

УДК 539.163:574.4:51-7

## К ВОПРОСУ О МОДЕЛИРОВАНИИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ

© 2016 г. А. Н. Переволоцкий<sup>1, \*</sup>, Е. А. Гончаров<sup>2</sup>, Т. В. Переволоцкая<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

<sup>2</sup>Поволжский государственный технологический университет, Йошкар-Ола, Республика Марий-Эл, Россия

\*e-mail: [aleks\\_perevolotsky@mail.ru](mailto:aleks_perevolotsky@mail.ru)

Поступила в редакцию 28.09.2015 г.

Проанализированы модели распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах. Рассмотрены модельные представления о лесных биогеоценозах, подходы к декомпозиции лесного биогеоценоза на подсистемы и отдельные компартменты, методические подходы для определения параметров переноса радионуклидов. Выделены проблемные вопросы моделирования распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах.

**Ключевые слова:** радионуклиды, миграция, почва, древесный ярус, модели накопления радионуклидов, вертикальный профиль почвы, прогноз

**DOI:** 10.7868/S0869803116060102

Одной из важнейших задач радиоэкологии является прогнозирование содержания радионуклидов в компонентах биогеоценозов. Разработка прогнозных моделей в радиоэкологии, как правило, преследует две цели: с фундаментальной точки зрения модели являются удобным инструментом изучения параметров потока радионуклидов и вещества-энергии в экосистемах, а для практики – позволяют спрогнозировать радиоактивное загрязнение хозяйственно ценных компонентов экосистем и выработать управленческие решения для их рационального использования, а также мероприятия по обеспечению качества природной среды.

Анализ научных источников свидетельствует о широком разнообразии подходов к моделированию как для агробиогеоценозов [1], так и для лесных экосистем [2–4]. Во многом это объясняется особенностями лесных экосистем как объекта радиоэкологического моделирования, что обусловлено широким спектром взаимоотношений между видами флоры и фауны в лесном биогеоценозе, длительным сроком “жизни” большинства видов, сложными процессами почвообразования в лесах, трудностями в проведении модельных экспериментов и рядом других факторов [5]. Учет всех факторов, влияющих на перераспределение радионуклидов в лесном биогеоценозе практически невозможен, а декомпозиция лесного биогеоценоза на 5–7 компонент (лесная подстилка, почва, древесина и кора ствола, ассимилирующие органы) упрощает моделируемый биогеоценоз и не позволяет полностью учесть ряд важных связей, а

также сделать максимально полную оценку потоков радионуклидов в экосистеме. По этим причинам представляет научный интерес анализ существующих моделей распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах для выработки наиболее оптимальных модельных подходов к разработке алгоритмов поведения радионуклидов в исследуемом классе природно-растительных сообществ.

### МЕТОДЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

В основу исследований положен аналитический метод, основанный на анализе и обобщении информации по закономерностям миграции радионуклидов в лесных экосистемах, основным модельным подходам, декомпозиции моделируемых экосистем и математическому описанию рассмотренных процессов.

### РЕЗУЛЬТАТЫ

*Основные процессы, происходящие в лесном биогеоценозе, которые необходимо учесть при разработке математических моделей*

Основные закономерности миграции и распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах выделены по результатам ряда радиоэкологических исследований [5–14]:

– задерживание аэральных радиоактивных выпадений кронами древесных растений составляет от 20% для спелых лиственных лесов зимой

до 95% для молодых плотно сомкнутых хвойных насаждений. При этом некоторая часть радионуклидов способна проникнуть через поверхность кутикулярного слоя, поступать внутрь ассимилирующих органов и распределяться между органами и тканями растения по аналогии с некоторыми химическими элементами;

– очищение поверхности ассимилирующих органов древесных растений от радионуклидов происходит вследствие удаления радионуклидов под действием метеогенных (смывание атмосферными осадками и стряхивание ветром) и биогенных (опад ассимилирующих органов) процессов. Наибольшая интенсивность данных процессов характерна для лиственных лесов (период полуочистки составлял от 3 нед. до 5 мес.), а для хвойных – до 15 мес.;

– по мере удаления с поверхности растений радионуклидов происходит их поступление в лесную подстилку и, по мере ее разложения, миграция из опада в ферментативный и гумифицированный подстилочные подгоризонты. Интенсивность указанных процессов находится в прямой зависимости от режима увлажнения гигротопы, количества и интенсивности атмосферных осадков, суммы положительных температур, активности почвенной микробиоты, доли лиственных растений в составе древесного яруса и деятельности роющих почвенных животных;

– в минеральной части лесной почвы миграция радионуклидов в вертикальном профиле обусловлена конвективным влагопереносом и диффузией, при этом последняя определяет относительно “медленное” перемещение основной массы радионуклида, а первый – “быстрый” перенос малых количеств. Важно отметить, что при высокой температуре окружающего воздуха возможна миграция вверх по профилю почвы. В почве, на фоне миграции, происходят процессы сорбции-десорбции радионуклидов почвенным поглощающим комплексом с образованием физико-химических форм с различной степенью подвижности (от высокоподвижной – водорастворимой до фиксированной), между которыми устанавливается динамическое равновесие в зависимости от гранулометрического состава почвы, качественного и количественного состава органического вещества, температуры и влажности почвы. При этом максимум водорастворимых форм приходится на раннюю весну при большой обводненности поверхностного слоя на фоне низких температур окружающего воздуха, а минимум наблюдается в летнее время при высоких температурах и низкой обводненности поверхностного слоя почвы;

– корневое поступление радионуклидов в древесные растения пропорционально активности подвижных и, частично, кислоторастворимых физико-химических форм нахождения радио-

нуклида в корнеобитаемом слое лесной почвы. Внутри древесного растения происходит их перераспределение между органами и тканями в соответствии с концентрацией химических элементов-аналогов, при этом до 90% радионуклидов находится в водорастворимой форме [15]. Интенсивность корневого поступления в древесные растения находится в прямой зависимости от режима увлажнения гигротопы и в обратной – от суммы обменных оснований и доли физической глины в корнеобитаемом слое почвы. Возврат радионуклидов в почву возможен с опадом и в результате корневых выделений.

Таким образом, указанные процессы должны найти отражение в существующих моделях миграции.

#### *Декомпозиция лесного биогеоценоза при его моделировании*

В наиболее общем случае лесной биогеоценоз при моделировании распределения в нем радионуклидов делится на две основные подсистемы: лесная почва и древесный ярус [10, 16–25]. В некоторых моделях [3, 14, 22–24] добавляются дополнительные подсистемы: живой напочвенный покров, подрост и подлесок, лесные грибы и ягоды, дикие животные. Количество компарментов, выделяемых в каждой из подсистем, индивидуально и зависит от целей и задач исследований.

#### *Разделение подсистемы “лесная почва” на компарменты и реализация модельных представлений о миграции в ней радионуклидов*

Существует целый ряд моделей, в которых лесная почва представлена единым блоком, включающим лесную подстилку и минеральную часть [4, 13, 16, 23, 24] (табл. 1). В данных моделях учтен радиоактивный распад, а в одной из них и миграция за пределы корнеобитаемого слоя в зависимости от типа лесорастительных условий [4]. При этом ряд происходящих в почве процессов – перераспределение между отдельными почвенными слоями, распределение корневых систем и физико-химических форм по исследуемому профилю – не учитывается. Предполагается, что поступление радионуклидов в другие компоненты лесной экосистемы происходит пропорционально их общей активности в лесной почве в целом.

Более сложные варианты моделей разделяют почвенную подсистему на лесную подстилку и минеральную или торфяную части. При этом лесная подстилка учитывается либо целиком [6, 10, 17], либо в ней выделяют отдельные подгоризонты: опад, ферментативный и гумифицированный [2, 3, 14, 19, 22, 24, 25]. В первом случае моделируется переход радионуклидов из лесной подстилки в глубинную часть вертикального профиля поч-

**Таблица 1.** Модельные представления о лесной почве в моделях распределения радионуклидов в лесном биогеоценозе

Номер источника	Лесная почва в целом	Разделение лесной почвы и модельные представления о миграции				
		Лесная подстилка (число подгоризонтов)	Горизонты почвы	Минеральные слои	Учет соотношения физ.-хим. форм нахождения радионуклидов в почве	Описание распределения радионуклидов в системе "лесная почва"
2	–	+ (3)	–	15	+	a
4	+	–	–	–	–	–
10	–	+ (3)	–	–	+	b
13	+	–	–	–	+	a
14	–	+ (3)	–	15	+	a
16	+	–	–	–	–	–
17	–	+	–	2	–	c
18	–	+	+ (2)	–	+	a
19	–	+ (3)	–	+ (3)	+	a
20	–	+	–	+ (2)	–	a
21	–	–	–	+ (>2)	+	–
22	–	+	–	+ (8)	+	a
24	–	+ (2)	+ (2)	–	+	a
25	–	+ (2)	–	+ (2)	–	c

Примечание. +/– – учтено/не учтено распределение радионуклида в соответствующей подсистеме, в скобках указано число компартментов, на которые делится подсистема;

a – распределение радионуклидов в почве описывается системой линейных дифференциальных уравнений;

b – распределение радионуклидов в вертикальном профиле почвы прогнозируется с помощью конвективно-диффузионного уравнения;

c – распределение радионуклидов в почве описывается конечно-разностными аналогами линейных дифференциальных уравнений.

вы, во втором – необходимо проведение специальных исследований по оценке параметров переноса радионуклидов между подгоризонтами лесной подстилки [12].

Лесная почва разделяется обычно на несколько слоев. При этом выделение отдельных почвенных горизонтов (гумусового, элювиально-аккумулятивного и подзолистого) [3, 18, 24] не представляется целесообразным из-за относительно неглубокой миграции  $^{137}\text{Cs}$  и большого варьирования толщины почвенных горизонтов даже в пределах одинаковых лесорастительных условий [8, 9].

В наиболее простых вариантах [6, 17, 25] выделяется только корнеобитаемый (0–20 см) и глубинный (>20 см) слои почвы. При этом из первого слоя идет поток радионуклидов в растения, грибы и ягоды, а во второй – миграция радионуклидов из вышележащего слоя и за счет корневых выделений. В данных моделях не учитывается распределение корневых систем растений и физико-химических форм нахождения радионуклидов в почвах и предполагается, что их поступле-

ние в другие компоненты происходит пропорционально их содержанию в корнеобитаемом слое.

Самым распространенным подходом в моделировании распределения радионуклидов в почве является разделение минеральной части корнеобитаемого слоя почвы (обычно <30 см) на 0–1 или 0–2-сантиметровые слои. Выделяют от 8 [22], 10 [14] до 15 слоев [2]. При этом во всех указанных моделях в почвенных слоях разделяют фиксированную и подвижную форму нахождения радионуклида, соответственно количество почвенных компартментов удваивается.

В модели А.М. Дворника [10] распределение радионуклидов в почве прогнозируется с помощью конвективно-диффузионного уравнения миграции.

Модельные представления о почве как о совокупности почвенных слоев, между которыми происходит миграция радионуклидов в потоковой форме, позволяет спрогнозировать динамику положения максимума активности радиоактивных веществ и связать его перемещение с распределением корневых систем растений и физико-

химических форм нахождения в вертикальном профиле.

Миграция радионуклидов в вертикальном профиле почвы представлена в виде системы линейных дифференциальных уравнений I порядка с заменой дифференциалов на конечно-разностные аналоги при шаге дифференцирования 1 год, что соответствовало частоте отбора проб компартментов исследуемой экосистемы [2, 3, 6, 17–19, 22, 24, 25]. Следует отметить, что указанный промежуток времени нельзя считать элементарным в силу динамики процессов перераспределения [26].

Среди всех проанализированных моделей наиболее полно и подробно процессы миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве отражены в модели Ecorad [2]. Основу данной модели составляет система дифференциальных уравнений, результатом решения которой является содержание радионуклида для каждого почвенного слоя в подвижной и фиксированной форме с учетом адсорбции, ионного обмена, переходов между физико-химическими формами нахождения и выведением  $^{137}\text{Cs}$  из растения с корневыми выделениями.

*Разделение подсистемы “древесный ярус” на компартменты и реализация модельных представлений о распределении в ней радионуклидов*

Для практических вопросов ведения лесного хозяйства достаточно прогнозирование загрязнения стволовой древесины [4, 15, 20, 25]. При изучении распределения радионуклидов в лесной экосистеме выделяется от четырех (древесина, ассимилирующие органы, кора и ветки) [17, 18, 20, 25] до семи (корни, окоренная древесина, кора ствола, ветки, 1-летние побеги, 1- и 2-летняя хвоя) компартментов [14] (табл. 2). В некоторых моделях учитывается перенос радионуклидов между внешними, непосредственно экспонированными к выпадениям (обусловленными поверхностным радиоактивным загрязнением), и внутренними (связанными с поступлением с поверхности растений и корневым поступлением радионуклида) частями дерева [2, 3, 13, 18, 19, 22, 24].

Моделирование процессов корневого поступления радионуклидов в древесную растительность обычно проводится в виде системы дифференциальных линейных уравнений I порядка для большинства рассмотренных моделей [2, 3, 6, 17–19, 22, 24, 25], в ряде моделей [13, 14] учтено влияние сезонного фактора путем введения специальных коэффициентов в уравнения.

Иногда вводится дополнительный условный компартмент – распределительный пул [2, 19], отражающий долю радионуклидов, поступивших из почвы и/или с наружных поверхностей и пред-

назначенных к распределению внутри древесного растения.

В модели Forestlife [10] поступление  $^{137}\text{Cs}$  в древесное растение выражено как функция от распределения радионуклида, корневых систем и соотношения подвижных к фиксированным физико-химическим формам нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в вертикальном профиле почвы. В модели Forestwaste [21] поток  $^{137}\text{Cs}$  в древесное растение зависит от величины биомассы, соотношения физико-химических форм нахождения, коэффициента диффузии и влагопереноса, плотности почвы, доли активных корней. Согласно данной модели, поток радионуклида в растение является обратным, и обратное поступление пропорционально отношению активности хвои к общей активности опада, отношению активности радионуклида в кроновых водах к активности хвои, средней интенсивности атмосферных осадков.

Наиболее полно учтено влияние различных факторов на поток радионуклидов в древесном растении при корневом поступлении в моделях Ecorad [2] и Forestland [22]. В моделях учтено соотношение крупно- и мелкодисперсных фракций аэральных выпадений, интенсивности атмосферных осадков при формировании поверхностного радиоактивного загрязнения растений, увлажнение экотопа, влияния на корневое поступление радионуклида величины биомассы и возраста древесных растений.

Модель Forestland [22] – это комплекс взаимосвязанных моделей, начальной из которых является модель ForBio, описывающая динамику биомассы древесного и недревесного ярусов, полученные данные выступают как исходные для моделей ForACute (отражает распределение радионуклидов после аэральных выпадений с учетом процессов очищения и биологического поглощения) и ForTree (модель корневого поступления радионуклидов в древесное растение, основанная на единичных константах скоростей переноса). Поток радионуклида в древесное растение является функцией транспирационного потока воды в растение и пропорционален площади ассимилирующих органов, распределения радионуклидов и корневых систем в вертикальном профиле почвы.

Прогнозирование радиоактивного загрязнения наиболее хозяйственно-ценной компоненты леса – древесины – проводится также с помощью экспериментально установленных коэффициентов перехода радионуклида, исходя из предположения их неизменности в течение времени прогнозирования [4]. Особенностью данной модели является учет типов лесорастительных условий, в которых проводилось исследование и расчет вероятности превышения допустимого уровня содержания  $^{137}\text{Cs}$  в древесине, исходя из функции плотности вероятности нормального распределения.

**Таблица 2.** Модельные представления о древесном ярусе в моделях распределения радионуклидов в лесном биогеоценозе

Номер источника	Число составляющих	Учет наружного/ внутреннего загрязнения	Учет сезонности	Учет возраста	Описание распределения радионуклидов в системе “лесная почва—растение” и внутри растения
2	6	+	-	+	a
4	1	-	-	-	b
6	5	-	-	-	a
10	1	-	-	+	c
13	4	+	-	+	a
14	7	-	+	+	a
16	1	-	-	-	d
17	6	-	-	-	e
18	2	+	-	+	a
19	5	+	-	+	a
20	2	+	+	-	f
21	-	-	-	+	g
22	+	-	-	+	h
24	5	+	-	+	a
25	5	-	-	-	e

Примечание. +/- – учтено/не учтено распределение радионуклида в соответствующей подсистеме, в скобках указано количество компарментов, на которые делится подсистема;

a – распределение радионуклидов в системе “почва—древесное растение” описывается системой линейных дифференциальных уравнений;

b – поступление радионуклидов в древесное растение прогнозируется с помощью коэффициента перехода;

c – поступление радионуклида в древесное растение выражено в виде функции активности радионуклида, распределения корневых систем в вертикальном профиле лесной почвы и возраста растений;

d – поступление радионуклида в древесное растение выражено в виде функции от содержания радионуклида в почве в доступной форме;

e – распределение радионуклидов в системе “почва—древесное растение” описывается конечно-разностными аналогами линейных дифференциальных уравнений

f – поступление радионуклида в древесное растение выражено в виде функции активности радионуклида, соотношения доступных форм нахождения в вертикальном профиле лесной почвы и величины прирастающей биомассы;

g – поступление радионуклида в древесное растение выражено в виде функции активности радионуклида, коэффициентов диффузии и конвективного влагопереноса, распределения активных корней и соотношения доступных форм нахождения в вертикальном профиле лесной почвы;

h – корневое поступление в древесное растение выражено в виде функции от транспирационного потока воды, площади ассимилирующих органов, распределения корней и доступных форм в вертикальном профиле почвы.

*Разделение подсистем “подрост и подлесок”, “травянисто-кустарничковый ярус”, “моховой покров”, “дикие животные”*

Наиболее детально указанные подсистемы рассмотрены в модели украинских исследователей [14], которая учитывает поток радионуклида в два вида мохового покрова, четыре вида грибов, два вида ягод, два вида животных, пять компарментов подлеска (выделены ассимилирующие органы, кора и древесина ствола, ветки, корни). Конкретные виды, для которых проводится оценка показателей радиоактивного загрязнения, приведены также в модели финских исследователей [13].

В целом ряде рассмотренных моделей [3, 22] учитывается поток в подсистемы “подрост и подлесок”, “травянисто-кустарничковая растительность”, “лесные грибы”, “лесные ягоды”, “моховой покров”, однако не указываются конкретные виды, для которых выполнена оценка удельной активности. Вместе с тем, межвидовые различия растений подлеска, лесных грибов и ягод по величине накопления весьма существенны [12, 14].

Кроме того, для определения параметров потока радионуклида в вышеотмеченные подсистемы необходимы данные по биомассе исследуемых видов. К сожалению, информация по биомассе грибов и их мицелия, имеющая большое

значение для миграции радионуклидов в экосистеме, практически отсутствует [12, 14].

### ОБСУЖДЕНИЕ

Рассмотренные модели распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах имеют индивидуальные отличия, однако в них просматриваются и некоторые общие черты, позволяющие сформулировать наиболее распространенные подходы к моделированию. Анализ моделей распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах проводился в ряде работ [27–29].

Наиболее часто лесной биогеоценоз делится на две основные подсистемы: лесная почва и древесный ярус. В подсистеме “лесная почва” лесная подстилка разделяется на подгоризонты, а минеральная часть почвы – на 8–10 почвенных слоев с разделением на подвижную и фиксированные физико-химические формы нахождения радионуклида в исследуемых почвенных слоях. К сожалению, данное разделение представляется весьма условным, оно динамично и отражает распределение физико-химических форм с некоторой точностью только на текущий момент отбора образцов, на что указывали ряд результатов исследований [4, 12, 30]. Немногочисленные модели посвящены попытке точного математического описания процессов распределения радионуклидов по физико-химическим формам нахождения и возможное влияние этого перераспределения на поступление радионуклида в древесные растения [21, 31]. На наш взгляд, моделирование потока радионуклида без разделения по биологической доступности, пропорционально общей активности в компартменте, позволит получить данные по распределению с приемлемой точностью и без введения дополнительных и трудно контролируемых связей.

В древесном ярусе обычно выделяют 4–7 компартментов, важнейшие из которых – древесина и кора ствола, ассимилирующие органы, ветки.

Предполагается перераспределение радионуклида между компартментами экосистемы в потоковой форме, основу которой определяет система линейных дифференциальных уравнений I порядка.

В моделях учитывается поступление радионуклида на поверхность лесной подстилки с опадом и выведение в почву с корневыми выделениями. Однако корневые системы деревьев, особенно старших возрастов, остаются крайне сложным объектом для исследования, поскольку нет точных данных об их биомассе, распределении в вертикальном профиле почвы, интенсивности и составе корневых выделений, особенно тонких соющих корней, ответственных за минеральное питание [32].

Поступление радионуклида в лесной биогеоценоз обычно предполагается вследствие разовых аэральных радиоактивных выпадений, после чего происходит формирование внекорневого радиоактивного загрязнения непосредственно экспонированных к выпадениям элементов фитомассы (ассимилирующие органы, кора ствола и веток). Вместе с тем разработаны модели, которые оценивают распределение радионуклида в экосистеме по корневому пути от некоторого начального уровня загрязнения почвы.

При моделировании процессов миграции остается открытым в силу недостаточной изученности вопрос о параметрах обратного переноса радионуклидов вверх по вертикальному профилю почвы. При изучении закономерностей миграции радионуклидов в почве исследователи [5, 6, 12–14] указывают на возможность протекания данного процесса, однако точные параметры не приводятся.

Разделение внешнего (связанное с внекорневым радиоактивным загрязнением) и внутреннего (связанное с корневым поступлением радионуклидов) частей древесного яруса носит, в большей степени, теоретический характер, так как неизвестны точные параметры переноса радионуклида между ними, а также влияния на этот процесс целого ряда лесоводственных факторов, в первую очередь возраста древесных растений.

Предполагается, что корневое поступление радионуклида происходит пропорционально приросту биомассы, распределению корневых систем, радионуклида и его доступных физико-химических форм нахождения в вертикальном профиле почвы. Однако при рассмотрении моделей миграции радионуклидов в лесном биогеоценозе в потоковой форме влияние всех указанных распределений нивелируется, и они отражаются одним числовым значением – константой переноса.

Весьма неоднозначным, на наш взгляд, является учет в константах переноса моделей влияния возраста и периода вегетационного сезона, что связано с противоречивыми и неоднозначными данными о влиянии этих факторов на накопление радионуклидов в древесном ярусе (более детальный обзор результатов исследований в данном направлении приведен у А.И. Щеглова [12] и А.Н. Переволоцкого [4]). По этой причине наиболее оптимально приводить константы переноса для конкретных условий, в которых проведены исследования и выполнено уточнение констант переноса.

К сожалению, далеко не во всех анализируемых моделях приводятся данные о пробных площадях, на которых были получены значения параметров моделей, очевидно, что они должны быть привязаны к определенному возрасту и породному

составу насаждения, типу лесорастительных условий. Данные условия строго соблюдены далеко не во всех моделях [6, 10, 14, 16, 17, 25]. Важно указать возможность и условия переноса моделей в другие природно-климатические и лесоводственные условия.

Остается открытым и вопрос об описании самих моделей. Наиболее часто описываются математический аппарат и алгоритм расчета, однако параметры уравнений или константы переноса радионуклидов приводятся нечасто [6, 14, 16, 17, 25]. При этом указанные параметры перехода из лесной почвы в компартмент древесного яруса только в первом приближении являются стационарными, а на самом деле зависят от периода вегетационного сезона, что требует установления закономерностей их изменения для корректного учета в модели распределения.

В качестве открытого вопроса для дальнейшего обсуждения остается выбор репрезентативных компартментов и мелкокомпаратментный перенос (например, между заболонной и ядровой частями древесины, лубом и наружными частями коры, между хвоей одного возраста в различных частях кроны). Представляется, что эффективным решением данного вопроса могло бы стать проведение модельных экспериментов с искусственным внесением радионуклидов. Данное обстоятельство объясняется недостатком данных о ранних этапах перераспределения радионуклида в лесной экосистеме после аварийных выпадений, поскольку основная масса информации была получена на стадиях интенсивного корневого накопления и квазиравновесного распределения радионуклидов в экосистеме [4, 12, 14].

Решение вопросов мелкокомпаратментного переноса напрямую связано с проблемой выбора временного шага для моделирования, поскольку перенос радионуклидов внутри древесного растения происходит относительно быстро. Определение динамики удельной активности элементов надземной фитомассы древесного растения сопряжено с определенными трудностями из-за отсутствия эффективных инструментов измерения на растущих деревьях, а отбор проб со стоящих деревьев не совсем корректен, это биологически разные объекты.

Практически все рассмотренные модели посвящены распределению  $^{137}\text{Cs}$ . Только имитационные модели Р.М. Алексахина с соавт. [6, 25] разработаны в 60–70-х годах XX века для исследования распределения  $^{90}\text{Sr}$  в экосистемах соснового и березового лесов на Восточно-Уральском радиоактивном следе. На современном этапе проблеме моделирования  $^{90}\text{Sr}$  в лесных экосистемах посвящены работы С.В. Машихина с соавт. [33, 34], данные модели являются дальнейшим развитием модели Ecorad для исследования рас-

пределения в лесной экосистеме  $^{90}\text{Sr}$ . Одна из моделей посвящена распределению радионуклида в экосистеме соснового леса с шагом в 1 год [33], вторая модель учитывает почасовую динамику углерода органического вещества и посуточную динамику содержания Са и  $^{90}\text{Sr}$  в основных компонентах дубовых насаждений [34].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Моделирование распределения радионуклидов в природных биогеоценозах и прогнозирование на их основе содержания в хозяйственно-ценных компонентах радиоактивных веществ имеет большое значение, поскольку позволяет выработать подходы к эффективному управлению исследуемыми экосистемами в условиях радиоактивного загрязнения. В настоящее время разработаны достаточно эффективные потоковые и функциональные модели распределения  $^{137}\text{Cs}$  в лесных биогеоценозах, однако невозможно выработать некую универсальную модель. Каждая из них ограничена определенным природно-климатическим районом, типом лесорастительных условий, возрастом и составом насаждения, в котором проведены исследования по установлению констант переноса. Использование полученных данных в иных условиях приведет к существенному искажению результатов.

К сожалению, основное количество научных исследований по проблемам моделирования распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах опубликовано в 1990-е – начале 2000-х годов. На современном этапе научные публикации в данном направлении практически отсутствуют.

Исходя из проведенного анализа можно выделить некоторые “узкие” места в радиоэкологическом лесном моделировании:

- отсутствуют данные о распределении радионуклидов на ранних стадиях поступления в биогеоценоз, что не позволяет в полной мере определить перенос между наружными и внутренними частями древесного растения;

- параметризация уравнений: большинство моделей поведения радионуклидов в лесных биогеоценозах базируется на непродолжительных исследованиях, отсутствуют данные по параметрам моделей на отдаленном этапе после радиоактивных выпадений (20 и более лет);

- исключительно гипотетический характер свойственен результатам исследований о перераспределении радионуклидов внутри отдельных органов и тканей древесных растений;

- для учета в моделях миграции влияния физико-химических форм нахождения радионуклидов в лесных почвах требуется детальное обоснование и установление количественных закономерностей динамики их перераспределения;

– недостаточно данных о роли в перераспределении радионуклидов таких подсистем лесного биогеоценоза как подрост и подлесок, лесные грибы и ягоды, моховой покров;

– недостаточно данных о количественном влиянии лесоводственных факторов (возраст, тип лесорастительных условий, породный состав насаждения) на константы переноса радионуклида в системе “лесная почва—древесное растение”;

– очень разрозненная и несистематизированная информация о влиянии сезонного фактора на распределение радионуклидов в лесном биогеоценозе.

Таким образом, можно отметить, что многие факторы, учитываемые в существующих моделях, носят теоретический характер и в недостаточной степени подкреплены статистически установленными закономерностями.

Решение данных проблем, имеющих несомненную актуальность для построения моделей распределения радионуклидов в окружающей среде, возможно только при организации широкомасштабных радиоэкологических исследований в модельных и натуральных условиях по единым методикам, разработанным и согласованным различными исследовательскими группами, занимающиеся проблемами радиоэкологического моделирования. Подобные исследования должны быть проведены на пробных площадях с определенными показателями статистического распределения параметров радиоактивного загрязнения и накопления лесными растениями, иметь строго определенные лесоводственные и почвенные характеристики. Полученные в таких условиях данные о распределении радионуклидов в исследованных биогеоценозах могут стать надежной основой для подготовки соответствующих моделей распределения.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.
2. *Мамихин С.В.* Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М.: МГУ, 2003. 172 с.
3. *Спирidonov С.И.* Лесные экосистемы: прогноз последствий радиоактивного загрязнения и обоснование защитных мероприятий: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.01. Обнинск: ВНИИСХР, 2003. 48 с.
4. *Переволоцкий А.Н.* Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с.
5. Проблемы лесной радиоэкологии: Сб. науч. тр. / Под ред. Р.М. Алексахина. Вып. 38. М.: Гидрометеоздат, 1979. 75 с.
6. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
7. *Мухамедшин К.Д., Чилимов А.И., Мишуков Н.П. и др.* Лесное хозяйство в условиях радиации. М.: ВНИИЦлесресурс, 1995. 56 с.
8. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (В связи с аварией на ЧАЭС) / Под ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск: Наука и техника, 1995. 582 с.
9. *Булавик И.М.* Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья: Автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук: 06.03.03. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1998. 40 с.
10. *Дворник А.М.* Радиоэкологическая оценка лесных экосистем после ядерных аварий: методология, моделирование, прогноз: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 06.03.03. Гомель: ИЛ НАНБ, 1998. 40 с.
11. *Краснов В.П.* Радиоэкологія лісів Полісся України. Житомир: Волинь, 1998. 112 с.
12. *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.
13. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. A literature review: Report of the Forest Working Group of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS) Programme. Vienna: IAEA, 2002. 127 p.
14. *Краснов В.П., Орлов А.А., Бузун В.А., Ландин В.П.* Прикладная радиоэкология леса. Житомир: Полесье, 2007. 680 с.
15. *Лиденко Л.Г.* О содержании и формах нахождения  $^{137}\text{Cs}$  и калия в хвое и древесине сосны // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сб. науч. тр. Ин-т леса НАН Беларуси. Вып. 51. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2000. С. 150–157.
16. *Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О.* Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. Київ: Наук. думка, 2004. 221 с.
17. *Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В. и др.* Прогнозная оценка накопления  $^{137}\text{Cs}$  в древесине сосновых насаждений “ближнего” следа радиоактивных выпадений Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 6. С. 1–7.
18. *Shaw S., Mamikhin S., Dvornik A., Zchuchenko T.* Forest model descriptions // II Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental collaboration project No 5. Final report, European Commission EUR 16531. VIII. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. P. 26–31.
19. *Shell W.R., Linkov I., Myttenaere C., Morel B.* A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forest from nuclear accidents // J. Health Phys. 1996. V. 70. № 3. P. 318–335.



20. Frissel M.J., Shaw G., Robison C., Holm E., Crick M. Model for the long term countermeasures in forests // Radioecology and the restoration of radioactive-contaminated sites / Eds F.F. Luykx and M.J. Frissel. New York: Kluwer Acad. Publ., 1996. P. 137–154.
21. Коноплёва И.В., Авила Р., Булгаков А.А. и др. Метод оценки биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  в лесных почвах // Радиационная биология. Радиозэкология. 2002. Т. 42. № 2. С. 204–210.
22. Avila R., Bergman R., Scimone M., Fesenko S., Sancharova N., Moberg L. A comparison of three models of  $^{137}\text{Cs}$  transfer in forest ecosystems // J. Environ. Radioact. 2001. V. 55. № 8. P. 315–327.
23. Bergman R., Nylén T., Palo T., Lidström K. The behaviour of radioactive caesium in a boreal forest ecosystem // The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology / Ed. L. Moberg. Stockholm: Swed. Radiat. Prot. Inst., 1991. P. 425–456.
24. Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Авила Р., Гонтаренко И.А. Моделирование поведения  $^{137}\text{Cs}$  в лесных экосистемах и прогноз его накопления в лесной продукции // Радиационная биология. Радиозэкология. 2001. Т. 41. № 2. С. 217–225.
25. Алексахин Р.М., Гинзбург Л.Р., Медник И.Г., Прохоров В.М. Модель круговорота  $^{90}\text{Sr}$  в лесном биогеоценозе // Экология. 1976. № 3. С. 5–14.
26. Ляпунов А.А. Моделирование биогеоценологических процессов. М.: Наука, 1981. С. 5–29.
27. Shaw G., Venter A., Avila R. et al. Radionuclide migration in forest ecosystems – results of a model validation study // J. Environ. Radioact. 2005. V. 84. P. 285–296.
28. Linkov I., Burmistrov D., Kandlikar M., Shell W. Reducing Uncertainty in the Radionuclide Transport Modeling for the Chernobyl Forests Using Bayesian Updating // Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Eds I. Linkov, W. Shell. Ser. 2: Environmental Security. V. 58. New York: Kluwer Acad. Publ., 1999. P. 143–150.
29. Reisen T.K., Avila R., Moberg L., Hubbard L. Review of forest models developed after the Chernobyl NPP accident // Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives / Eds I. Linkov, W. Shell. Ser. 2: Environmental Security. V. 58. New York: Kluwer Acad. Publ., 1999. P. 151–160.
30. The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices / Eds G. Rauret, S. Firsakova // European Commission. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1996. № 8. 182 p.
31. Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. Моделирование поведения  $^{137}\text{Cs}$  в системе “почва–растение” при внесении агроメリорантов // Радиационная биология. Радиозэкология. 2001. Т. 41. № 3. С. 337–344.
32. Зайцев Г.А. Особенности формирования корневых систем сосны обыкновенной (*Pinus silvestris* L.) и лиственницы Сукачева (*Larix sukaczewii* Dyl.) в техногенных условиях Предуралья: Дис. ... канд. биол. наук. Уфа: УПЦ, 2000. 178 с.
33. Мамихин С.В., Никулина М.В. Имитационная модель поведения  $^{90}\text{Sr}$  в почве и древесном ярусе соснового леса // Радиационная биология. Радиозэкология. 2005. Т. 45. № 2. С. 218–226.
34. Мамихин С.В. Модель посуточной динамики  $^{90}\text{Sr}$  в почве и древесном ярусе дубравы // Сб. мат. конф. “Информационно-вычислительные технологии в решении фундаментальных и прикладных научных проблем”. М.: НВК “Вист”, 2013. С. 19–20.

## Revisiting the Modelling of Radionuclide Distribution in Forest Ecosystems

A. N. Perevolotsky<sup>1,\*</sup>, E. A. Goncharov<sup>2</sup>, T. V. Perevolotskaya<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Russian Research Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

<sup>2</sup>Volga State University of Technology, Yoshkar-Ola, Mari El Republic, Russia

\*e-mail: aleks\_perevolotsky@mail.ru

The existing models of radionuclide distribution in forest biogeocoenoses are analyzed. The basic model ideas about forest biogeocoenoses, decomposition principles of decomposition of forest biogeocoenosis into subsystems and separate compartments, methodical approaches to determine the parameters of radionuclide transfer have been considered. The problematic aspects of modeling the distribution of radionuclides in forest biogeocoenoses are highlighted.