

## **РАСЧЕТНЫЕ МЕТОДЫ РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ, ПРИМЕНЯЕМЫХ В ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ**

Мамихин С.В., Манахов Д.В., Бадави В.М.  
Факультет Почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова,  
кафедра радиэкологии и экотоксикологии  
E-mail: SVMamikhin@mail.ru

Применение самых разнообразных химических веществ для хозяйственных нужд уже давно является обязательным атрибутом функционирования человеческого общества. Но помимо несомненных выгод, это приносит порой весьма ощутимый, а иногда и катастрофический вред окружающей среде. В числе прочих неблагоприятных последствий использования различных химикатов и поступления в окружающую среду отходов функционирования промышленных предприятий очень нежелательным явлением может стать повышение радиационного фона. Например, возможными причинами данного явления является радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных угодий в результате массированного применения химических удобрений или территорий, прилегающих к предприятиям энергетики, работающих на различных видах топлива. Поэтому, радиологическая оценка возможных последствий применения или выброса каких-либо химических веществ, проверка и совершенствование методов такой оценки являются постоянной задачей прикладной экологии.

Количественные методы экологической экспертизы основаны на различных подходах к данной проблеме. Аналитический подход подразумевает применение для расчетов соответствующих, как правило уже апробированных на практике, формул, пригодных в случае достаточно простых (или вынужденно упрощенных) ситуаций. Очевидные преимущества аналитических методов расчета применяемых на практике в их доступности (необходимые вычисления можно провести даже с помощью калькулятора) и простоте используемых формул. Численные методы расчетов, основанные на применении компьютерных технологий, позволяют использовать математическое моделирование, их применение позволяет оценивать и прогнозировать возможный экологический ущерб в практически любых ситуациях.

Попробуем оценить сходимость результатов прогнозирования на основе этих подходов. В качестве примера рассмотрим возможную методику исследования последствий применения калийных удобрений в лесопарках г.Москвы для компенсации выноса калия с удаляемым за пределы города листовым опадом. Поскольку очевидно, что данная мера, направленная на удаление вредных веществ, адсорбированных листвой, одновременно ведет к прогрессирующему обеднению городских почв элементами минерального питания, требующему соответствующего восполнения, данный вопрос представляется весьма актуальным.

Будем исходить из того, что в прикладной радиоэкологии радиационный фон понимается, в первую очередь, как мощность экспозиционной дозы  $\gamma$ -излучения в приземном слое воздуха примерно на высоте 1 м. В литературе приводится целый ряд математических уравнений, которые можно использовать для описания зависимости данной характеристики от плотности радиоактивного загрязнения поверхностного слоя почвы.

Таким образом, первая задача – определение радиоактивности используемого химиката и его количества, поступающего на единицу площади. Предположим, что удобрение вносится одномоментно в виде хлористого калия (KCl) в количестве  $100 \text{ г/м}^2$ . Нами были сделаны следующие допущения: предполагалось, что загрязнение присутствует на бесконечной ровной плоскости и экранирование неровностями поверхности почвы в расчет не принималось.

### **Аналитические расчеты**

Для данных условий проведем расчет мощности потенциальной экспозиционной дозы. Уже достаточно давно предлагаются различные методы расчета мощности экспозиционной дозы при наличии на поверхности почвы радиоактивного загрязнения. Для исследования сходимости оценок, полученных по существующим аналитическим формулам, нами были использованы три варианта расчетов, основанные на различных подходах [10, 14, 8].

#### **Вариант I:**

Известно, что мощность дозы  $N$  (в рад/сут) равна  $0,00364 * S$ , где  $S$  – концентрация  $K$  в (природная смесь) в граммах на грамм почвы (Табл.1). В 100 г удобрений содержится 52 г  $K$ .

Табл.1 Соотношения для вычисления мощности дозы N при известной концентрации радиоактивных элементов в почве (Хультквист, цит. по [10])

элемент	N, рад/сутки	N, рад/год	элемент	N, рад/сутки	N, рад/год
Радий	$5,0 \cdot 10^7 \cdot S$	$1,84 \cdot 10^{10} \cdot S$	Торий	$8,4 \cdot S$	$3,1 \cdot 10^3 \cdot S$
Уран	$17,6 \cdot S$	$6,42 \cdot 10^3 \cdot S$	Калий	$3,64 \cdot 10^{-3} \cdot S$	$1,3 \cdot S$

Примечания: S – концентрация соответствующего элемента в граммах на 1 г почвы; S калия характеризует содержание в грунте его природной смеси; S других элементов отражает только концентрацию изотопов-родоначальников.

Допустим, что удобряется верхний, 1-см слой почвы. Известно, что плотность почвы колеблется 0,15 до 1,8 г/см<sup>3</sup> [3]. Нами было принято, что средняя плотность почвы самого верхнего слоя равна 1,3 г/см<sup>3</sup> (дерново-сильнопodzолистая легкосуглинистая почва). Таким образом, вес 1 м<sup>2</sup> почвы толщиной 1 см равен 13 кг. В этом случае удельное содержание привнесенного калия равно  $52/13000 = 0,004$  г К/г почвы.

Для биологических объектов поглощенная доза 1 рад примерно соответствует экспозиционной дозе 1 Р [13]. Приводя расчеты к внесистемным единицам мкР/ч, которые до сих пор используются для индикации фонового радиационного уровня в Москве, получаем следующее:

$$N = 0,00364 \cdot 0,004 \cdot 10^6 / 24 = 0,607 \text{ мкР/ч.}$$

### Вариант II:

Известно, что над бесконечно ровной поверхностью на высоте 90 см, на которую попали продукты деления активностью 1 Ки/м<sup>2</sup>, мощность дозы составляет 10,6 Р/ч [14]. В 1 г К содержится  $8 \cdot 10^{-10}$  Ки [10] или 29,6 Бк <sup>40</sup>К. У нас на 1 м<sup>2</sup> поступает 52 г К. Исходя из этого и переходя далее от Р к мкР и от Бк к Ки получаем:

$$N = 29,6 \cdot 52 \cdot 10,6 \cdot 10^6 / (3,7 \cdot 10^{10}) = 0,44 \text{ мкР/ч}$$

### Вариант III:

Используем график зависимости мощности γ-дозы над бесконечной плоскостью с равномерно распределенной активностью в 1 Ки/м<sup>2</sup> от энергии излуче-

ния, выраженной в Мэв, для объекта, находящегося на высоте 1 м (Рис. 1 [8]). Поскольку цитируемый научный труд уже давно стал раритетом, мы позволили себе привести этот график в данной статье. По графику находим, что для  $^{40}\text{K}$  ( $\gamma$ -распад с энергией 1,46 Мэв) эта величина равна около 0,008 рад/с. Переходя от рад к мкР, от секунд к часам и от Бк к Ки, получаем следующее уравнение:

$$N = 29,6 * 52 * 0,008 * 10^6 * 3600 / (3,7 * 10^{10}) = 1,2 \text{ мкР/ч}$$

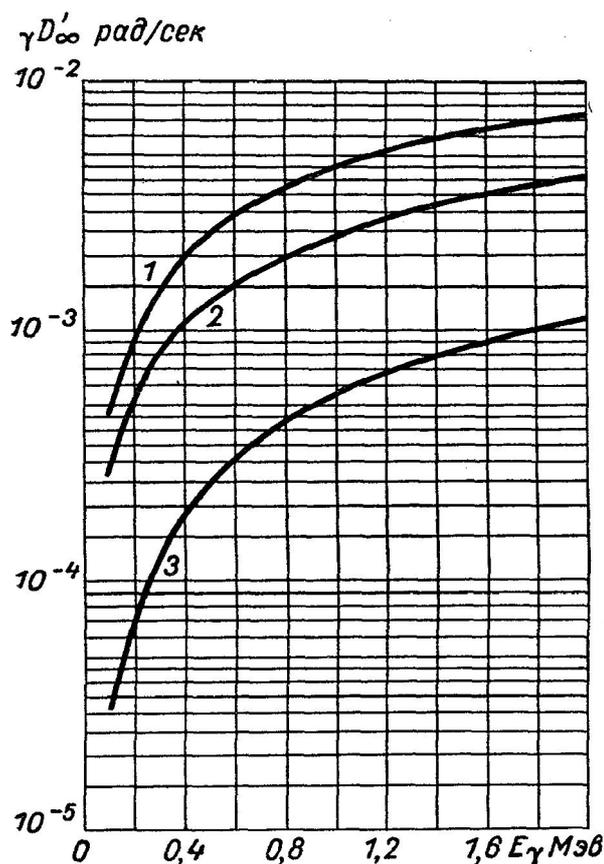


Рис. 1 Зависимость мощности  $\gamma$ -дозы над бесконечной плоскостью с равномерно распределенной активностью в 1 Ки/м<sup>2</sup> от энергии излучения, выраженной в Мэв, для объекта, находящегося на высоте 1 м (1 – на высоте 1 м, 2 – на высоте 10 м, 3 – на высоте 100 м) [8].

В итоге, полученные оценки радиационного уровня по трем приведенным выше вариантам расчета составили 0,607, 0,44, и 1,2 мкР/час соответственно. Таким образом, даже по самому большому полученному значению, прирост мощности экспозиционной дозы (радиационного уровня, N) на высоте 1 м от поверхности почвы в центре очага загрязнения, образовавшегося в результате применения таких калийных удобрений в количестве 100 г на м<sup>2</sup> почвы, будет существенно меньше общего фонового радиационного уровня в Москве, равного в среднем 11 мкР/ч [12].

По результатам расчетов, как и следовало ожидать, выявлено заметное варьирование оценок при использовании различных аналитических методов расчета. В литературе также отмечается, что следует с большой осторожностью пользоваться аналитическими уравнениями, поскольку в этом случае требуются значительные упрощения и приближения, чтобы получить численные решения. Многие неучтенные факторы могут привести к существенным расхождениям между вычисленными и реальными значениями доз [8]. Одним из таких факторов является, например, нисходящая вертикальная миграция радионуклидов по профилю почвы, которая может стать причиной очень существенного ослабления интенсивности излучения. Отметим, что почва обладает сильной экранирующей способностью. Например, в опытах по острому гамма-облучению сосново-березового насаждения в возрасте 23-х лет доза облучения снижалась от 7 – 25 кР в подстилке до 0,1 – 1 кР в слое почвы, залегающем на глубине 15 – 20 см [5]. Показано также, что слой грунта толщиной в 5 см снижает мощность дозы в 5 раз, 20 см – в 10, 40 см – в 30 – 50 раз [11].

В результате, из-за экранирования ионизирующего излучения почвой, при одинаковой плотности загрязнения территории мы получим различные оценки дозовых нагрузок. Учесть этот процесс в аналитических расчетах практически невозможно, поскольку его интенсивность зависит от множества факторов, а именно: от типа почв, гидрологического режима, времени прошедшего с момента поступления радионуклида на поверхность почвы и т.д.

### **Численный метод**

Более точным способом радиологической оценки последствий применения химикатов могут служить, по нашему мнению, численные методы расчетов, основанные на использовании метода имитационного или точнее компьютерного моделирования. В данном случае очень удобно исходить из следующей посылки: вычисления доз от протяженных источников начинаются с рассмотрения дозы, получаемой объектом от некоторого элементарного объема или площадки, которые считаются точечными источниками.

Мы применили разрабатываемую нами дозиметрическую имитационную модель DoseMod [7] для исследования последствий приведенной выше ситуации с внесением калийных удобрений.

Алгоритм расчетов по данному сценарию в модели следующий. Сперва формируется массив расстояний до каждого рассматриваемого точечного источника. Затем рассчитывается дозовое поле. Мощность поглощенной дозы  $D$  в точке с координатами  $i$  и  $j$  рассчитывается в модели по следующей формуле:

$$D_{ij} = (G * A(i, j)) / d(i, j)^2,$$

где  $G$  – гамма-постоянная (аГр\*дм<sup>2</sup>/с\*Бк);  $d$  – расстояние от объекта до точечного источника (дм), находящегося в точке с координатами  $i$  и  $j$ ;  $A$  – активность данного источника излучения (Бк/дм<sup>2</sup>). Для <sup>40</sup>К гамма-постоянная равна 510 аГр\*дм<sup>2</sup>/с\*Бк [2].

Расчет велся для квадратного участка размером 120\*120 м<sup>2</sup>. Учитывая, что 75% дозы человек получает от источников, находящихся на расстоянии до 35 м от него [10], это сводит к минимуму возможные искажения при замене окружности на квадрат и существенно облегчает вычисления. Предполагалось, что объект облучения находился в центре равномерно загрязненного квадрата на высоте 1 м. Точечным источником считался квадратный дюйм рассматриваемого участка. Активность каждого источника  $A$  считалась, согласно рассмотренному выше сценарию, равной 15,4 Бк/дм<sup>2</sup> (29,6 \* 52 / 100). В результате расчетов была получена оценка мощности дополнительной поглощенной дозы, обусловленной внесением калийных удобрений, равная 0,000379 нГр/с.

Допустимо считать, что если живой объект помещен в дозное поле, в котором поглощенная доза равна 0,01 Гр, то экспозиционная доза равна примерно 1 Р [13]. В таком случае, по результатам расчетов с использованием данной модели мощность экспозиционной дозы без учета экранирования ионизирующего излучения воздухом и неровностями почвы составила 0,136 мкР/ч.

Поскольку расчет дозы в данной версии модели ведется по стандартной формуле, основная выгода применения данной модели заключается в возможности ее включения в качестве субмодуля в радиоэкологическую модель более высокого уровня, которая отображает динамику поступления и выведения радионуклидов за пределы рассматриваемой территории, а также неоднородность загрязнения участка, на котором находится облучаемый объект.

В настоящее время нами для модели DoseMod разрабатывается ряд модулей для воспроизведения ситуаций, типичных для людей, находящихся на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Помимо решения прямых радиозэкологических задач, модули можно будет использовать и для различного рода пограничных применений. Например, одна из моделей модифицирована нами для решения конкретной прикладной задачи – для расчета облучения объекта от трубопровода, неравномерно загрязненного радиоактивными отложениями [7]. Характеристики положения объекта относительно трубопровода могут задаваться в диалоговом режиме в случае нахождения объекта на одном месте или в виде массива пространственно-временных координат в случае его перемещения относительно загрязненного участка трубопровода.

Подобные имитационные модели могут быть также востребованы, как часть программного комплекса, рассчитывающего, например, наиболее оптимальный с радиологической точки зрения маршрут при передвижении человека по загрязненной местности, оповещающего его при приближении к опасному участку и предлагающего более безопасный путь.

В дополнение приведем факт, касающийся получения исходных данных для расчетов, проводящихся при радиологической оценке различных химикатов. В свое время нам пришлось проводить экспертную оценку противогололедного реагента. Предоставленный нам для проведения испытаний препарат, представлявший смесь хлористых солей калия, натрия, кальция и магния, ранее уже подвергался экспертизе и по предварительной информации соответствовал имеющимся сертификатам, удовлетворял требованиям стандартов и других нормативных документов. В рамках этих работ  $\gamma$ -спектрометрические измерения уже проводились (Табл. 1).

Табл. 1 Результаты измерений образцов смеси.

Организации, проводившие измерения:	Удельная эффективная активность смеси по $^{40}\text{K}$ ( $\gamma$ – составляющая*) в Бк/кг
Организация № 1	743 ± 160
Организация № 2	603 ± 86
Среднее:	673

\* $\gamma$ -распад – 10,6%

С целью проведения дополнительной экспертной оценки, нами был проведен сравнительный анализ результатов  $\gamma$ -спектрометрических измерений удельной эффективной активности препарата. Измерения проводились нами в 5-ти повторностях на одном представленном образце смеси с использованием гамма-спектрометра «ПРОГРЕСС». Удельная эффективная активность смеси по  $^{40}\text{K}$  ( $\gamma$  – составляющая) по результатам наших измерений составила  $1206 \pm 128$  Бк/кг. Это позволило сделать вывод о возможно недостаточно хорошем промешивании противогололедной смеси.

Также, в ходе анализа было обнаружено, что технические требования по составу смеси и радиационные нормы противоречат друг другу. По нормам удельная эффективная активность смеси по  $^{40}\text{K}$  ( $\gamma$  – составляющая) составляет 740 Бк/кг. В 1 г К содержится 29,6 Бк  $^{40}\text{K}$  (расчет по [10]). Если в 1 кг смеси не менее 650 г KCl (341 г К), то это эквивалентно 10094 Бк  $^{40}\text{K}$ . Таким образом, удельная эффективная активность смеси, приготовленной в соответствии с техническими требованиями, по К-40 ( $\gamma$  – составляющая) должна быть не менее 1077 Бк/кг ( $10094 * 10,67\%$ ).

Есть еще один аспект проблемы, рассматриваемой в статье. В случаях с неоднородным радиоактивным загрязнением достаточно больших территорий, помимо определения дозовых нагрузок по плотности радиоактивного загрязнения, можно столкнуться с необходимостью решения обратной задачи – определять плотность загрязнения по мощности экспозиционной дозы. В этом случае рассчитываются коэффициенты перехода от мощности экспозиционной дозы на местности к плотности ее радиоактивного загрязнения суммарной или по отдельным радионуклидам, например, как это делалось во время аварии на Сибирском химическом комбинате (Томск-7) [1].

### **Заключение**

Безусловно, было бы очень удобно, иметь для всех случаев одну, универсальную, проверенную и достаточно простую формулу, отражающую зависимость мощности дозы от плотности загрязнения рассматриваемой территории. Первоначально именно такой подход использовался, как наиболее доступный. Достаточно вернуться к аналитическим формулам, использованным нами для сравнительных расчетов в данной статье. Однако с течением времени станови-

лось все понятнее, что таких универсальных формул быть в принципе не может. Предлагаемые позднее формулы носят уже весьма общий характер, требуют введения большого количества исходной информации, которой, как правило нет в распоряжении специалистов в области дозиметрии и радиоэкологов (см. например, [11]). На практике для каких-либо конкретных условий могут применяться формулы с эмпирически устанавливаемыми коэффициентами дозового преобразования, подразумевающими со временем последующую корректировку их величины [9].

Более удобным и эффективным инструментарием в данной ситуации, является на наш взгляд, применение специализированных информационных систем, позволяющих производить радиологическую оценку с использованием моделей разного уровня, выбор которых осуществляется системой в зависимости от объема вводимой информации.

Модели комплексного характера, в которых рассчитывалась бы не только динамика содержания радионуклидов в компонентах экосистем, но и дозовая нагрузка на человека разрабатываются уже достаточно давно. В качестве примера в этом плане показательна модель ECOSYS-87 [15]. В ней помимо расчета радиоактивного загрязнения продуктов сельского хозяйства рассматриваются и рассчитываются дозы наружного и внутреннего облучения. Причем учитывается даже усиление экранирования излучения почвой в результате нисходящей миграции радионуклидов по профилю почвы. Для этого в формуле расчета дозы внешнего облучения используется функция, представляющая собой сумму двух экспонент. Однако возможности подобных моделей ранее были ограничены недостатком необходимой информации и отсутствием способов реализации сложных алгоритмов.

В настоящее время, в связи с дальнейшим развитием научно-технической базы проведения исследований и информационно-вычислительных технологий, появилась возможность перейти на следующий уровень рассмотрения этих процессов и явлений. С нашей точки зрения очень перспективным направлением является использование динамического трехмерного моделирования с элементами ГИС-технологий и привлечением устройств пространственного позиционирова-

ния. Нами на базе имитационной модели поведения  $^{137}\text{Cs}$  [6] разрабатывается модуль, который может быть использован в качестве элементарной ячейки для программного комплекса, предназначенного для оценки интенсивности перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  в лесной экосистеме с развитым древесным ярусом и расчета дозовых нагрузок на человека, основанного на таком подходе (Рис. 2).

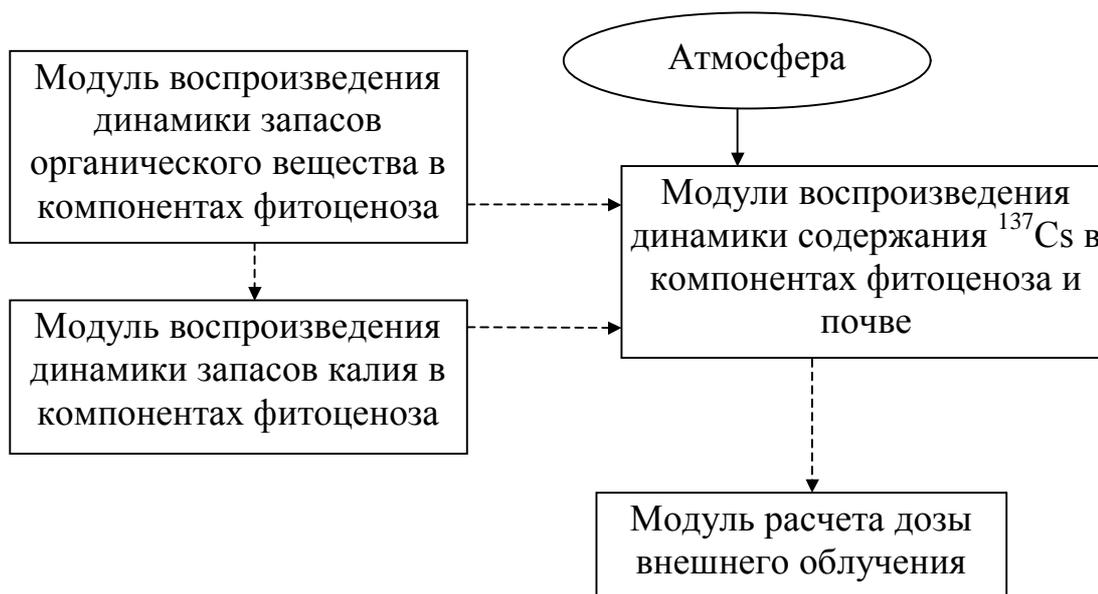


Рис. 2 Структура операционно-территориальной единицы ГИС, отражающей динамику распределения  $^{137}\text{Cs}$  по компонентам лесной экосистемы и дозовой нагрузки на объекты, находящиеся на данной территории.

## Выводы

Нами были проанализированы радиологические последствия одномоментного внесения калийных удобрений в виде хлористого калия ( $\text{KCl}$ ) в количестве  $100 \text{ г/м}^2$ . Полученные по разным методикам оценки дали существенный разброс. Мощности экспозиционной дозы, полученная по трем аналитическим формулам составила  $0,607$ ,  $0,44$ , и  $1,2 \text{ мкР/час}$ , по расчетам с помощью компьютерной модели –  $0,136 \text{ мкР/ч}$ .

По нашему мнению, учитывая большую приближенность аналитических расчетов, при проведении количественной радиологической оценки последствий применения химических веществ и их смесей, содержащих радионуклиды, более предпочтительно имитационное моделирование. Этот метод позволяет учесть условия поступления радиоактивных веществ, особенности поведения конкретного радионуклида в окружающей среде, неоднородность радиоактивного загрязнения, рельеф, экранирование различными объектами и т.д.

Авторы понимают, что их суждения достаточно субъективны, что разработки в данном направлении велись и ведутся многими профильными организациями. Мы будем признательны за любые замечания, рекомендации и материалы по этой теме. Также приглашаем всех желающих разместить свои материалы на сайте, посвященном проблемам радиозэкологии и радиобиологии:  
<http://ecoradmod.narod.ru>

---

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 09-04-00541-а)

### **Литература**

1. Вакуловский С.М., Шершаков В.М., Бородин Р.В. и др. Анализ и прогноз радиационной обстановки в районе аварии на Сибирском химическом комбинате //Радиация и риск, вып.3, прил.2, 1993, с. 3 – 48.
2. Иванов В.И., Машкович В.П., Центер Э.М. Международная система единиц СИ в атомной науке и технике. М., Энергоиздат, 1981, 200 с.
3. Кауричев И.С., Александрова Л.Н., Панов Н.П. и др. Почвоведение. М.: Колос, 1982, 496 с.
4. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М., Наука, 1985, 264 с.
5. Криволицкий Д.А. Почвенная фауна – биоиндикатор радиоактивных загрязнений //Радиозэкология почвенных животных, М., Наука, 1985, с. 5 – 52.
6. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в назем-ных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М., Изд-во Моск. ун-та, 2003, 172 с.

7. Мамихин С.В., Бадави В.М. Алгоритмы имитационных моделей расчета дозовых нагрузок в лесной экосистеме // Доклады электронной конференции «Информационно-вычислительные технологии в решении фундаментальных научных проблем и прикладных задач химии, биологии, фармацевтики, медицины», [http://www.ivtn.ru/2009/pdf/t09\\_02.pdf](http://www.ivtn.ru/2009/pdf/t09_02.pdf)
8. Метеорология и атомная энергия /Ред. Дэвид Х., Слэйд. Л.: Гидрометеоиздат, 1971, 648 с.
9. Определение годовых суммарных эффективных эквивалентных доз облучения населения, для контролируемых районов РСФСР, УССР, БССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (методические указания), М., 1991.
10. Перцев Л.А. Ионизирующие излучения биосферы. М.: Атомиздат, 1973, 288 с.
11. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. М., ИздАТ, 1993, 336 с.
12. Рыбальский Н.Г. и др. Экология и безопасность (справочник). Т II., Экологическая безопасность, Ч.4, М.: ВНИИПИ, 1993, 342 с.
13. Тихомиров Ф.А. Радиоизотопы в почвоведении. М., МГУ, 1985, 92 с.
14. Glasstone S., 1958, цит. по: Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды. М.: Атомиздат, 1967, 332 с.
15. Muller H.& Prohl G. (1993). ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. Health Phys., 64 (3), pp. 232-252.