

КОНЦЕПТУАЛЬНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ ДОЗИМЕТРИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ОБЛУЧЕНИЯ РАСТЕНИЙ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПРИ ХРОНИЧЕСКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ

© 2019 г. А. Н. Переволоцкий^{1,*}, Т. В. Переволоцкая¹, С. И. Спиридонов¹

¹ Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

* E-mail: forest_rad@mail.ru

Поступила в редакцию 22.01.2018 г.

Проанализированы преимущества и недостатки применения коэффициентов дозового преобразования для оценок доз облучения биоты. Показано формирование дозы облучения растений в наземных биогеоценозах при хронических радиоактивных выпадениях от совокупности источников: облако радиоактивного выброса, поверхность почвы, корнеобитаемый слой почвы, внутренние и внешние части растений, загрязненные по корневому и внекорневому путям поступления радионуклидов. На основании анализа литературных данных разработаны основные допущения и положения дозиметрической модели облучения растений природных, полуприродных и аграрных биогеоценозов при хронических радиоактивных выпадениях.

Ключевые слова: мощность поглощенной дозы, β -излучение, γ -излучение, радионуклиды, поверхностное радиоактивное загрязнение, растения, поверхностный слой почвы, корнеобитаемый слой почвы, биогеоценоз

DOI: 10.1134/S0869803119010089

В течение длительного времени (до 90-х гг. XX века) в решении вопросов радиационной защиты окружающей среды преобладал антропоцентрический подход, в основу которого положен постулат “защищен человек – защищена биота” [1]. Однако результаты многочисленных радиоэкологических исследований свидетельствовали о формировании значительных доз облучения и связанных с ними радиационно-индуцируемых эффектов в наземных биогеоценозах с высоким уровнем радиоактивного загрязнения [2–6], что сыграло определенную роль в переходе к экоцентрическому подходу при обеспечении радиационной безопасности природной среды. Учитывая широчайший видовой состав биоты, а также разнообразие особенностей строения и взаимодействия между ее компонентами, представляется очевидной крайняя сложность разработки единых концептуальных подходов и универсальной дозиметрической модели облучения живых организмов. Эта проблема усложняется также необходимостью учета особенностей поступления радиоактивных веществ в структурные элементы биогеоценоза и перераспределения между ними. Цель настоящего исследования – разработка концептуальных положений дозиметрической модели облучения растительной компоненты наземных биогеоценозов при хронических радиоактивных выпадениях.

Существующие подходы к оценке доз облучения биоты

Основные подходы и принципы проведения оценок радиационного воздействия на биоту сформулированы в Публикации МКРЗ 91 [7]. Дальнейшее развитие методологии дозовых оценок, выполненное на основании большого количества источников, нашло отражение в публикации МКРЗ 108 [1], в которой представлена концепция “референтного животного или растения”, обоснованы критерии его выбора, сформулированы основные допущения и положения дозиметрической модели, приведена методика дозиметрических расчетов и коэффициенты дозового преобразования для различных организмов. В качестве референтных растений выбраны дикорастущая трава и сосна.

В соответствии с Публикацией МКРЗ 108 [1] оценка доз облучения референтных животных и растений базируется на расчете поглощенной дозы, создаваемой внешним или внутренним облучением различными видами ионизирующего излучения (α - и β -частицами, γ -квантами, нейтронами, тяжелыми ионами, продуктами деления) с учетом следующих допущений:

– доза внутреннего облучения пропорциональна удельной активности органов или тканей референтного растения, а внешнего облучения –

содержанию радиоактивных веществ в почве. При этом рассматривается внешнее облучение от поверхностного слоя почвы с массовой толщиной 0.5 г/см^2 для случая свежих радиоактивных выпадений и от объемного источника толщиной 10 см для облучения от естественных радионуклидов и находящихся в течение длительного времени в почве — техногенных;

— сценарий облучения растений подразумевает облучение их надземных частей. При этом референтная дикорастущая трава рассматривается как однородный слой толщиной 10 см над поверхностью почвы при оценке внешнего облучения и в виде эллипсоида $5 \times 1 \times 1 \text{ см}$ — для внутреннего. Референтная сосна рассматривается в виде эллипсоида $1000 \times 30 \times 30 \text{ см}$ (ствол дерева) и эта геометрия использована при оценке дозы внутреннего облучения. Расчет внешнего облучения ствола сосны от почвы проводится для 9-метрового однородного слоя, расположенного на высоте от 1 до 10 м над ее поверхностью;

— удельная активность в референтном растении может быть рассчитана с помощью коэффициентов накопления или перехода при условии установления квазиравновесного распределения в системе “окружающая среда—растение” [8] или для конкретных видов растений [9]. В случае отклонения величин параметров накопления, полученных в ходе экспериментальных работ, от приведенных в [8, 9] рекомендуется принимать экспериментально установленные значения для конкретных условий в которых проведены эксперименты;

— оценка доз проводится на основе коэффициентов дозового преобразования ($K_{\text{ДП}}$), специфичных для каждого радионуклида и представляющих собой отношение его содержания в различных средах к мощности дозы внешнего или внутреннего облучения для конкретного референтного животного или растения. Впервые применение $K_{\text{ДП}}$ было обосновано в работах [10, 11];

— $K_{\text{ДП}}$ применяются из условия равномерного распределения радионуклидов в референтном растении и в окружающей его среде (в почве или на ее поверхности);

— входными параметрами при оценке доз облучения являются измеренные или рассчитанные удельные активности радионуклидов в референтном растении и в окружающей его среде, а $K_{\text{ДП}}$ следует рассматривать как функцию среды, физических характеристик радионуклида, геометрических характеристик объекта облучения (мишени) и пути облучения;

— состав тканей референтных животных и растений эквивалентен четырехкомпонентному составу с плотностью тела 1 г/см^3 , а расчет поглощенной фракции излучения в ткани продолжает-

ся до снижения энергии фотонов $<1 \text{ кэВ}$, а электронов — $<10 \text{ кэВ}$;

— дочерние радионуклиды с периодом полувыведения из организма < 10 дней находятся в вековом равновесии с материнскими. Дочерние радионуклиды исключаются, если их энергетические характеристики излучения меньше, чем у материнских.

Методические подходы к расчету $K_{\text{ДП}}$ для внутреннего облучения водных организмов, основанные на оценке поглощенной фракции β - и γ -излучения для широкого спектра эллипсоидов и сфер, приведены в работе [12]. Авторами применен коэффициент изменения масштаба облучаемого организма как функция показателя несферичности (отношение площади поверхности сферы к площади несферического тела той же массы) и энергии переносчика излучения. Разработанный метод позволил проводить оценку $K_{\text{ДП}}$ внутреннего облучения для широкого спектра организмов и применим для их нахождения на границе других сред (например, “организм—воздух”), хотя различия в оценке доз находятся в прямой зависимости от плотности среды. Практические методы определения $K_{\text{ДП}}$ для внешнего облучения референтных животных и растений от γ -излучения приведены в работах [1, 13].

Расчет $K_{\text{ДП}}$ для ряда дозиметрических моделей облучения биоты FASSET-ERICA [13], EDEN [14], RESRAD-BIOTA [15] проводится с применением уравнений переноса излучения методом Монте-Карло. Очевидными преимуществами данного метода является возможность учета широкого спектра материалов, использование различных геометрий и физических свойств источников и мишеней, адекватный учет физических процессов радиационного переноса в многослойных средах, учет временного интервала для расчета доз облучения, интерполяция расчетов $K_{\text{ДП}}$ на другие организмы.

В моделях R&D 128 и DOSES3D [16], Е.В. Спирина [17] расчет $K_{\text{ДП}}$ осуществлен путем интегрирования функции ослабления точечного источника излучения при оценке дозы от γ -излучения, а в моделях LIETDOS-BIOS, DosDiMEco коэффициенты дозового преобразования рассчитаны с помощью функций поглощения излучения в фантоме с последующей интерполяцией на организмы, имеющие иную геометрию.

Выполнение расчетов $K_{\text{ДП}}$ для различных референтных животных и растений с применением обоих методов (симуляция переноса излучения методом Монте-Карло и инженерные методы расчета мощности дозы) дают сопоставимые результаты [16–18].

Преимуществом применения $K_{\text{ДП}}$ для оценки облучения референтных животных и растений

является простота выполняемых расчетов. Вместе с тем авторы Публикации 108 обращают внимание исследователей на ряд нерешенных вопросов в области дозиметрических оценок для растений, в частности, сосны обыкновенной, к которым они относят отсутствие моделей формирования доз облучения генеративных органов и точек роста [1]. В этом контексте важно отметить наличие радиационно-индуцируемых эффектов в кронах сосны обыкновенной и ели европейской в зоне радиоактивных выпадений НПО “Маяк” и ЧАЭС [2, 3, 5, 6], что было обусловлено высокой задерживающей способностью аэральных радиоактивных выпадений указанными древесными породами и формированием значительных доз облучения в кроне, в основном, за счет β -излучения [2].

Следует указать, что определенным недостатком $K_{дп}$ является их зависимость от биометрических характеристик растений, особенно травянистых, которые могут сильно изменяться в течение вегетационного сезона. Соответственно требуется либо экстраполяция значений $K_{дп}$, либо их повторные расчеты.

Другим путем развития дозиметрических моделей облучения биоты является применение аналитических методов. Так, в проекте ЕРІС [19] используются керма-аппроксимации радиационного переноса, в ряде работ [20–24] применены различные аналитические методы для дозиметрических оценок с использованием однородных изотропных моделей или упрощенных аналитических решений на основе инженерных методов расчета поглощенной дозы путем интегрирования функции ослабления точечного источника излучения. При этом показана возможность применения данных методов расчета для случая изменения биометрических показателей облучаемых организмов и содержания радионуклидов в окружающей среде [24]. Следует признать достаточную трудоемкость расчетов мощности поглощенной дозы растений с помощью аналитических методов. Расчет мощности поглощенной дозы с применением $K_{дп}$ очень прост, однако получение самих значений $K_{дп}$ требует применения специального программного обеспечения (например, MCNP).

Таким образом, оценка доз облучения растений на основе $K_{дп}$ имеет ряд несомненных преимуществ, к числу которых следует отнести простоту и низкую трудоемкость (за исключением получения самих значений $K_{дп}$). $K_{дп}$ жестко привязаны к геометрии референтных животных и растений и определяются из условия равномерного распределения радионуклида в организме и квазиравновесного — в системе “окружающая среда—организм”. На данный момент для формирования мощности поглощенной дозы облучения

растений не рассматриваются источники “облако радиоактивных выпадений” и “поверхность растений”. В связи с вышесказанным, представляется актуальной разработка методов расчета дозовых нагрузок на референтные животные и растения с учетом всей совокупности путей облучения и возможных геометрий “источник — мишень”.

*Особенности поступления радионуклидов
в окружающую среду при хронических
радиоактивных выбросах*

Поступление техногенных радионуклидов в атмосферу может быть связано со штатными радиоактивными выбросами предприятий ядерного топливного цикла [25, 26], а их распространение относительно источника выброса определяется среднесуточными метеорологическими условиями и формами нахождения радионуклидов в составе выброса [25, 27–30]. Как правило, радионуклиды, поступившие в атмосферу в газообразном виде (радиоактивные изотопы инертных газов), практически не подвержены гравитационному осаждению на земную поверхность, не вымываются атмосферными осадками и способны распространяться на значительные расстояния от источника выброса. Радионуклиды в составе аэрозольных частиц, а также радиоактивные изотопы йода в молекулярной и органической формах способны осаждаться на земную поверхность вследствие воздействия сил гравитации и вымываться осадками. При этом скорость осаждения пропорциональна размерам частиц, а вымывания — интенсивности атмосферных осадков [25, 28, 29].

При осаждении радионуклидов на почвенно-растительный покров важную роль играет степень развития наземной фитомассы растений, произрастающих в зоне радиоактивных выпадений. Как правило, величина активности радионуклидов, задержанных наземной фитомассой, находится в обратной зависимости от дисперсности частиц выпадений и в прямой — от величины наземной фитомассы, произрастающей на единице поверхности почвы и ее распространенности по высоте [2, 31, 32]. При этом наибольшей задерживающей способностью по отношению к аэральным выпадениям радионуклидов (до 95%) характеризуется наземная фитомасса молодых плотно сомкнутых хвойных насаждений [2].

При хронических радиоактивных выпадениях в течение вегетационного сезона активность растений определяется установлением динамического равновесия между поступлением радионуклидов на поверхность растений и их удалением вследствие процессов поверхностного очищения или радиоактивного распада.

Время установления равновесия и величина равновесной активности зависят от особенностей процессов поверхностного очищения от радио-

нуклидов и биометрических показателей растительной компоненты конкретного биогеоценоза. В течение наиболее длительного времени происходит установление динамического равновесия в наземной фитомассе растений с большой биомассой, многолетним циклом развития и длительным периодом “жизни” ассимилирующих органов (например, хвойные древесные породы лесных фитоценозов) при загрязнении долгоживущими радионуклидами. Для растений с такими характеристиками отмечается и наибольшая величина равновесной активности.

Радиоактивное загрязнение радионуклидами поверхности почвы природных биогеоценозов формируется за счет их удаления с поверхности растений и непосредственного поступления из атмосферы, соответственно, происходит постепенное накопление выпавших радиоактивных веществ в поверхностном слое почвы. В последующем, вследствие миграционных процессов, распределение радионуклидов в вертикальном профиле почвы становится близким к экспоненциальному.

В почвах аграрных биогеоценозов целесообразно выделить два основных депозитария радионуклидов: тонкий поверхностный и толстый пахотный слои почвы, отличающиеся по особенностям распределения в них радиоактивных веществ, поступивших с хроническими выпадениями в педосферу. На поверхности почвы радиоактивное загрязнение формируется в тонком поверхностном слое за счет процессов осаждения частиц выпадений непосредственно из атмосферы и удаления их с поверхности растений в течение текущего вегетационного сезона. В пахотном слое почвы радионуклиды, поступившие за предыдущие годы радиоактивных выпадений, распределены равномерно по всей глубине пахотного слоя вследствие агротехнических мероприятий. Для консервативной оценки облучения биоты можно пренебречь миграцией в системе “поверхностный — пахотный слои почвы” и за пределы пахотного слоя.

Очевидно, что в начале хронических радиоактивных выбросов поверхностное радиоактивное загрязнение растений и почвы доминирует в формировании внешнего облучения. В последующем, в облучении растений возрастает роль радионуклидов, накопленных в корнеобитаемом слое за предыдущие годы хронических выпадений. Важным источником формирования дозы могут являться и сами растения вследствие корневого поступления радионуклидов. При рассмотрении проблем дозоформирования растений следует учитывать фоновое содержание техногенных радионуклидов, поступление которых может быть обусловлено иными причинами (в частности, глобальными радиоактивными выпадениями). Данное обстоятельство связано с тем, что при

низкой интенсивности хронических радиоактивных выпадений данный источник поступления радионуклидов может сформировать значительно меньшие дозы по сравнению с дозами, обусловленными фоновым радиоактивным загрязнением.

Таким образом, при хронических радиоактивных выпадениях можно выделить пять основных мест локализации радионуклидов и связанных с ними источниками облучения [17, 24, 33]:

- атмосферный воздух. Его активность определена присутствием в нем радиоактивных изотопов инертных газов в газообразной форме, радиоактивных изотопов йода в аэрозольной, молекулярной и органической формах, а также целого ряда продуктов деления и активации в аэрозольной форме. Данный источник облучения представляет собой полубесконечное пространство с равномерно распределенной объемной активностью радионуклидов и существует постоянно в течение всего времени, пока происходят хронические радиоактивные выбросы. Он характерен для всех радионуклидов выброса, независимо от скорости их гравитационного осаждения на земную поверхность. Облучение растений происходит в течение периода вегетации;

- поверхность растений, активность которой обусловлена осажденными на нее радионуклидами в различных формах. Облучение растений происходит от бесконечного плоского источника конечной толщины, равной высоте растений с равномерным распределением активности;

- поверхность почвы, на которую поступают радионуклиды непосредственно из атмосферы и с поверхности растений, на ней формируется бесконечный тонкий источник облучения растений;

- наземная фитомасса растений, радиоактивное загрязнение которой обусловлено накоплением радионуклидов из корнеобитаемого слоя почвы. При этом формируется бесконечный источник конечной толщины, равный высоте наземной фитомассы растений;

- корнеобитаемый слой почвы, накопивший радионуклиды за предыдущие годы радиоактивных выпадений. Доза внешнего облучения растений формируется бесконечным источником конечной толщины, равным толщине корнеобитаемого слоя почвы. При этом в аграрных биогеоценозах распределение радионуклидов по глубине корнеобитаемого слоя носит равномерный характер, а в природных биогеоценозах — близкий к экспоненциальному.

Таким образом, оценки поглощенных доз растений в биогеоценозах при хронических радиоактивных выпадениях целесообразно проводить с учетом динамического характера распределения радионуклидов в системе “поверхность растений—поверхность почвы” и изменения биометрических показателей облучаемых растений.

*Основные допущения и положения
дозиметрической модели облучения растений
при хронических радиоактивных выпадениях*

Анализ литературных источников по вопросам моделирования формирования радиационной обстановки в различных классах природно-растительных сообществ [2, 34, 36–39] и доз облучения живых организмов [14, 15, 17, 19, 24, 30, 33] позволил сформулировать ряд допущений и положений дозиметрической модели облучения растений с учетом специфики поступления радионуклидов в биогеоценозы при хронических радиоактивных выпадениях [25–29].

Постоянные (штатные) выбросы радионуклидов в атмосферный воздух следует рассматривать как фактор, определяющий хронические радиоактивные выпадения на земную поверхность и поверхностное радиоактивное загрязнение растительной и почвенной компонент биогеоценозов в течение вегетационного периода.

После завершения периода вегетации основным депо радиоактивных веществ для всех биогеоценозов, кроме хвойных лесных, является почва. Продолжительность жизни хвои и постепенное ее отмирание определяют постоянное задержание радионуклидов, осаждающихся из атмосферы.

При моделировании поступления радионуклидов в биогеоценоз предполагается, что аграрные биогеоценозы представлены одной культурой, лесные – чистыми насаждениями с одной преобладающей породой (более девяти единиц в составе насаждения). Это связано со сложностями моделирования биометрических показателей растений (высоты, биомассы и т.д.) при разном составе растительности.

На протяжении всего времени эксплуатации источника постоянных (штатных) выбросов радионуклидов предполагается неизменность интенсивности поступления радиоактивных веществ в атмосферу и их физико-химических форм в составе выброса. Радиоактивные изотопы инертных газов и ^{14}C поступают в атмосферу в газообразной форме с нулевой скоростью гравитационного осаждения и отсутствием эффекта вымывания из атмосферы, тритий – в составе пара НТО и в последующем включается в круговорот воды.

Поступление изотопов йода в окружающую среду предполагается в молекулярной, органической и аэрозольной формах, их доля в общей активности каждого радиоизотопа составляет 40–50%, 50–60% и 1–2% соответственно, а скорость гравитационного осаждения – 0.02, 0.0005 и 0.008 м/с [40].

В аэрозольной форме обычно принимают выброс радиоактивных изотопов щелочных, щелоч-

ноземельных, редкоземельных и переходных металлов. Консервативно скорость гравитационного осаждения аэрозолей принимается 0.008 м/с [25], однако радиоактивные изотопы различных химических элементов могут по-разному взаимодействовать с естественной пылью атмосферы, приобретая свойства последней и модифицируя скорость осаждения радионуклидов [41]. По этой причине желательна возможность модификации скорости гравитационного осаждения для разных радионуклидов.

При хронических радиоактивных выпадениях должно быть учтено вымывание радионуклидов из атмосферы осадками. Наиболее эффективно вымывание радионуклидов вблизи источника выброса, где его струя относительно плотная и компактная. По мере ее удаления от источника и выравнивания концентрации по высоте эффективность вымывания значительно снижается [27, 28]. Удаление изотопов йода и аэрозолей происходит с величиной абсолютной вымывающей способности, равной 10^{-5} ч/мм с, и зависит от общего количества и вида атмосферных осадков для рассматриваемой территории.

Вторичный ветровой подъем радионуклидов с поверхности почвы следует принять пренебрежимо малым, поскольку радиоактивные частицы, поднятые с ее поверхности, в основном, на нее же и оседают. Осаждение на растительный покров также можно признать незначительным, поскольку при слабом развитии растительного покрова его роль в задерживании частиц относительно мала. По мере увеличения высоты и биомассы растений пропорционально увеличивается плотность растительного покрова и соответственно возрастает его вклад в эффективное сдерживание дефляционных процессов.

Высоту аэродинамической шероховатости земной поверхности при расчете величины осаждения радионуклидов следует принять постоянной на протяжении всего времени эксплуатации источника постоянных (штатных) выбросов.

Распространение радионуклидов относительно источника хронических радиоактивных выбросов определяется среднесезонными метеорологическими условиями, количественными показателями которых являются среднегодовой метеорологический фактор разбавления и его интеграл. Расчет среднегодового метеорологического фактора разбавления основывается на повторяемости метеорологических условий при совместной реализации направления ветра на выбранном румбе для каждой категории устойчивости атмосферы и градации скорости ветра для исследуемой территории.

Величина плотности выпадений радиоизотопов йода и радиоактивных аэрозолей на земную поверхность определяется “сухим” и “мокрым”

осаждением радионуклидов. Величина первого пропорциональна среднегодовому метеорологическому фактору разбавления и скорости гравитационного осаждения, а второго – интегралу среднегодового фактора метеоразбавления и количеству атмосферных осадков.

Радионуклиды, поступающие на земную поверхность, частично задерживаются поверхностью надземной фитомассы растений. Количественной характеристикой данного процесса является коэффициент первоначального задерживания ($K_{з,i}$). Для древесных растений лесных биогеоценозов коэффициент первоначального задерживания можно принять равным величине сомкнутости крон в насаждении [2, 4]. Часть радионуклидов, не задержанная надземной фитомассой, а также удаляемая с ее поверхности по мере прохождения процессов очищения, перемещается на поверхность почвы.

Динамика активности радионуклидов на поверхности надземной фитомассы растений и почвы при хронических радиоактивных выпадениях с постоянной интенсивностью может быть описана системой линейных дифференциальных уравнений I порядка:

$$\begin{cases} \frac{dA_{\text{вып},i}}{dt} = \sigma_{\text{вып},i} K_{з,i} - A_{\text{раст},i} (\lambda_{\text{расп},i} + \lambda_{\text{очищ},i}) \\ \frac{d\sigma_{\text{почв},i}}{dt} = \sigma_{\text{вып},i} (1 - K_{з,i}) + A_{\text{раст},i} \lambda_{\text{очищ},i} - \sigma_{\text{почв},i} \lambda_{\text{эфф}_p,i} \end{cases} \quad (1)$$

где $A_{\text{раст},i}$ – активность i -го радионуклида в растительном ярусе, произрастающем на 1 м^2 поверхности почвы; $\sigma_{\text{почв},i}$ – активность i -го радионуклида в поверхностном слое почвы, на 1 м^2 ее поверхности; $\sigma_{\text{вып},i}$ – величина плотности выпадений i -го радионуклида из приземного слоя атмосферы на 1 м^2 земной поверхности; $K_{з,i}$ – коэффициент первоначального задерживания i -го радионуклида надземной фитомассой от величины $\sigma_{\text{вып},i}$, отн. ед.; $\lambda_{\text{расп},i}$ – постоянная распада i -го радионуклида; $\lambda_{\text{очищ},i}$ – постоянная очищения надземной фитомассы от i -го радионуклида; $\lambda_{\text{эфф}_p,i}$ – постоянная удаления i -го радионуклида из поверхностного слоя почвы, численно равна сумме постоянных распада и миграции за пределы поверхностного слоя $\lambda_{\text{эфф}_p,i} = \lambda_{\text{расп},i} + \lambda_{\text{мигр},i}$; t – время.

Под поверхностным слоем почвы рассматривается самый верхний слой с массовой толщиной 0.5 г/см^2 .

Мощность поглощенной дозы для растений от основных источников облучения (атмосферный воздух, поверхность растений и почвы, корнеобитаемый слой почвы, элементы надземной фитомассы, загрязненные по корневому пути по-

ступления) рассчитывается от β - и γ -излучения радионуклидов, находящихся на поверхности или внутри вышеуказанных источников. Можно пренебречь α -излучением от рассмотренных источников облучения в связи с малым пробегом его частиц в воздухе и эффективным задерживанием поверхностным кутикулярным слоем растений.

Оценка мощности поглощенной дозы от β -излучения проводится без учета экранирования поверхностными тканями растений, которое может снижать исследуемую величину в 1.5–2 раза [33].

Исходными данными для расчета мощности поглощенной дозы от атмосферного воздуха является объемная активность β - и γ -излучающих радионуклидов в облаке хронического выброса, которая рассчитывается исходя из предположения о нахождении облучаемого объекта (растения) внутри полубесконечного объемного источника излучения с рассчитанной концентрацией для каждого радионуклида в составе выброса.

Внешнее β - и γ -облучение растений от радионуклидов, поступивших на поверхность их надземной фитомассы, следует принимать внутри бесконечной пластины конечной толщины, равной высоте растений. Данная геометрия излучения рассматривается как воздушно-растительная среда с относительно равномерным распределением надземных частей растений (стеблей, листьев, генеративных органов) и заполняющим промежутки между ними воздухом.

Динамика активности воздушно-растительной среды при поверхностном радиоактивном загрязнении растений определяется одновременно протекающими процессами прироста биомассы, накопления радионуклидов на поверхности растений вследствие их осаждения из облака хронических выбросов и прохождения процессов очищения, обусловленных физическими и биогенными факторами. При этом возможно усвоение радионуклидов растениями через кутикулярную поверхность вследствие диффузии, дыхания, ионообменных процессов и выведение при избыточном увлажнении. Как правило, в наибольшей степени это явление свойственно для радиоактивных изотопов щелочных металлов и находящихся в анионной форме [32].

Источник облучения от β - и γ -излучающих радионуклидов, поступивших внутрь растения по корневому пути, также можно представить в виде бесконечной пластины конечной толщины, равной высоте растений. Исходными данными для расчета мощности поглощенной дозы являются величины удельной активности радионуклидов в надземной фитомассе растений. Их можно рассчитать из коэффициентов перехода или накопления в системе “растение–корнеобитаемый слой почвы” [8] и активности корнеобитаемого

слоя почвы. Последняя величина может быть рассчитана исходя из условия непрерывного осадения радионуклидов хронических выпадений на земную поверхность:

$$A_{T,i} = \int_0^T \sigma_{\text{вып},i}(t) e^{(-\lambda_i t)} dt, \quad (2)$$

где $A_{T,i}$ — плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом в момент времени T , Бк/м²; $\sigma_{\text{вып},i}$ — величина плотности выпадений i -го радионуклида из приземного слоя атмосферы на 1 м² земной поверхности за единицу времени, Бк/м².

Предполагается, что коэффициенты линейного ослабления и поглощения излучения в воздушно-растительной среде сопоставимы с таковыми для атмосферного воздуха.

При рассмотрении облучения растений от поверхности почвы принимается плоский источник облучения с массовой толщиной 0,5 г/см² [1]. Предполагается, что на поверхность почвы поступление радионуклидов идет в течение всего вегетационного сезона.

Корнеобитаемый слой почвы служит источником внешнего облучения растений от радионуклидов, накопленных за предыдущие годы хронических радиоактивных выпадений. Геометрией излучения является бесконечная пластина конечной толщины, равной толщине самого корнеобитаемого слоя почвы. Предполагается равномерное распределение активности в пределах корнеобитаемого слоя при проведении агротехнических мероприятий. Очищение слоя почвы происходит за счет радиоактивного распада и миграции радионуклидов за его пределы.

Распределение радионуклидов в надземной фитомассе растений принимается равномерным по их высоте в течение всего срока формирования радиационной обстановки для внекорневого и корневого поступления радионуклидов.

Мощность поглощенной дозы на растения целесообразно рассчитать только для надземной фитомассы, дозовые характеристики для подземной части растений не рассматриваются.

Расчет мощности поглощенных доз для растений при хронических радиоактивных выпадениях целесообразно проводить в течение вегетационного периода как наиболее критического периода их развития.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработана концепция дозиметрической модели облучения растений, основанная на закономерностях распределения радионуклидов хронических радиоактивных выпадений в системе “поверхность растений—поверхностный слой почвы”.

В предлагаемой модели выделено пять основных мест локализации радионуклидов и связанных с ними источников облучения растений.

В целом разработка дозиметрической модели облучения растений природных, полуприродных и аграрных биогеоценозов на основе предложенных концептуальных положений и допущений позволит уточнить и дополнить существующие представления о дозоформировании природной среды при хронических радиоактивных выпадениях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Защита окружающей среды: Концепция и использование референтных животных и растений. Публикация МКРЗ 108: Пер. с англ. М.: Академ-Принт, 2013. 216 с.
2. Криволюцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.
3. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территорий продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 144 с.
4. 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.
5. Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Быков А.В. и др. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 1996. 240 с.
6. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы (1986–2001 гг.). М.: ИПЦ Дизайн. Информация. Картография, 2002. 272 с.
7. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека. Публикация 91 МКРЗ: Пер. с англ. М.: Комтехпринт, 2004. 76 с.
8. ICRP 2009. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 114 // Ann. ICRP. 2009. V. 39. №6. 111 p.
9. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments (IAEA-TECDOC-1616). Vienna, 2009. 680 p.
10. Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources / Technical Reports S. No. 288. Vienna: IAEA, 1988. 127 p.
11. Pentreath R.J., Woodhead D.S. Towards the development of criteria for the protection of marine in relation to the disposal of radioactive wastes into the sea // Radiation Protection in Nuclear Energy. V. 2. Vienna IAEA, 1988. P. 213–243.
12. Ulanovsky A., Pröhl G. A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota // J. Environ. Biophys. 2006. V. 45. P. 203–214.

13. *Taranenko V., Pröhl G., Gomez-Roz J. M.* Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures // *J. Radiol. Prot.* 2004. V. 24. № 4A. P. A35–A62.
14. *Beaugelin-Seiller K., Jasserand F., Garnier-Laplace J., Garie J.C.* Modeling radiological dose in non-human species: principles, computerization, and application // *Health Phys.* 2006. V. 90. №5. P. 485–493.
15. Department of Energy. A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota / DOE-STD-1153-2002. Dept. Energy. Washington, D.C., 2002. 234 p.
16. Modeling radiation exposure and radionuclide transfer for non-human species / Report of the Biota Working Group of EMRAS. Theme 3. Vienna: IAEA, 2010. 244 p.
17. *Спиринов Е.В.* Метод расчета доз облучения животных для оценки последствий загрязнения окружающей среды // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2009. Т. 49. № 5. С. 608–616.
18. *Vives I., Battle J., Jones S.R., Gomez-Roz J.M.* A method for calculating dose per unit concentration values for aquatic biota // *J. Radiol. Prot.* 2004. V. 24. № 4A. P. A13–A34.
19. *Golikov V., Brown J.* Internal and External Dose Models – a Deliverable Report for EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic) / Contract EU: ICA2-CT-2000-10031 NRPA. Oslo, Norway, 2003. 35 p.
20. Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms: Report No. 109. Bethesda: National Council on Radiation Protection and Measurements, 1991. 252 p.
21. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards / Technical Reports Series № 332. Vienna: IAEA, 1992. 184 p.
22. *Copplestone D., Beilby S., Jones S.R. et al.* Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife / R&D Publication 128. Bristol: Environment Agency, 2001. 252 p.
23. *Higley K., Domotor S., Antonio E., Kocher D.* Derivation of screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota // *J. Environ. Radioact.* 2003. V. 66. № 1–2. P. 41–59.
24. *Спирidonov С.И., Фесенко С.В., Гераськин С.А. и др.* Оценка доз облучения древесных растений в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2008. Т. 48. № 4. С. 443–449.
25. *Гусев Н.Г., Беляев В.А.* Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991. 256 с.
26. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: Пер. с англ. / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. 512 с.
27. Методические рекомендации по расчету нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ из организованных источников в атмосферный воздух применительно для организаций Госкорпорации “Росатом” / УТВ. от 15.07.2014 г. М., 2014. 82 с.
28. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух / МТ 1.2.1.15.1176-2016. УТВ. 23.12.2016 г. М.: АО “Концерн Росэнергоатом”. 75 с.
29. Обоснование границ и условий эксплуатации санитарно-защитных зон и зон наблюдения радиационных объектов / МУ 2.6.5.010-2016. УТВ. 22.04.2016 г. 77 с.
30. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту / Под общей ред. И.И. Линге и И.И. Крышева, М.: ООО Сам Полиграфист, 2015. 265 с.
31. *Романов Г.Н.* Ликвидация последствий радиационных аварий: Справочное руководство. М.: ИздАТ, 1993. 336 с.
32. *Пристер Б.С.* Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии и радиоэкологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Чернобыль (Киев, обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с.
33. *Спиринов Е.В.* Теоретические и прикладные основы дозиметрических исследований в сельскохозяйственной сфере при радиоактивном загрязнении окружающей среды: Дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2002. 149 с.
34. *Израэль Ю.А., Стукин Е.Д.* Гамма-излучение радиоактивных выпадений. М.: Атомиздат, 1967. 224 с.
35. *Коган Р.М., Назаров И.М., Фридман Ш.Д.* Основы гамма-спектрометрии природных сред. М.: Энергоатомиздат, 1991. 232 с.
36. *Рябов Г.Г., Пристер Б.С., Кальченко В.А.* Кинетика формирования поглощенных доз при облучении растений ячменя в разные фазы онтогенеза // *Инф. бюл. научного совета по пробл. радиобиол. АН СССР.* 1974. № 16. С. 84–85.
37. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология, 1992. 400 с.
38. *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.
39. *Алексахин Р.М., Болтнева Л.И., Назаров И.М.* К характеристике гамма-поля радиоактивных выпадений в лесу // *Лесоведение.* 1972. №1. С. 35–43.
40. *Ключников А.А., Пазухин Э.М., Шигера Ю.М., Шигера В.Ю.* Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними. Чернобыль, 2005. 495 с.
41. IAEA 1986. Atmospheric Dispersion Models for Application in Relation to Radionuclide Releases. IAEA-TECDOC-379. Vienna, 1986. 138 p.

Conceptual Provisions of the Dosimetric Model of Irradiation from Chronic Radioactive Fallout on Plants in Radiation Biogeocenosis

A. N. Perevolotsky^{a,#}, T. V. Perevolotskaya^a, and S. I. Spiridonov^a

^a Russian Research Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

[#] E-mail: aleks_perevolotsky@mail.ru

Analyzed in the article are advantages and disadvantages of applying the dose transformation coefficients for assessing the doses of biota irradiation. The authors show characteristic features of the formation of irradiation dose on plants in the land biogeocenoses after chronic radioactive fallout from a combination of sources: a cloud of radioactive fallout, a soil surface, a root layer of the soil, internal and external parts of plants contaminated by the root and out-of-root pathways of radionuclide intake. On the basis of the literature data analysis, the authors have developed the basic assumptions and positions for the dosimetric model of irradiation of plants in natural, semi-natural and agro-biogeocenoses exposed to chronic radioactive fallouts.

Keywords: absorbed dose rate, β -radiation, γ -radiation, radionuclides, surface radioactive contamination, plants, the surface layer of soil, the root layer soil, biogeocenosis