

КАЛУЖСКИЙ  
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ ВОССТА  
ОБНИНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНИЧ  
УНИВЕРСИТЕТ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ (ИАТЭ)



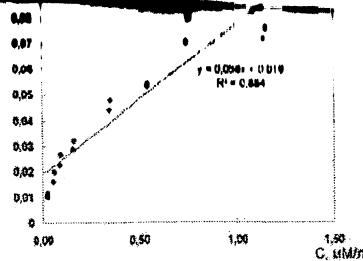
# ТЕХНОГЕННЫЕ СИСТЕМЫ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК

VI РЕГИОНАЛЬНАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ

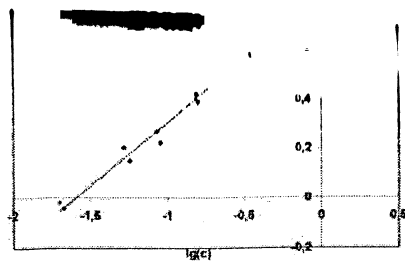
Материалы докладов  
Обнинск, 24 апреля 2009 года

*З. Фридрихов*  
*Григорьев*  
*Григорьев*  
*Григорьев*

Обнинск 2009



А. Изотерма Лэнгмюра



Б. Изотерма Фрейндлиха

Рис. 1. Изотермы сорбции  $\text{Co}$  для дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы (д. Кривское, Калужская обл.)

При низких концентрациях ионов  $\text{Me}^{2+}$  в насыщающих растворах они занимают энергетически наиболее выгодные позиции в сорбенте, отличающиеся наибольшим сродством к катионам  $\text{Me}^{2+}$ . В дальнейшем при увеличении концентрации ионов соответствующего металла в насыщающих растворах, они вынуждены занимать участки, обладающие невысокой селективностью к катионам  $\text{Me}^{2+}$  (по сравнению с конкурирующим катионом  $\text{Ca}^{2+}$ , также присутствующим в растворе). В конечном итоге, коэффициенты селективности процесса ионного обмена  $\text{Me}^{2+} - \text{Ca}^{2+}$  стремятся к какому-то постоянному значению, характерному для преобладающих в данном сорбенте (неселективных) сорбционных участков. Следовательно, применение уравнения Лэнгмюра для описания процесса ионообменной адсорбции  $\text{Me}^{2+}$  в таких сложных гетерогенных сорбентах как почвы при очень низких концентрациях металлов в насыщающих растворах нецелесообразно.

В отличие от уравнения Лэнгмюра эмпирическая модель Фрейндлиха (рис. 1Б) гораздо лучше описывает поведение ТМ во всем диапазоне исследуемых концентраций. Однако нахождение физико-химического обоснования полученных зависимостей в данном случае будет затруднительным.

2. Подопио Д.И. Концентрация ионов металлов в загрязненной почве // Почвоведение. – 2000. – № 10. – С. 1285–1293.
3. Агрохимические методы исследования почвы. М: Наука, 1975. – 656 с.
4. Curtin D., Selles F., Steppuhn H. Estimating Calcium-Magnesium selectivity in smectitic soils from organic matter and texture // Soil Sci. Soc. Am. J. – 1998. – Vol. 62. – P. 1280–1285.

### ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ МЕТОДАМИ КАМЕРНЫХ МОДЕЛЕЙ

Ю.А. Кутлахмедов<sup>1</sup>, И.В. Матвеева<sup>1</sup>, В.П. Петрусенко<sup>1</sup>,  
А.Г. Саливон<sup>2</sup>, А.Н. Леньшина<sup>3</sup>

<sup>1</sup> – Национальный авиационный университет, факультет экологической безопасности, г. Киев

<sup>2</sup> – Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАНУ, г. Киев

<sup>3</sup> – Черноморский государственный университет им. П.Могилы, г. Николаев

Разработка системы экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы поллютантов в биоту экосистем требует создания специальных моделей. В существующей системе гигиенического нормирования действуют относительно простые подходы и модели оценки допустимых уровней загрязнения воздуха, воды и продуктов питания. Достаточно наладить их контроль, и выполнение гигиенических нормативов может быть обеспечено. Задача установления экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты намного сложнее.

большого количества поллютантов и/или повышенного уровня дозы воздействия, и где могут быть наибольшие негативные эффекты влияния на биоту.

Рассмотрим проблему экологического нормирования для такого распространенного после аварии на ЧАЭС поллютанта как  $^{137}\text{Cs}$ . По системе зонирования дозовых нагрузок на биоту экосистем (Г.Г. Поликарпов, В.Г. Цыпугина) заметных биологических реакций можно ожидать при мощностях дозы приблизительно 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для растений и гидробионтов. Предлагается этому уровню мощности дозы поставить в соответствие экологический норматив на допустимые уровни загрязнения биоты  $^{137}\text{Cs}$ , когда экологический риск может составить единицу. Речь может идти о том, что при таких дозах возможно угнетение и подавление роста биомассы биоты в экосистеме и заметное ухудшение кондиционирующей функции, т.е. способности к очистке и самоочищению среды обитания. По дозиметрической модели для дикой биоты, разработанной Б. Амиро, эта доза соответствует содержанию в биоте  $^{137}\text{Cs}$  с удельной радиоактивностью примерно в 600 кБк/кг биомассы. Это достаточно высокий уровень радиоактивного загрязнения биоты экосистемы, при котором может наблюдаться угнетение и гибель биоты, т.е. уменьшится биомасса биоты и ее способность кондиционировать среду обитания. Именно эти свойства биоты, в первую очередь, определяют жизнеспособность всей экосистемы.

Используем для оценки экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты экосистем  $^{137}\text{Cs}$  метод камерных моделей. Для примера рассмотрим относительно простую изученную нами склоновую экосистему в виде 9 камер: на вершине склона лес – далее опушка леса – каменистый участок – луг – сельскохозяйственная терраса – вода озера – донные отложения озера – биота водной толщи – биота донных отложений.

двумя камерами (луг и вода озера) и радионуклиды (радиоактивный цезий) в данной экосистеме и результаты камерной модели исподуемой экосистемы, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в соответствии с системой дифференциальных уравнений, представляющих камерную модель. Чтобы практически использовать предлагаемый подход, сделаем следующий расчет. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в верхний уровень экосистемы – лес – составляет 1 МБк. С помощью камерной модели исследуемой экосистемы и моделей радиоемкости проведем расчет того, какая часть радионуклидов и какая доза облучения биоты и концентрация радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  будет формироваться в разных элементах среды обитания (табл. 1). Установив уровни загрязнения биоты в разных камерах по модели Б. Амиро, можно оценить дозовые нагрузки на биоту, исходя из общего уровня поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в 1 МБк. Ясно, что эти дозы будут малыми по сравнению с предлагаемым пределом дозы в 4 Гр/год на биоту. Далее решая простую пропорцию, мы можем определить пределы поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в камеру (лес) при условии, что мощность дозы не превышает значения в 4 Гр/год. При этом видно, что наибольшие дозовые нагрузки ожидаются в биоте донных отложений озера. Из табл. 1 следует, что в зависимости от Кн донной биоты уровни допустимого радионуклидного загрязнения (экологические нормативы на допустимый сброс радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ) леса заметно меняются от значений в сотни Кюри до единиц. Это означает, что 1) критическая биота донных отложений может резко ограничить величину экологического норматива; 2) радионуклидному загрязнению может подвергаться не только верхний участок склоновой экосистемы, но и другие нижележащие камеры склоновой экосистемы. При этом жесткость экологического норматива на допустимые уровни сброса радионуклидов заметно возрастает при ситуации, когда радионуклидному

стому.

Таблица 1

Дозы от компонентов озерной экосистемы, которые действуют на биоту	Коэффициент накопления биоты донных отложений озера (бентоса) Ки					
	1	10	100	1000	10000	100000
От воды	5,4-9*	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
От донных отложений	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8
От вегетирующей биомассы озера	1,4-8	1,4-7	1,4-6	1,4-5	1,4-4	1,4-3
Внутренняя доза	3,3-8	3,3-7	3,3-6	3,3-5	3,3-4	3,3-3
Суммарная доза на биоту	5,2-8	4,8-7	4,7-6	4,7-5	4,7-4	4,7-3
Допустимый сброс в лес $^{137}\text{Cs}$ при условии, что доза в донной биоте озера не превысит 4 Гр/год	$7,7 \cdot 10^{13}$ Бк	$8,4 \cdot 10^{12}$ Бк	$8,4 \cdot 10^{11}$ Бк	$8,5 \cdot 10^{10}$ Бк	$8,5 \cdot 10^9$ Бк	$8,5 \cdot 10^8$ Бк
	2100Ки	220 Ки	22 Ки	2,3 Ки	0,23 Ки	0,023 Ки
Допустимый сброс в лес $^{90}\text{Sr}$ при условии, что доза в донной биоте озера не превысит 4Гр/год	$2,9 \cdot 10^{14}$ Бк	$3,8 \cdot 10^{13}$ Бк	$3,9 \cdot 10^{12}$ Бк	$3,9 \cdot 10^{11}$ Бк	$3,9 \cdot 10^{10}$ Бк	$3,9 \cdot 10^9$ Бк
	7800 Ки	1020 Ки	105 Ки	10,5 Ки	1 Ки	0,1 Ки

Анализируя результаты расчетов, представленные в табл. 1, следует подчеркнуть, что в последних двух строках таблицы сделан перерасчет допустимых уровней сброса радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в озеро с помощью простой пропорции: при поступлении 1 МБк в лес суммарная доза на биоту составляет всего  $4,7 \cdot 10^{-3}$  Гр/год. Исходя из экологического норматива в 4 Гр/год, допустимый уровень сброса в лес составит 1 МБк · 4Гр ÷

радионуклидов в озеро с помощью простой пропорции: норматив будет равен  $1 \text{ МБк} \cdot 4 \text{ Гр} \div 4,7 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/год}$ . Тем самым, тем, что высокие значения Ки донной биоты, критические для данной склоновой экосистемы, означают резко ограниченные уровни экологических нормативов на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов даже на верхнем участке склона. В ситуациях поступления радионуклидов в нижележащие участки склона, допустимый экологический норматив на их загрязнение радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  будет заметно ниже. При этом нетрудно посчитать, что гигиенические нормативы на воду озера как питьевую (2 Бк/л) при таких экологических нормативах никогда не будут превышены. Можно показать, что уровни загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе при поступлении радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в лес на уровне 2,3 Ки или 0,23 Ки никогда не приведут к получению молока от коров, выпасаемых на этом лугу, и/или в результате откорма коров кормовыми травами на террасе к превышению гигиенического норматива на загрязнение молока в 100 Бк/л. Это же справедливо для уровней загрязнения овощей от использования воды озера для их орошения: гигиенический норматив на загрязнение овощей радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  в 100 Бк/кг не будет превышен. Таким образом, в данной реальной ситуации радионуклидного загрязнения склоновой экосистемы  $^{137}\text{Cs}$  предлагаемые экологические нормативы на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов заметно ниже, чем гигиенические нормативы, действующие в данной склоновой экосистеме.

Известно, что современная действующая экологическая парадигма состоит в том, что если экологическая ситуация в конкретной экосистеме благоприятна для человека, то экологическая ситуация для дикой биоты тем более будет благоприятна. Проведенный здесь конкретный анализ по расчету экологического норматива на допустимые уровни радионуклидного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  для реальной склоновой экосистемы показывает,

ются только одного вида биоты — человека. При этом акрируются отдельные компоненты среды обитания — уровни загрязнения воздуха в зоне дыхания, питьевая вода и продукты питания. Таким образом, эти нормативы делаются и рассчитываются одноразово и только изредка уточняются.

Показано, что разработка экологических нормативов на предельно допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в разные типы экосистем требуют специальных усилий и моделей. Сложность проблемы состоит в том, что даже для одной и той же экосистемы (например, склоновая экосистема) экологический норматив будет разным в зависимости от значений  $K_n$  биоты донных отложений в зависимости от распределения поллютантов по компонентам экосистемы и т.д. Сложность задачи возрастает при анализе и расчете экологических нормативов для разных типов экосистем, особенно объединенных в сложные составные ландшафтные экосистемы. Это может означать, что экологическое нормирование, коль скоро оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

В общем виде алгоритм разработки экологических нормативов должен состоять из следующих основных шагов.

1. Оценка спектра и объема загрязнения реальной экосистемы. Ясно, что для каждого из поллютантов и разных объемов загрязнения расчет нужно проводить раздельно.
2. Оценка структуры экосистем ландшафта, попавшего под загрязнение поллютантами. Определение типов экосистем, составляющих данный ландшафт.
3. Моделирование всех имеющихся типов экосистем методами камерных моделей и моделей экологической емкости и радиоемкости с целью определения критических составляющих биоты экосистем и оценки дозовых нагрузок на них.
4. Составление комбинации моделей экосистем, образующих исследуемый загрязненный ландшафт, для установления опре-

максимальных эффектов воздействия поллютантов на биоту в данном ландшафте.

6. Установив критическое место депонирования поллютантов и критическую биоту в ландшафте, можно рассчитать экологический норматив для каждого из поллютантов в данном реальном ландшафте, превышение которого способно привести к необратимым последствиям для биоты и изменить характеристики ландшафта.

Ясно, что для различных поллютантов будут оценены свои экологические нормативы на допустимые уровни их сброса и выброса в реальный исследуемый ландшафт. При комбинированном воздействии нескольких поллютантов с уровнями воздействия  $P_i$  потребуется установить экологические нормативы для каждого из них —  $ЭН_i$ . Условие не превышения общего экологического норматива для всего ландшафта в целом будет выполнено, если выполняется следующее неравенство:

$$\sum \frac{P_i}{ЭН_i} \leq 1. \quad (1)$$

При этом следует подчеркнуть, что по отношению к разным поллютантам  $ЭН_i$  могут быть различными и относятся к разным критическим составляющим биоты. При изменении площади загрязнения и/или спектра поллютантов потребуется новый анализ и расчет по вышеприведенному алгоритму. Очевидно, что единого экологического норматива на допустимые уровни сброса и выброса разных поллютантов в различные ландшафты практически быть не может.

Реально для каждого опасного химического или радиационного объекта (АЭС, например) и/или другого производства, расположенного в конкретном ландшафте, потребуется специальный ана-

