

РОССИИ
ОБНИНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ
УНИВЕРСИТЕТ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ (ИАТЭ)



41

ТЕХНОГЕННЫЕ СИСТЕМЫ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК

VI РЕГИОНАЛЬНАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ

Материалы докладов
Обнинск, 24 апреля 2009 года

Обнинск 2009

где b_i – баллы, определяемые с помощью шкалы визуальной оценки деревьев по внешним признакам. Затем вычисляли средний балл состояния для каждого вида деревьев по формуле:

$$K_i = \frac{\sum b_i}{N}$$

где K_i – коэффициент состояния i -го вида деревьев, b_i – баллы состояния отдельных деревьев, N – общее число учетных деревьев i -го вида. Коэффициент состояния древостоя в целом (K) определяли как среднее арифметическое средних баллов состояния различных деревьев на улице:

$$K = \frac{\sum K_i}{R}$$

где K_i – коэффициент состояния i -го вида; R – число видов деревьев.

Состояние древостоя оценивали по критериям:

- 1) $K < 1,5$ – здоровый древостой;
- 2) $K = 1,6 - 2,5$ – ослабленный древостой;
- 3) $K = 2,6 - 3,5$ – сильно ослабленный;
- 4) $K = 3,6 - 4,5$ – усыхающий древостой;
- 5) $K > 4,6$ – погибший древостой.

После расчета коэффициент получили значения K :

- Проспект Ленина: $K = 1,4$;
 Проспект Маркса: $K = 1,5$;
 Улица Гурьянова $K = 1,1$;
 Улица Королева $K = 1,3$.

Таким образом, установлено, что на всех исследуемых улицах древостой здоровый. Незначительно ослабленный по показателям коэффициента состояния i -го вида древостой находится на проспекте Маркса. Судя по всему, это обусловлено большим количеством молодых саженцев деревьев, не адаптированных к

Дневник

1. Каваларов И.К., Таглов Г.О. Современная экологическая ситуация в России // ЭКО. 2005. № 9.
2. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. / Под ред. Р.Шуберта. – М.: Мир, 1988. – 350 с.
3. Федорова А.И., Никольская А.Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды. – М.: Гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 2001. – 288 с.

ПРОБЛЕМЫ СИНЕРГИЗМА И АНТАГОНИЗМА РАДИАЦИОННОГО И ХИМИЧЕСКОГО ФАКТОРА В ИССЛЕДОВАНИЯХ НА МОДЕЛЬНОЙ ДВУХКАМЕРНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ

Ю.А. Кутлахмедов¹, С.А. Пчеловская², И.В. Матвеева¹,
 А.Г. Саливон², А.Н. Леньшина³

¹ – Национальный авиационный университет, факультет экологической безопасности, г. Киев

² – Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАНУ, г. Киев

³ – Черноморский государственный университет им. П.Могилы, г. Николаев

Важной задачей современной радиобиологии, радиоэкологии и общей экологии является изучение эффектов, вызванных сочетанием различных стрессовых факторов на живые организмы, а также процессов восстановления и адаптации к стрессовым влияниям. В условиях загрязненной среды важно знать особенности совместного влияния разных вредных факторов на организмы, их взаимодействия между собой. Явление синергизма во взаимодействии разных по своей природе стрессоров – это очень актуальный вопрос, привлекающий внимание многих биологов, радиобиологов, экологов.

Фактор радиоёмкости. Представление о факторе радиоёмкости, предложенное Агре и Корогодиным в 1960 г., положено нами в основу новой радиоэкологической концепции – концепции экологической ёмкости и радиоёмкости. Радиоёмкость экосистем определяется как предел депонирования радионуклидов в экосистеме и ее элементах, выше которого может происходить угнетение, подавление и гибель биоты экосистемы. Фактор радиоёмкости рассчитывается как доля радионуклида-трассера ^{137}Cs в компонентах экосистемы. Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и т.д. Важная особенность этих показателей в том, что практически все они начинают существенно изменяться только когда биота претерпевает значительные изменения. Практически очень важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и целых ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру, как радиоёмкость и/или фактор радиоёмкости экосистем и ее составляющих. Радиоёмкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы без нарушения их основных функций (воспроизводство и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоёмкости определяется как доля поллютантов, накапливаемая в том или ином компоненте экосистемы (в ландшафте). Нами было предложено для оценки благополучия биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих два параметра – биомассу видов в экосистеме и их способность очищать и кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

Исследуемая в наших экспериментах модельная экосистема (водная культура растений кукурузы) может быть представлена

радиоёмкости на примере двухкамерной модели (водная культура растений), которая состоит из воды (количество радионуклида-трассера в воде – $Y(x)$) и биоты – $Z(x)$). Пусть мы имеем две камеры, которые содержат $Y(x)$ и $Z(x)$ количества радионуклидов в момент времени x ; пусть a_{12} – скорость поглощения радионуклидов трассера (пропорционально скорости поглощения питательных веществ, например, калия); a_{21} – скорость оттока радионуклидов в воду.

Допустим, что исходный запас радионуклидов в камере $Y(x)$ составлял Y_0 {Бк (^{137}Cs)}. Решением камерной модели из двух дифференциальных уравнений для данной модели есть:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])} \quad (1)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}$$

Когда время наблюдения велико, то можно рассчитать и оценить фактор радиоёмкости для биоты и для воды следующим образом:

$$F_b = \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}} \quad (2)$$

Сравнивая эти уравнения, можно получить

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_b} = Z \text{ (обозначим этот параметр как } Z) \quad (3)$$

Таким образом, отношение скоростей поглощения и оттока трассера и элемента минерального питания калия пропорционально биомассе биоты и коэффициенту накопления в системе «вода-биота». Это означает, что чем выше биомасса биоты и ко-

...фракционированного трассера ^{137}Cs в биомассе биоты. Тут хорошо видна зависимость параметра радиоемкости со скоростями поглощения и оттока.

Используя данную модель, мы провели цикл исследований на модельной экосистеме – водной культуре растений кукурузы, который показал, что фактор радиоемкости биоты по отношению к искусственному трассеру ^{137}Cs является весьма чувствительным показателем состояния биоты и коррелирует с изменениями ростовых показателей (рис. 1). Показано, что чем лучше проходит ростовой процесс, тем выше фактор радиоемкости биоты модельной экосистемы. Показано, что изменения параметров радиоемкости могут служить адекватным показателем распределения и перераспределения радионуклидов в экосистеме и мерой благополучия биоты в ней. Таким образом, показана применимость подхода моделей радиоемкости для анализа различных экосистем. Результаты исследований представлены на рис. 1: динамика изменения ОСР (относительной скорости роста корней) и поведения фактора радиоемкости биоты в данной модельной экосистеме.

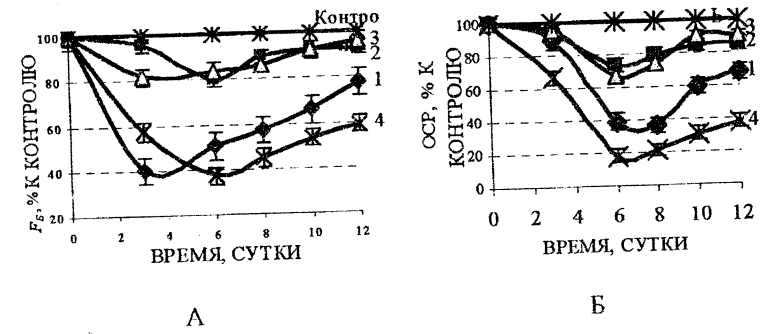


Рис. 1. Динамика скорости роста (А) и фактора радиоемкости (Б) растений относительно контроля: 1 – фракционированное облучение (10 Гр+10 Гр) вместе с фракционированным внесением хлорида кадмия (25 мкМ+25 мкМ), время между фракциями – 24 часа (для обеих); 2 – фракционированное внесение хлорида кадмия (25 мкМ+25 мкМ); 3 – фракционированное облучение (10 Гр+10 Гр); 4 – острое γ -облучение (20 Гр) в комбинации с острым внесением 50 мкМ соли CdCl_2

радиационных факторов – показана применимость модели. Показано, что данная модельная экосистема может быть использована для эквидиметрических оценок комбинированного влияния химических и физических факторов. В частности, воздействие тяжелого металла кадмия в концентрации 3–4 мкмоль/л соответствует по биологическому эффекту и по влиянию на параметры радиоемкости дозе острого гамма-облучения в 1 Гр. На основе моделей нами разработан параметр, который позволяет оценивать характер взаимодействия разных факторов – P – синергизм, аддитивность и антагонизм и определяется для двух факторов следующей формулой:

$$P = Z(\text{Cd}+\text{Обл}) \cdot Z_0 / Z(\text{Cd}) \cdot Z(\text{Обл}), \quad (4)$$

где Z_0 – отношение F_b/F_w контрольного варианта; $Z(\text{Cd}+\text{обл})$ – отношение для комбинированного воздействия γ -облучения и хлорида кадмия; $Z(\text{Cd})$ и $Z(\text{обл})$ – отношение для независимых воздействий каждого из факторов.

При $P < 1$ – наблюдается синергизм в взаимодействии факторов, т.е. факторы усиливают негативное действие друг друга (независимое действие каждого из факторов); при $P > 1$ – антагонизм, т.е. негативное воздействие одного фактора уменьшается под действием другого.

Оценка поведения параметра P в реальных экспериментах показала, что при остром воздействии факторов облучения и внесения соли кадмия наблюдается отчетливый эффект синергизма ($P < 1$), а при включении эффекта восстановления за счет фракционирования внесения соли кадмия и гамма-облучения проявляются уже эффекты антагонизма ($P > 1$).

Наиболее четкий эффект синергизма на протяжении всего времени исследований отмечался для комбинированного действия фракционированной радиации и химического фактора с временным интервалом между фракциями 6 ч. При временах фракционирования в 10 и 24 ч наблюдался антагонизм в действии радиации и внесения тяжелого металла. В эксперименте было

эффект синергизма и тяжелого металла. Показано существование эффекта адаптации растений к острым тестирующим дозам ионизирующего излучения (11 Гр) при предварительном облучении дозой 1 Гр и разных значениях времени между адаптирующей и тестирующей дозой гамма-облучения.

Таким образом, нами проведен количественный анализ роли систем восстановления и адаптации в эффектах взаимодействия разных факторов через их влияние на параметры радиоемкости. Обнаружены эффекты неаддитивности (синергизма) при разных режимах комбинированного действия стрессоров.

Основные выводы из исследования следующие.

- 1). Установлено, что фактор радиоемкости отображает изменение состояния экосистемы как после действия гамма-облучения, так и после внесения соли токсического металла.
- 2). Установлена возможность опережающей оценки состояния модельной экосистемы с помощью фактора радиоемкости по специально введенному в среду трассеру ^{137}Cs .
- 3). Обнаружено позитивное влияние на показатели радиоемкости модельной экосистемы фракционирования токсического фактора, что может свидетельствовать о роли процессов восстановления растительной компоненты экосистемы от токсического влияния.
- 4). Показано, что показатели радиоемкости по трассеру (^{137}Cs) адекватно отображают изменение состояния модельной экосистемы, позволяют выявить восстановительные процессы при фракционировании факторов воздействия.
- 5). Показано существование эффекта адаптации растений к действию значительной дозы тестирующего облучения в дозе 11 Гр при предварительном облучении в адаптирующей дозе 1 Гр при разных значениях времени между адаптирующей и тестирующей дозами гамма-облучения.
- 6). Разработанные и реализованные в работе теория и модели радиоемкости образуют важное и перспективное новое направление в современной радиэкологии и общей экологии.

Влияние кадмия (Cd) на компоненты экосистемы представляет большой научный и практический интерес в связи с высокой токсичностью этого элемента, его способностью накапливаться в пищевых цепях животных и человека в количествах, опасных для их здоровья. Основными источниками поступления Cd в окружающую среду являются газопылевые выбросы промышленных предприятий, фосфорные удобрения, осадки сточных вод, используемые в качестве удобрений. Поступающий из антропогенных источников Cd накапливается в почве и может оказывать токсическое действие на почвенную биоту – наиболее чувствительное звено экосистемы, по которому можно определять уровни критического воздействия загрязняющих веществ.

Целью нашего эксперимента было изучение влияния возрастающих концентраций Cd в дерново-подзолистой почве и черноземе на численность почвенных микроорганизмов.

В дерново-подзолистую почву вносили ТМ в концентрациях Cd (0; 1; 2; 5; 10; 20 и 50 мг/кг сухой почвы), в черноземе Cd (0; 2,5; 10; 20; 50 и 100 мг/кг сухой почвы) в виде растворимой соли $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$. После внесения металла на почвах в условиях вегетационного опыта выращивали ячмень. После уборки ячменя в почвах определяли численность микроорганизмов методом посева на агаризованные питательные среды: бактерии – на мясопептонном агаре (МПА), грибы – на среде Чапека (ЧА), актиномицеты – на глюкозо-аспарагиновом агаре (ГАА).