

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ДОСТУПНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ ПОЧВ И ВОСПРОИЗВЕДЕНИЕ ЕЕ ДИНАМИКИ В ИМИТАЦИОННЫХ МОДЕЛЯХ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ¹

С.В. Мамихин

(лаборатория радиоэкологии)

Введение

Важнейшим процессом перераспределения радионуклидов между компонентами наземных экосистем является поглощение их растениями из почвы. Поступление радионуклидов в растительность широко варьирует в пространстве и времени в зависимости от множества факторов. Способность радионуклидов быть поглощенными растениями или иначе их биологическая доступность трактуется радиоэкологами весьма широко. Это привело к тому, что в настоящее время нет общепринятого количественного показателя, отражающего биологическую доступность радионуклидов. В ряде случаев в качестве такого параметра используется так называемый коэффициент перехода (КП), вычисляемый по формуле:

$$\text{КП} = \frac{\text{удельная активность растительного образца (ед. активности / ед. массы)}}{\text{плотность загрязнения почвы (ед. активности/ед. площади или массы)}}$$

При таком подходе биологическая доступность радионуклидов для различных растений, произрастающих совместно, и даже для различных органов одного и того же растения как бы имеет разное значение. Подобных парадоксов можно избежать, если исходить из того очевидного на наш взгляд факта, что биологическая доступность радионуклидов - это функция свойств почвы. В качестве неопременного посредника при извлечении растениями минеральных питательных веществ из почвы некоторые физиологи растений рассматривают почвенный раствор (Лархер, 1979; Крамер, Козловский, 1983; и др.). Однако есть многочисленные данные о том, что растения получают элементы минерального питания также непосредственно из почвенно-поглощающего комплекса путем контактного обмена (Эколого-физиологические основы взаимодействия растений в фитоценозах, 1976; Най, Тинкер, 1980; Молчанова, Караваева, 2001; и др.), поэтому в качестве основного показателя биологической доступности радионуклидов более правильно, как нам кажется, использовать отношение содержания радионуклида в водорастворимой и обменной форме к его общему содержанию в почве.

Динамика поступления радионуклидов из почвы в растения обуславливается множеством факторов. В их числе можно назвать такие факторы, как физико-химическая форма содержания радионуклидов в выпадениях, свойства почвы (обогащенность почвы органиче-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 03-04-48495)

ским веществом, механический и минералогический состав) и ее гидрологический режим, потребность растений в химических элементах, являющихся изотопными и неизотопными аналогами данных радионуклидов, распределение корневых систем, метеорологические условия (выпадение осадков в течение вегетационного периода, которое обуславливает увлажненность почвы) и ряд других менее значимых факторов.

Влияние физико-химических свойств почв на биологическую доступность радионуклидов

Представления об основных качественных закономерностях влияния различных факторов на биологическую доступность радионуклидов были сформулированы более 30 лет тому назад. Наиболее предметно эти вопросы рассматривались в рамках сельскохозяйственных радиоэкологических исследований. Главное внимание уделялось ^{90}Sr и ^{137}Cs , как наиболее опасным радиоактивным загрязнителям сельскохозяйственной продукции. Так, например, для радиоцезия важнейшими факторами, оказывающими влияние на поступление его в сельскохозяйственную продукцию, были признаны емкость поглощения почвы, количество обменного калия и стабильного цезия, кислотность почв, их механический и минералогический состав. Однако количественно охарактеризовать эти зависимости удалось только для содержания обменного калия в почве, причем достоверность полученных закономерностей оказалась низкой. Так, например, при статистической обработке данных, представленных в работе Гулякина и Юдинцевой (1973), мы получили, что коэффициент линейной корреляции между этим параметром и содержанием ^{137}Cs в соломе и зерне пшеницы на почвах различных типов составил соответственно -0,543 и -0,51 при недостоверном отличии от нуля.

В настоящее время изучение факторов, оказывающих влияние на биологическую доступность радионуклидов, до сих пор находится на стадии сбора количественной информации, попытки обобщить ее желаемого успеха пока не принесли. Это объясняется, по-видимому, трудоемкостью и сложностью проведения экспериментов по количественному изучению данных закономерностей и многофакторностью процесса поступления радионуклидов в растения. Даже самые устойчивые представления, сформировавшиеся еще 20 - 30 лет назад, порой вступают в противоречие с количественными данными, полученными с помощью современных методов исследования. В таблице 1 представлены результаты проведенного нами корреляционного анализа наиболее полных из доступных нам данных, полученных при изучении биологической доступности ^{137}Cs , содержащегося в почвах различных типов (Smolders et al., 1997). В качестве показателя биологической доступности авторы использовали коэффициент перехода радиоцезия из почвы в надземную фитомассу плевела (*Lolium perenne* L.). Обработка информации проводилась с использованием пакета математической статистики STADIA. Вычислялся коэффициент корреляции r Пирсона со статистикой Стью-

дента и уровнем значимости P нулевой гипотезы « $\gamma = 0$ ».

Таблица 1. Коэффициенты линейной корреляции между биологической доступностью ^{137}Cs и физико-химическими свойствами разных типов почв (расчет по данным Smolders et al.(1997))

тип почвы	глина	ил	песок	С орг.	pH	обмен- ный К	обмен- ный Са	обмен- ный Mg	емкость катион- ного об- мена
	%					(сантимоль * кг ⁻¹)			
anthrosol	-0.83	0.1	0.05	0.99*	-0.39	-0.46	0.4	0.92	0.93
cambisol	0.51	-0.27	-0.01	-0.01	-0.65	-0.33	-0.49	-0.34	-0.36
luvisol	-0.68	-0.76*	0.75	0.71	0.21	-0.73	-0.19	0.09	-0.46
podzol	-0.59	0.26	0.14	-0.49	-0.87	-0.86	-0.71	-0.32	-0.64
regosol	-0.4	-0.26	0.36	-0.34	-0.29	-0.91	-0.55	-0.77	-0.59

*достоверно отличается от нуля ($P < 0.05$)

Как видно из результатов статистической обработки данных, однонаправленная линейная корреляция между биологической доступностью радиоцезия и каким-либо фактором, совпадающая с уже сложившимися представлениями, отмечается, как и в результатах более ранних исследований, опять таки только для содержания обменного калия в почве. Влияние же всех остальных факторов с позиции линейного корреляционного анализа выглядит специфичным для различных почв и различных факторов и в большинстве случаев недостаточно убедительным. Следует однако иметь ввиду возможность наличия более сложных нелинейных связей.

Отображение процесса поглощения радионуклидов растениями в имитационных моделях

Большинство радионуклидов имеет стабильные изотопы. Одним из казалось бы очевидных путей развития математического моделирования динамики РН в звене «почва – растение» является использование информации о поглощении растениями из почвы этих изотопов. Однако следует сразу отметить, что радионуклиды поступают в почву в микроколичествах. Так масса одного мегабеккереля ^{137}Cs составляет всего лишь 0,3 микрограмма. Поэтому поведение радионуклидов может кардинально отличаться от поведения своих стабильных изотопов и химических аналогов, которые находятся в почве в значительно больших количествах. Например, прямые лабораторные эксперименты по сравнению поглощения микроколичеств радионуклидов почвами, в том числе ^{137}Cs и ^{90}Sr , показали, что различия в полноте

поглощения разными почвами одного и того же радионуклида являются статистически недостоверными (Молчанова, Караваева, 2001). Это можно объяснить тем, что емкость поглощения исследованных почв достаточна для полного связывания микроколичеств радионуклидов. К тому же следует учитывать, что техногенные радионуклиды зачастую поступают в окружающую среду в физико-химических формах, резко отличающихся от форм, в которых находятся стабильные изотопы. Таким образом, для успешного воспроизведения в имитационных моделях процессов поведения радионуклидов в почвах и процесса поглощения их растениями необходимы данные, полученные в ходе прямых исследований в этом направлении.

Исследования форм нахождения радионуклидов в почве являются достаточно сложными и весьма трудоемкими даже с применением новейших приборов. Известно также, что условия и форма нахождения радионуклидов в почве значительно различаются в зависимости от глубины залегания рассматриваемого слоя и к тому же меняются со временем. Появление естественных изменений растительного, а иногда и почвенного покрова в ходе сукцессии тоже оказывает влияние на состояние радионуклидов в почве. Это обуславливает отсутствие на настоящий момент однозначной количественной информации о прямом влиянии физико-химических свойств почв на биологическую доступность радионуклидов и делает задачу отражения этого феномена в математических моделях очень сложной. Данная проблема может решаться поэтапно. С учетом малой скорости миграции радионуклидов по профилю почвы, при разработке моделей со сроком прогноза до 50 - 100 лет в зависимости от возраста древостоя, нам представляется допустимым воспользоваться некоторыми интегральными параметрами, отражающими совокупность факторов, оказывающих влияние на биологическую доступность радионуклидов.

Для воспроизведения динамики биологической доступности радионуклидов, содержащихся в почве, предлагается алгоритм, в котором выделяется группа факторов, ответственных именно за этот параметр перераспределения радионуклидов в наземных экосистемах. Предлагаемый алгоритм основан на предпосылке, что биологическая доступность ^{90}Sr и ^{137}Cs , содержащихся в почве, является функцией времени и физико-химических свойств данной почвы.

Решение задачи воспроизведения биологической доступности радионуклидов может осуществляться на различных уровнях детализации, в соответствии с наличием конкретной информации по данным почвам. В первом приближении биологическая доступность может описываться как функция времени, специфичная для различных типов почв. Следующими шагами может быть последовательное включение в эту функцию учета интегрированных показателей, отражающих сочетанное влияние ряда почвенных факторов, например гидро-

морфности. В качестве примера рассмотрим применение данного подхода в моделях многолетней динамики ^{137}Cs в лесных экосистемах (Mamikhin, KliashTORin, 1999; Мамихин, 2000).

Поступление ^{137}Cs из почвы в растения (в единицах активности на единицу массы в единицу времени) описывается следующим уравнением:

$$fsp = a_7 * BAVT(t) * BAVH(h) * Scd(t) ,$$

где a_7 - коэффициент максимальной биологической доступности ^{137}Cs для данного типа почв (в единицах площади на единицу массы в единицу времени), $BAVT$ - функция зависимости биологической доступности ^{137}Cs от времени, прошедшего с момента выброса, принимающая значения от 0 до 1 (безразмерная переменная), $BAVH$ - функция зависимости биологической доступности ^{137}Cs от гидроморфности ландшафта, принимающая значения от 1 для автоморфных ландшафтов до 4 для гидроморфных ландшафтов (безразмерная переменная), а Scd - содержание радиоцезия в почве (в единицах активности на единицу площади).

В данной версии модели зависимость биологической доступности от времени $BAVT$ описывается разрывной функцией. В начальный период времени после выпадения, сопровождающийся повышением биологической доступности ^{137}Cs , затем при достижении максимума этого показателя, а также в последующий период снижения до выхода на плато это функция вида: $BAVT(t) = BELL(t, 1, 5, 100, 5)$. Вспомогательная переменная $BELL$ задана кривой Пирсона I рода:

$$BELL(a,b,c,d,e) = ((a-b)/(c-b))^e * ((a-d)/(c-d))^{e*((d-c)/(c-b))} .$$

Эта переменная описывает колоколообразную зависимость процесса от величины аргумента a , и равна 0 при $a \leq b$, $a \geq d$, принимая максимальное значение 1 при $a = c$. Аргумент e отвечает за ширину колокола, чем меньше его величина, тем шире колокол.

Здесь следует уточнить, что минимальная биологическая доступность радионуклида в начальный период времени и ее последующее возрастание до своего максимума связаны с постепенным проникновением доступных растениям форм содержания радиоцезия в корнеобитаемый слой почвы. Наблюдаемое после достижения максимума снижение биологической доступности связано с необменным закреплением радиоцезия в почве. Точкой разрыва является время достижения квазиравновесной величины биологической доступности. По достижении в процессе своего снижения некоторой, специфичной для каждого типа почвы, постоянной величины, $BAVT$ приравнивается этой константе (рис. 1). Для калибровки рассматриваемых моделей использовались данные по содержанию в почве стабильного Cs в доступной для растений форме (Осипов, 1996).

Зависимость биологической доступности ^{137}Cs от гидроморфности ландшафта $BAVH$ описывается возрастающей линейной функцией, специфичной для почв различного механического состава.

В данном конкретном случае биологическая доступность была формализована в виде функции от 2-х переменных - времени и гидроморфности экосистемы. В конечном варианте биологическую доступность можно представить функцией вида: $f_i(x_1, \dots, x_k, \dots, x_n, t)$, где i - индикатор одного из m типов почвы, n - количество учитываемых факторов, x_k - частная функция зависимости биологической доступности от фактора k , t - время. Для построения универсальной модели должна быть создана матрица факторов влияния $[f_{ik}]$.

Важным пунктом при построении моделей объектов, подверженных воздействию различных факторов, является выбор способа учета влияния этих факторов на моделируемые процессы. Существуют два основных способа отражения влияния внешних факторов на процессы функционирования экосистем в моделях. В алгоритме, реализованном согласно «закону минимума» Либиха, значения вспомогательной функции отклика f_0 , входящей в функцию переноса рассчитываются по значению того фактора, который меньше по отношению к оптимуму, значения других факторов игнорируются:

$$f_0 = \min(f_1, \dots, f_n),$$

где f_1, \dots, f_n - частные функции отклика системы на изменения n факторов.

Более универсальным, по нашему мнению является подход, основанный на учете сочетанного воздействия факторов на рассматриваемый процесс. В этом случае вспомогательная функция записывается в следующей форме:

$$f_0 = f_1 * f_2 * \dots * f_{n-1} * f_n.$$

Именно этот подход был использован нами при создании имитационных моделей многолетней динамики ^{137}Cs в экосистемах лиственного и хвойного лесов.

Безусловно, мы не считаем, что описанный алгоритм является совершенным и единственно приемлемым для воспроизведения биологической доступности радионуклидов. Можно попытаться решить эту проблему с привлечением методов математической статистики, в частности множественного регрессионного анализа, тогда функция зависимости биологической доступности от n факторов будет выглядеть следующим образом:

$$f(x_1, \dots, x_k, \dots, x_n) = a_0 + a_1 x_1 + \dots + a_k x_k + \dots + a_n x_n.$$

Однако в данном случае потребуются проведение обширных, весьма трудоемких и дорогостоящих экспериментов для получения исходного массива данных для всех исследуемых почв.

Альтернативным путем моделирования поступления радионуклидов в растения может быть алгоритм, аналогичный представленному в работе Фесенко и др. (1997). В описываемой модели биологическая доступность ^{137}Cs , содержащегося в почвах луговых экосистем, отражается опосредованно, с использованием коэффициента поглощения (TF), и поступление

^{137}Cs описывается следующим уравнением:

$$Q_v = \text{TF} * (Q_{\text{am}} + Q_{\text{ss}}),$$

где Q_v , Q_{am} , Q_{ss} - переменные, отражающие содержание ^{137}Cs в растительности, дернине (форма доступная для поглощения растениями) и почвенном растворе соответственно, а TF - константа. Но при использовании этого алгоритма необходимо экспериментальное определение целого ряда параметров, в первую очередь коэффициента TF, специфичного для каждого вида травостоя, как указывают авторы, а, следовательно при моделировании поведения радионуклидов в экосистемах с древесным ярусом - и для каждой фракции травостоя.

Интересный алгоритм для описания поступления радиоцезия в травянистую растительность предложен Абсаломом и др. (Absalom et al., 2001). Авторы исходят из предпосылки, что растениям доступен ^{137}Cs , находящийся в почве в водорастворимой форме. Контролирующими факторами выбраны содержание глины, обменного калия, ионов NH_4^+ , органического вещества и pH. Принято, что поступление ^{137}Cs в растения определяется так называемым концентрационным фактором, представляющим собой соотношение между удельными активностями растительности и почвенного раствора. Причем активность почвенного раствора определялась коэффициентом распределения, который варьирует в зависимости от органической и неорганической составных почвы и концентрации ионов калия и аммония в растворе. Основным ограничением применимости данной модели авторы считают отсутствие данных для ее параметризации и проверки.

Таким образом, адекватному отражению биологической доступности радионуклидов почвы, а, следовательно, созданию более универсальных моделей пока препятствует недостаток исходной информации для определения численного значения параметров уравнений. Однако разработка и сравнительный анализ алгоритмов необходимы для ориентации исследователей при сборе требуемой исходной информации, по мере накопления которой и возможна реализация этих алгоритмов.

В заключение уместно, как нам кажется, еще раз отметить, что помимо относительно постоянных свойств почвы, таких, как ее механический состав, обогащенность органическим веществом и так далее, существует ряд почвенных факторов, обуславливающих интенсивность поступления радионуклидов из почвы в растительный покров, которые в течение года подвержены изменениям, порой довольно резким. В первую очередь - это увлажненность почвы. Например, в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС отмечалось резкое падение поступления ^{137}Cs в растения в засушливые годы. Происходило это очевидно в результате смещения основной массы сосущих корней из пересушенных поверхностных, наиболее загрязненных слоев почвы в более глубокие, а, следовательно, более увлажненные и менее загрязненные слои почвенного профиля. Данные явления следует учитывать при мо-

делировании динамики радионуклидов в системе « почва - растения». Наиболее выигрышным в данном отношении вариантом алгоритма является присутствие в составе радиоэкологической прогностической модели блоков, воспроизводящих гидрологический и температурный режим почвы, сезонную (внутригодовую) динамику метеопараметров, запасов и распределения корней в почве. В этом случае становится возможным рассмотрение временной и пространственной (вертикальной) динамики доступных растениям форм радионуклидов.

Изложенные в статье подходы, помимо радиоэкологических моделей, могут быть использованы также в математических моделях почвенного плодородия для воспроизведения процессов поглощения растениями элементов минерального питания, например при внесении минеральных удобрений в почву.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Гулякин И.В., Юдинцева Е.В.* Сельскохозяйственная радиобиология. М., 1973.
- Крамер П.Д., Козловский Т.Т.* Физиология древесных растений. М., 1983.
- Лахер В.* Экология растений. М., 1978.
- Мамихин С.В.* Математическая модель динамики Cs-137 в сосняках в условиях мелко-дисперсных выпадений // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. 2000, Вып.1 (7), Житомир, Волинь.
- Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екат., 2001.
- Най П.Х., Тинкер П.Б.* Движение растворов в системе почва - растение. М., 1980.
- Осипов В.Б.* Физико-химические особенности поведения ^{137}Cs , ^{90}Sr и их стабильных изотопов в почвах различных экосистем Брянской области в зоне аварии ЧАЭС. Автореф. дис. к.б.н., Обнинск, 1996.
- Фесенко С.В., Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Санжарова Н.И.* Математическая модель биологической доступности ^{137}Cs в почвах луговых экосистемах. // Почвоведение, 1997, №1.
- Эколого-физиологические основы взаимодействия растений в фитоценозах.* Мн., 1976.
- Absalom J.P., Young S.D., Grout N.M.J., Sanchez A., Wright S.M., Smolders E., Nisbet A.F., Gillet A.G.* Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics // J. Environmental Radioactivity, 2001, 52.
- Mamikhin S.V., Kliashtorin A.L.* Mathematical model of Cs-137 dynamics in the deciduous forest // J. Environmental Radioactivity, 1999, Vol. 47, No.1.
- Smolder E., Van Den Brande K., Merckx R.* Concentration of ^{137}Cs and K in soil solution predict the plant availability of ^{137}Cs in soils // J. Environmental Science & Technology, 1997, v. 31, N 12.

Резюме

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ДОСТУПНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ ПОЧВ И ВОСПРОИЗВЕДЕНИЕ
ЕЕ ДИНАМИКИ В ИМИТАЦИОННЫХ МОДЕЛЯХ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ

С.В.Мамихин

Рассматривается проблема изученности количественных зависимостей биологической доступности радионуклидов от физико-химических свойств почвы. Предлагается алгоритм воспроизведения динамики этого параметра миграции радионуклидов в имитационных моделях наземных экосистем. Алгоритм успешно апробирован в прогностических моделях многолетней динамики радиоцезия в лесных экосистемах.

BIOLOGICAL AVAILABILITY OF RADIONUCLIDES OF SOILS AND SIMULATION OF ITS
DYNAMICS IN IMITATIVE MODELS OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS

S.V. Mamikhin

The level of knowledge of quantitative dependences of biological availability of radionuclides from physico-chemical properties of a soil is considered. The algorithm of a simulation of dynamics of this parameter of migration of radionuclides in imitative models of ground ecosystems is offered. Algorithm was tested successfully in prognostic models of long-term dynamics of a radiocaesium in forest ecosystems.



Надписи к рисункам:

Рис. 1 Зависимость биологической доступности ^{137}Cs почвы от времени