времени будут являться фитомиграционными радионуклидными анамалиями, характеризующимися повышенной мобильностью ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Архипов А.М., Архипов М.П., Городецкий Д.В. та ін.* Стан ґрунтів зони відчуження // Бюл. екологічного стану зони відчуження. – 1996. - № 1 (6). – С. 17 - 21.
2. *Белецкий Ю.А., Кивва С.Л., Пашко С.В. и др.* Математическая модель миграции радионуклидов в почвогрунтах зоны аэрации “TRANSION” // Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – Т. II, ч. I. – Миграция радионуклидов в природных средах. – Припять, 1993. – С. 33 - 43.
3. *Боч М.С., Мазинг В.В.* Экосистемы болот СССР. – Л.: Наука, 1979. – 186 с.
4. *Брадіс Є.М.* Рослинний покрив боліт УРСР // Рослинність УРСР. Болота. – К.: Наук. думка, 1969. – С. 34 – 133.
5. *Брадіс Є.М., Кузьмичов А.І., Андрієнко Т.Л., Батячов Є.Б.* Торфово-болотний фонд УРСР, його районування та використання. – К.: Наук. думка, 1973. – 263 с.
6. *Вассер С.П., Болюх В.О., Брунь Г.О. та ін.* Накопичення радіонуклідів споровими рослинами і вищими грибами України / Під ред. С.П.Вассера. – Київ, 1995. – 131 с.
7. *Дворник А.М., Жученко Т.А.* Поведение Cs-137 в сосновых насаждениях Белорусского Полесья: моделирование и прогноз // АНРИ, Журнал по радиационной экологии. – 1995. - № 3/4. – С. 59 - 66.
8. *Елиашевич Н.В., Мацко В.П., Сквернюк И.И., Орехова М.Г.* Верховые болота – фитомиграционные радионуклидные аномалии // Тез. докл. Междунар. научн. конф. “Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивно загрязненной среды (Радиоэколог. и медико-биолог. последствия катастрофы на ЧАЭС)”, Минск, 16 - 17.04.1998. – Минск, 1998. – С. 73.
9. *Елина Г.А., Кузнецов О.Л.* Биологическая продуктивность болот южной Карелии // Стационарное изучение болот и заболоченных лесов в связи с мелиорацией. - Петрозаводск, 1977. – С. 105 - 123.
10. *Елина Г.А., Кузнецов О.Л., Максимов А.И.* Структурно-функциональная организация и динамика болотных экосистем Карелии. - Л.: Наука, Ленинградское отд., 1984. – 127 с.
11. *Ильин М.И., Перепелятников Г.П.* Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах // Проблемы сельскохоз. радиологии. 1993. – Вып. 3. – С. 97 - 110.
12. *Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф. и др.* Лес и Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС, 1986 - 1994 / Под ред. В.А.Ипатьева. – Минск: МНПП «СТЕНЕР», 1994. – 248 с.
13. *Кац Н.Я.* Болота земного шара. – М.: Наука, 1971. – 295 с.
14. *Кудельский А.В.* Поведение ^{137}Cs в болотных экосистемах. Моделирование процессов // Тез. докл. Междунар. раб. совещ. по Чернобыльской эколог. исслед. сети “Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий.” – Минск, 1995. – С. 78.
15. *Кудельский А.В., Петряев Е.П., Овсянникова С.В. и др.* Распределение ^{137}Cs в болотных экосистемах // Докл. АН Беларуси. – 1995. – Т. 39, № 5. – С. 97 - 102.
16. *Куликов Н.В., Молчанова И.В.* Континентальная радиоэкология. Почвенные и пресноводные экосистемы. - М.-Л.: Наука, 1975. – 184 с.
17. *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.
18. *Лиштван И.И., Бровка Г.П., Давидовский П.Н. и др.* Прогноз и регулирование миграции радионуклидов в верхних слоях почво-грунтов // One decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident. – Vienna, 1996. – P. 120 - 124.
19. *Лопатин В.Д.* О наиболее существенных экологических особенностях болот // Экология. - 1997. - № 6. – С. 419 - 422.

20. Максимов А.И. Экология сфагновых мхов-торфообразователей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Л., 1991. – 18 с.
21. Молчанова И.В., Боченина Н.В. Мхи как накопители радионуклидов // Экология. – 1980. – № 3. – С. 42 - 47.
22. Овсянникова С.В., Соколик Г.А., Эйсмонт Е.А. и др. Сорбционно-десорбционные процессы и подвижность радиоактивного цезия в различных типах болотных экосистем // Тез. докл. Междунар. научн. конф. “Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивно загрязненной среды (Радиозокол. и медико-биолог. последствия катастрофы на ЧАЭС)”, Минск, 16 – 17.04.1998. – Минск, 1998. – С. 182.
23. Орлов О.О. Роль сфагнового покрыву у перерозподілі потоків калію та ¹³⁷Cs в екосистемах мезооліготрофних боліт // Укр. ботан. журн. – 1999. – Т. 56 (в друку).
24. Орлов А.А., Калиш А.Б. Сезонные потоки ¹³⁷Cs в сфагново-торфовом покрове мезоолиготрофных болот: основные причины и следствия // Зб. наук. праць Ін-ту ядерних досліджень НАН України. – Київ, 1999. – С. 316 - 318.
25. Работнов Т.А. О типах стратегии растений // Экология. – 1985. - № 3. – С. 3 - 12.
26. Рябуха А.С. Некоторые водно-физические свойства и величина рН грунтовых вод заболоченных почв Полесья // Лесоводство и агролесомелиорация. – 1968. - Вып. 15. – С. 156 – 159.
27. Рябуха Е.В. Надземная фитомасса сосновых насаждений в различных лесорастительных условиях Украинского Полесья // Лесоводство и агролесомелиорация. - 1977. – Вып. 49. – С. 38 - 42.
28. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов Чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиозокология. – 1996. – Вып. 4. – С. 469 - 478.
29. Фирсова В.П., Павлова Т.С. Зольный состав растений северо-таежных лесов Урала // Экология. - 1975. - № 3.
30. Avila R., Moberg L., Hubbard L. et al. Conceptual overview of FORESTLAND – A model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes // Contaminated forests: Recent developments in risk identification and future perspectives / Ed. I.Linkow and W.R.Schell. – Nato Asi Series 2. – Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. - Vol. 58 – P. 173 - 184.
31. Brehm K. Ein Sphagnum-Bult als Beispiel einer natuerlichen ionenaustauschersaule // Beiträge zur Biologie der Pflanzen. - 1971. - Vol. 47. - P. 287 - 312.
32. Clymo R.S., Hayward P.M. The ecology of Sphagnum // Bryophyte Ecology / Ed. A.J.E.Smith. - London: Chapman and Hall, 1982. - P.34 - 60.
33. Clymo R.S. Sphagnum-dominated peat bog: A naturally acid ecosystems // Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 1984. – Vol. 305. – P. 487 - 499.
34. Dainty J. and Richter C. Ion exchange properties of cell walls // M.Sc.Thesis. – University of Toronto, 1986. – 14 p.
35. Dainty J. and Richter C. Ion behavior in Sphagnum cell walls // Advances in Bryology. - Berlin-Stuttgart: J.Cramer, 1993. – Vol. 5. - P. 107 - 127.
36. Dvornik A. and Zhuchenko T. Phenomenologic model FORESTLIFE and prediction of radioactive contamination of forests in Belarus // Contaminated forests: Recens developments in risk identification and future perspectives / Ed. I.Linkow and W.R.Schell. – NATO ASI Series 2. - Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. – Vol. 58. - P. 185 – 194.
37. Hubert P., Annisimova L., Antsipov G. et al. Strategies of decontamination // Final report of APAS-COSU 1991 - 1995: ECP - 4 Project. – Luxembourg, 1996. – 173 p.
38. Konoplev A.V., Avila R., Bulgakov A.A. et al. Modelling radiocaesium bioavailability in forest soils // Agraria. – Uppsala, 1998. – Vol. 136. - P. 1 - 13.
39. Kudelsky A.V., Smith J.T., Comans R.N.J. et al. Specific Aspects of Radionuclide Behaviour in Peat Bog Areas // Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. Final report of ECP № 3, EUR 16529 / Ed. U.Sansone and O.Voitsekhovich. – Luxembourg, 1996. – P. 50 - 60.
40. Kudelsky A., Pashkevich V., Petrovich A. et al. Interstitial soil solution – medium and factor of active redistribution of radionuclides in the system “soil substratum – groundwater” // The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proc. of the 1-st Intern. conf. (Minsk, 18 - 22.03.1996). – Luxembourg, 1996. – P. 185 - 188.

41. Lee J.A. and Woodin S.J. Vegetation structure and the interception of acidic deposition by ombrotrophic mires // Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy / Ed. J.T.A.Verhoeven, G.W.Heil, M.J.A.Werger. – Hague: SPB Academic Publishing, 1988.
42. Malmer N. Mineral nutrients in vegetation and surface layers of Sphagnum dominated peat-forming systems // Advances in Bryology. – Berlin – Stuttgart: J. Cramer, 1993. – Vol. 5. – P. 223 - 248.
43. Malmer N. Processes of acquisition, transport and deposition of inorganic constituents in surface peat layers // Peatland ecosystems and man: An impact assessment. - Intern. Peat Society. - Jyvaskyla, 1992 – P. 34 - 46.
44. Mamikhin S.V., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Dynamics of Cs-137 in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant // Sci. Total Environ. – 1997. – Vol. 193. – P. 169 - 177.
45. Orlov A.A., Krasnov V.P. Biological peculiarities of the cranberry (*Oxycoccus palustris* Pers.) and ecological parameters of its environment: influence on accumulation of ^{137}Cs by phytomass // J. of Radioecology. – 1998. – Vol. 6, No 1. – P. 23 - 29.
46. Pakarinen P. Production and nutrient ecology of three Sphagnum species in Southern Finnish raised bogs // Ann. Bot. Fenn. - 1978. – Vol. 15, No 1. – P. 15 - 26.
47. Rühm W., Steiner M., Wirth E. et al. Dynamic of radionuclides behavior in forest soils // Proc of the 1-st Intern. conf. "The radiological consequences of the Chernobyl accident" (Minsk, 18 - 22.03.1996). – Luxembourg, 1996. – P. 225 - 228.
48. Rydin H. Mechanisms of interaction among Sphagnum species along water-level gradient // Advances in Bryology. - Berlin-Stuttgart: J.Cramer, 1993. – Vol. 5. - P. 153 - 185.
49. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Kotic V.A. The ecological half-time of Cs-137 in natural and semi-natural ecosystems // Abstracts of 2-nd International Conf. "Radiobiological consequences of nuclear accidents". – Part 2. – Moscow, 1994. – P. 177.
50. Schell W.R., Linkov I., Myttenaere C. and Morel B. A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forest from nuclear accidents // Health Phys. – 1996. – Vol. 70, No 3. – P. 318 - 335.
51. Shaw G., Mamikhin S., Dvornik A., Zhuchenko T. Forest model descriptions // Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments / ECP № 5, Final report, European Commission EUR 16531. – Luxembourg, 1996. – P. 26 - 31.
52. Van Voris P., Cowan C.E., Cataldo D.A. et al. Chernobyl case Study: Modelling the dynamics of long-term cycling and storage of Cs-137 in forested ecosystems // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Ed.G.Desmet, P.Nassimbeni and M.Belli. – London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 61 - 73.

ОСОБЛИВОСТІ БІОГЕОХІМІЇ ^{137}Cs В ЕКОСИСТЕМАХ ЛІСОВИХ СФАГНОВИХ БОЛІТ: ПІДХОДИ ДО СТВОРЕННЯ КОНЦЕПТУАЛЬНОЇ СХЕМИ МОДЕЛІ

О.О.Орлов, О.Б.Каліш

Наведено концептуальну схему моделі, що описує кругообіг ^{137}Cs в екосистемах сфагнових боліт. Компартменти лісоболотної екосистеми об'єднано в п'ять основних блоків: торф, деревний, моховий (сфагновий), трав'яно-кущовий яруси, болотні води. Зазначено радіоекологічні особливості елементів цієї екосистеми, описано вертикальний профіль сфагнуво-торфового покриву. Функціональний зв'язок між макроблоками рослинності, торфу і води здійснюється через особливий блок мікоризи.

PECULIARITIES OF ^{137}Cs BIOGEOCHEMISTRY IN ECOSYSTEMS OF FOREST SPHAGNOUS BOGS: APPROACH TO CREATION OF CONCEPTUAL SCHEME OF THE MODEL

A.A.Orlov, A.B.Kalish

The conceptual scheme of the model describing the ^{137}Cs cycling in ecosystems of sphagnum bogs was adduced. Compartments of forest-bog ecosystem were united into five main blocks: peat, tree canopy, moss (sphagnum) layer, understorey vegetation, bog water. Radioecological peculiarities of elements of this ecosystem were shown as well as the vertical profile of sphagnum-peat cover. The functional connection among vegetation macroblocks, peat and bog water realises due to special block of mycorrhiza.