

Кинетические основы детоксикации техногенно загрязненных почв растительностью

Высотенко О.А., Кононенко Л.В., Бондаренко Г.Н.

Институт геохимии окружающей среды НАН и МЧС Украины, г.Киев

В работе рассматриваются вопросы детоксикации техногенно загрязненных почв произрастающей на них растительностью. Для этого была применена кинетическая модель трансформации форм радионуклидов чернобыльских выпадений, которая использовалась для расчета выноса растительностью техногенного свинца из загрязненной почвы. Проведенные исследования позволяют прогнозировать скорость естественной детоксикации растительностью по параметрам трансформации свинца, а также оценить эффективность реабилитации техногенно загрязненных почв путем выращивания на них определенных культур с последующим их удалением.

В последние десятилетия ученые обратили особое внимание на то, что переход тяжелых металлов (ТМ) в растения определяется не общей концентрацией токсиканта, а содержанием мобильной формы ТМ в почве. Было показано, что существуют различия содержания мобильных форм природных и техногенных ТМ в почвах. Так работами Жовинского Э.Я. и Кураевой И.В. установлено, что в техногенно загрязненных почвах содержание мобильных форм составляет 70%, а в почве практически не подвергшейся техногенному влиянию — 20%.

Аналогичная ситуация наблюдалась и в соотношении форм техногенных радионуклидов и их природных нерадиоактивных изотопных аналогов. Содержание мобильной формы ^{90}Sr может достигать в дерново-подзолистых почвах 70-90%, в то время как в тех же почвах содержание мобильных форм Sr природного — 20-50%. Это можно объяснить тем, что большая часть Sr природного в почвах является микропримесью в почвенных минералах. Мы полагаем, что вследствие протекания педогеохимических процессов соотношение форм как радионуклидов так и ТМ в техногенно-загрязненных почвах со временем должно приблизится к соотношению этих форм в незагрязненных почвах.

Переход радионуклидов в растительность оценивается коэффициентом переноса, который определяют как отношение концентрации радионуклидов в растительности к их концентрации в почве. На коэффициент переноса влияют прежде всего видовой состав растений, рН почвы, катионнообменная емкость, содержание и состав органического вещества и глинистых минералов. Ограничение в применении коэффициента переноса состоит в том, что он определяется на основе общей концентрации радионуклида

в почве, с которой коэффициент переноса радионуклидов чернобыльских выпадений связан лишь частично. Например, в первые годы после аварии этот показатель на однотипных почвах мог отличаться на порядок. Но в то же время прослеживалась связь переноса радионуклидов с активностью мобильной формы, а не с общей активностью нуклида. Наибольшая корреляция между мобильными формами и переносом установлена по данным мониторинга активности мобильных форм и загрязнения растительности при сопряженном и одновременном пробоотборе. Обобщение данных многолетнего мониторинга в Зоне отчуждения подтвердило эти выводы при анализе динамики активности радионуклидов в наземной фитомассе разнотравья и мобильных формах в почве [3].

На этом основании была разработана концепция решающей роли формообразования в деконтаминации продукции экосистем [1], включающая следующие положения.

1. Трансформация форм радионуклидов первоначальных выпадений в мобильные и фиксированные формы, временные закономерности которой описываются кинетической моделью. Эта модель на основе экспериментальных данных устанавливает скорость перехода радионуклидов из одной формы в другую.

2. Изменение содержания мобильной формы радионуклидов в почве влечет за собой соответствующие изменения уровня загрязнения биомассы, произрастающей на этих почвах. При уменьшении содержания мобильных и увеличении фиксированной форм все меньшее количество радионуклидов переходит в растительность, тем самым происходит деконтаминация ежегодной продукции экосистем. Соотношение между скоростью трансформации радионукли-

дов и загрязненностью растительности показана на рисунке 1.

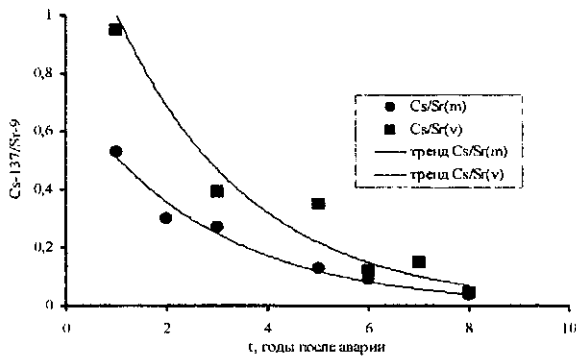


Рис. 1. Динамика отношений мобильных форм радионуклидов в почвах $(Cs/Sr)_m$ и содержания радионуклидов в луговой растительности $(Cs/Sr)_v$. Уравнения аппроксимирующих кривых: $(Cs/Sr)_m = 0,74e^{-0,36t}$; $(Cs/Sr)_v = 1,48e^{-0,38t}$.

Полагая, что существует аналогия между трансформацией радионуклидов и ТМ в почвах, мы применили кинетическую модель, разработанную для радионуклидов чернобыльских выпадений к техногенному свинцу. Эта модель позволила нам реконструировать динамику перехода оксидных форм техногенного свинца в мобильные формы и рассчитать величины констант скорости мобилизации, иммобилизации и ремобилизации свинца. Константа скорости мобилизации свинца оказалась равной $0,16 \text{ год}^{-1}$, константы скорости иммобилизации изменяются в интервале $0,45-0,95 \text{ год}^{-1}$. При загрязнении почвы свинцом, не превышающем 500 мг/кг содержание его мобильных форм, как и для ^{137}Cs , достигает максимума через 3–5 лет после поступления, далее постепенно снижается благодаря образованию фиксированных форм. При более высоком загрязнении ($>1000 \text{ мг/кг}$) в течение первых 2-3 лет происходит быстрое накопление мобильных форм свинца, затем их накоп-

ление замедляется, приближаясь к некоему равновесному значению. В таких случаях почва утрачивает естественную способность к самовосстановлению [5].

Совместное изучение динамики мобильных форм техногенного свинца и его содержания в растениях позволило рассчитать кинетические параметры детоксикации биомассы, обусловленной иммобилизацией Pb. Для этого были использованы экспериментальные данные работы [7], в которой изучалась динамика образования фиксированных (прочносвязанных) форм свинца и динамика загрязнения биомассы. Раствор соли свинца вносился в почву в различных концентрациях (от 125 до 3000 мг/кг), после чего ежегодно определялось содержание мобильных форм свинца в почве и поступление его в листья кукурузы (табл. 1).

Выполненная аппроксимация зависимости содержания мобильной формы свинца от времени и загрязненности надземной части представлена экспоненциальной зависимостью:

$$y = ae^{-kt},$$

где y – содержание мобильной формы Pb в почве и в листьях кукурузы; t – время, годы; k – константа скорости, год^{-1} . Результаты аппроксимации для концентрации внесенного Pb 125 и 2000 мг/кг представлены на рисунке 2.

Величины констант скорости трансформации техногенного свинца в дерново-подзолистой почве (k_m) и скорости детоксикации биомассы кукурузы (k_v) в среднем составили соответственно $0,26 \text{ год}^{-1}$ и $0,39 \text{ год}^{-1}$ при вариациях их отношения от 1 до 2 ($k_v / k_m = 1 \div 2$).

Полученные результаты означают, что скорость детоксикации биомассы растений, произрастающих на загрязненной дерново-подзолистой почве, выше скорости формообразования свинца

Таблица 1

Содержание свинца (мобильной формы) в почве и биомассе [7]

Кол-во внесенного Pb в почву, мг/кг	Содержание свинца, мг/кг (подвижные формы)									
	1 год		2 год		3 год		4 год		5 год	
	почва	биомасса	почва	биомасса	почва	биомасса	почва	биомасса	почва	биомасса
125	80	3	50	4	40	2	20	1		
250	160	4	100	6	60	3	40	2		
500	280	18	200	16	140	10	100	7		
1000	480	62	360	32	260	41	240	31		
2000	920	73	780	50	440	56	360	44		
3000	1320	-	960	60	560	-	540	-		

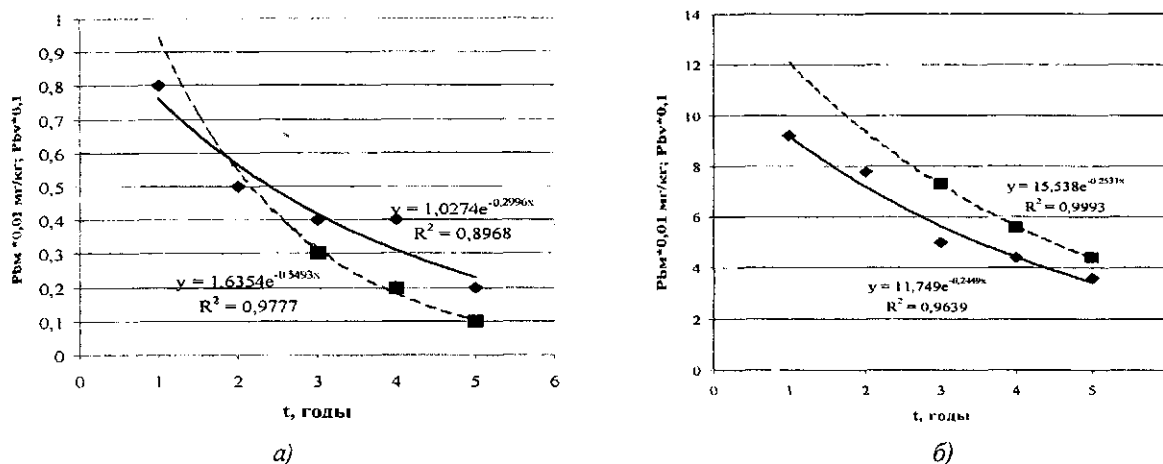


Рисунок 2. Изменение Pb_m и Pb_v от времени: а – 125 мг/кг; б – 2000 мг/кг (♦ Pb_m в почве, ■ Pb_v в биомассе, R^2 – достоверность аппроксимации).

Таблица 2
Константы скорости трансформации свинца в почве (k_m) и детоксикации биомассы кукурузы (k_v) при различных количествах внесенного свинца в почве

Количество внесенного Pb в почве, мг/кг	Константы скорости, год ⁻¹		k_v / k_m
	k_m	k_v	
125	0,3	0,55	1,8
250	0,33	0,35	1,1
500	0,24	0,47	1,9
1000	0,17	0,35	2
2000	0,24	0,25	1

в этой почве примерно на 50%. Это можно объяснить тем, что в почве измерялось относительное содержание мобильных форм Pb, а в растении абсолютное содержание Pb. При этих условиях не учитывается возможное уменьшение содержания мобильных форм Pb в корнеобитаемом слое почвы, обусловленное миграцией токсиканта.

Таким образом, проведенная работа позволяет прогнозировать скорость естественной детоксикации растительности по параметрам трансформации свинца, а также оценивать эффективность реабилитации техногенно-загрязненных почв путем выращивания на ней определенных культур и удаления биомассы.

1. Бондаренко Г.Н. Концепция формообразования в геохимии техногенных радионуклидов // Збірник наукових праць ДНЦ РНС. К., 2000. – Вип.1. – С. 26 - 48.
2. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Кинетика трансформации форм нахождения стронция-90 и цезия-137 в почвах // Минерал. журн. – 1996. – 18, № 3. – С.48 - 57.
3. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Роль процессов иммобилизации радионуклидов в естественной реабилитации загрязненных экосистем // Минерал. журн. – 1996. – 18, №4. – С.63–71.
4. Глазовская М.А. Критерии классификации почв по опасности загрязнения свинцом // Почвоведение. – 1994. – № 4. – С. 110–120.
5. Кононенко Л.В., Высотенко О.А. Кинетика трансформации техногенного свинца в дерново-подзолистой почве // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Сб. докладов. Семипалатинск, 2002. С. 359 - 364.
6. Горбатов В.С., Обухов А.И. Динамика трансформации малорастворимых соединений цинка, свинца и кадмия в почвах // Почвоведение. – 1989. – № 6. – С.129–133.
7. Обухов А.И. Доступность свинца растениям // Свинец в окружающей среде. М.: Наука, 1987. – С.109-116.
8. Самчук А.И., Долин В.В. Тяжелые металлы в почвах Украинского Полесья // Минерал. журн. – 1999. – 21, № 5/ 6. – С. 40–47.
9. Цапина М.А. Трансформация и транспорт оксидов свинца, кадмия и цинка в дерново-подзолистой почве // Почвоведение. – 1994. – № 1. – С.45–50.

В роботі розглядаються питання детоксикації техногенно-забруднених ґрунтів рослинністю. Для цього була застосована кінетична модель трансформації форм радіонуклідів чорнобильських випадів, яка використовувалась для розрахунку виносу рослинністю техногенного свинцю із забрудненого ґрунту. Проведені дослідження дозволяють прогнозувати швидкість природної детоксикації рослинності за параметрами трансформації свинцю, а також оцінювати ефективність реабілітації техногенно-забруднених ґрунтів шляхом вирощування на них певних культур з подальшим їх видаленням.

The problems of detoxication of technogenically-polluted soil by available vegetation are being considered. The kinetic model of transformation of the chernobyl precipitate radionucleides was used for calculations of efflux of technogenic lead by vegetation from polluted soil. Investigations performed allowed to foresee the rate of natural detoxication of vegetation by parameters of lead transformations and evaluate effects of rehabilitation of technogenically polluted soils by planting definite species with their subsequent removal.