

ТЕОРИЯ РАДИОЕМКОСТИ И МОДЕЛИ НАДЕЖНОСТИ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ В ЭКОСИСТЕМАХ

В статье представлены разработанные и построенные нами модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем (наземных, водных, лесных, горных, лугов и урбоэкосистем), в которых показана возможность использовать этот подход как универсальный метод для моделирования радиоемкости и надежности разного типа экосистем.

Ключевые слова: модели радиоемкости и надежности экосистем, радионуклиды.

У статті представлені розроблені та побудовані нами моделі для оцінки параметрів радіоемності та надійності різних типів екосистем (наземних, водних, луків і т. і) , у яких показано можливість використовувати цей підхід як універсальний метод до моделювання радіоемності та надійності різного типу екосистем.

Ключові слова: моделі радіоемності та надійності екосистем, радіонукліди.

In report the models , developed and constructed by us, for an estimation of parameters of radiocapacity of different types ecosystems (ground, water, wood, mountain, meadows etc.) are submitted, in which the opportunity is shown to use this approach, as a universal method for modeling radiocapacity and reliability of a different type ecosystems.

Key words: models of radiocapacity and reliability of ecosystems, radionulides.

Теоретическая экология и радиоэкология не имела выбора моделей и параметров, пригодных для оценок и расчетов радиоэкологических процессов и рисков в экосистемах разного типа. Кыштымская (Россия, 1968) и, особенно, Чернобыльская (1986) и авария на Фокусиме-1 (2011 г.) аварии показали четкую необходимость развития именно теоретических исследований в этой области. Доминирующие исследования по мониторингу радионуклидных загрязнений в экосистемах, конечно, необходимы, но не достаточны, и без использования широкого перечня теоретических моделей трудно сделать заметные обобщения для продуктивного использования большого количества существующих данных по мониторингу. Поэтому возникает необходимость создания подходов для опережающей оценки состояния биоты экосистем при действии разных факторов влияния физической и химической природы. Эту роль может выполнить развиваемая нами теория и модели радиоемкости экосистем.

Представление о факторе радиоемкости, предложенное Агре и Корогодиным в 1960 р., положено нами в основу новой радиоэкологической концепции. Через поведение параметра радиоемкости можно оценить состояние биоты экосистемы. Следует повторить, что радиоемкость определяется как граничное количество радионуклидов, которое по своим дозовым влияниям еще не способно нарушить основные функции биоты: способность сохранить

биомассу и кондиционировать среду существования. Построенные модели радиоемкости экосистем и предложенные параметры способны адекватно реагировать на влияние разных факторов (γ -облучение, тяжелые металлы и т. д.). По результатам проведенных опытов предложенные параметры могут четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические ростовые показатели. Установлено, что реакция параметров радиоемкости может служить в качестве «экологического градусника», который измеряет состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов.

Разработанные и построенные нами модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем (наземных, водных, лесных, горных, лугов и урбоэкосистем) можно использовать как универсальный подход к моделированию радиоемкости разного типа экосистем, описывать самые разнообразные экосистемы, и сравнивать их по этим показателям [1-4].

После Чернобыльской аварии такой трассер является неизбежным спутником в жизни биологических объектов практически всех экосистем Украины. Исследования показали, что распределение и перераспределение данного трассера в водных и наземных экосистемах, четко реагирует на все существенные внешние факторы влияния (климат,

паводки, контрмеры и т. д.), а также на разные типы загрязнителей (тепловые сбросы, дозы облучения, химические поллютанты и т. п.). При этом было показано, что каждый существенное влияние на экосистему не может не отобразиться на распределении трассера и на параметрах радиоемкости по нему. Такой подход, который развивается в наших исследованиях, позволит использовать параметры радиоемкости для эквидозиметрической унифицированной оценки действия самых разных факторов на биоту экосистем. На этой основе нами предложено метод экологического нормирования для определения допустимых уровней влияния поллютантов на биоту экосистем. Фактор радиоемкости – определяет долю радионуклидов, которые удерживаются в биотических и абиотических компонентах экосистемы [5-9].

Моделирование и теоретический анализ радиоемкости ландшафтов. Исследования указывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры, которые управляют перераспределением радионуклидов в ландшафте, были построены карты динамики загрязнения ландшафта Cs-137, и карта перераспределения радионуклидов через 10, 20 и 30 лет после аварии [11; 12].

Метод использования аналитической ГИС технологии в современной радиоэкологии может быть плодотворно использован в общей экологии. Предложенные тут методы и методики радиоэкологических исследований на основе теории и моделей надежности и радиоемкости биоты экосистем, могут быть с успехом использованы при решении разных проблем современной экологии.

Это прежде всего проблема создания системы экологического нормирования вредных факторов через реакции той биоты, которая может получать

наибольшее вредное влияние при внесении в экосистемы самых разных поллютантов.

На этой теоретической базе могут быть созданы эффективные методы оценок экологических рисков при влиянии на биоту физических, химических и других загрязнителей.

Использование радиоактивных трассеров (например, Cs-137), позволяет на основе теории и моделей надежности и радиоемкости экосистем исследовать фундаментальные характеристики биоты и устанавливать закономерности распределения и перераспределения поллютантов через поведение радиоактивных трассеров, которые были «щедро» разбросаны после Чернобыльской аварии на территории Украины, Беларуси и России.

Фактор экологической емкости и радиоемкости конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется при использовании камерных моделей (1):

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}), \quad (1)$$

где $\sum a_{ij}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы – j , согласно камерных моделей, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из исследуемой камеры J – в другие составляющие экосистемы, которые сопряжены с ними.

Показано, что соотношение скоростей поглощения и оттока трассеров и элемента минерального питания – калия пропорционально биомассы биоты и коэффициента накопления в данном опыте в системе «вода – биота».

Надежность склоновой экосистемы. Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру типовой склоновой экосистемы нами были выбраны средние значения коэффициентов. Перенос радионуклидов из одной камеры в другую происходит по законам кинетики первого порядка, его описывают системой простых дифференциальных уравнений.

Таблица 1

Накопление радионуклидов в камерах

Камеры	Максимальная активность радионуклидов (%)	Время (годы)
Опушка	12	12
Луг	6	20
Терраса	1.4	20
Пойма	0.82	24
Вода	0.32	30
Биота	1.16	44
Донные отложения	2.3	48
Человек	22	80

Таблица 2

Прогноз распределения коллективной и индивидуальной дозы для населения в количестве 500 человек при разных случаях загрязнения (склоновые экосистемы)

Активность радионуклида, K_i	Минимальная скорость переходов.			
	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$8,14 \cdot 10^1$	$4,07 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$3,256 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,01628	0,814	1,628	6,512

Закінчення таблиці 1

Активність радіонукліда, K_{Σ}	Средняя скорость переходов.			
	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$1,628 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$1,628 \cdot 10^3$	$6,512 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,3256	1,628	3,256	13,024
Активність радіонукліда, K_i	Максимальная скорость переходов.			
	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$2,442 \cdot 10^2$	$1,221 \cdot 10^3$	$2,442 \cdot 10^3$	$9,768 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, Зв	0,4884	2,442	4,884	19,536

Таблица 3

Прогноз надежности типовой склоновой экосистемы при разных уровнях радионуклидного загрязнения (^{137}Cs) верхней части экосистемы (лес)

Уровень загрязнения	10 Ки/км ²	50 Ки/км ²	100 Ки/км ²
1. Лес	0,934	0,671	0342
2. Опушка	1	1	1
3. Луг (6 %)	0,999	0,997	0,993
4. Сельскохозяйственная терраса (1,4 %)	0,9998	0,999	0,998
5. Пойма озера (0,82 %)	1	0,9994	0,999
6. Биота донных отложений озера (1,16 %)	0,95	0,748	0,496
Общая надежность экосистемы	0,886	0,5	0,168

Нами был проведен расчет надежности транспорта радионуклидов по склоновой экосистеме.

Таблица 4

Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта Cs-137 к озеру и к человеку (параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5E+9 \text{ л}$, донные отложения: $S=1 \text{ км}^2 \text{ h} = 0,1 \text{ м}$, $K_H=1000$) (Без контрмер). Считается, что в лесу лежит запас радионуклида в 1 Ки Cs-137

Камера	Вероятность сброса	Комментарии
1. Лес	0,029	Загрязнения воды ожидается с вероятностью $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6 = 1,5 \text{ E-3}$. Это означает, что содержание цезия в воде составляет всего $1,1 \text{ E-2}$ Бк/л
2. Опушка	0,77	
3. Луг	0,6	
4. Терраса	0,57 (к человеку - 0,4)	Загрязнение донных отложений в озере ожидается с вероятностью $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6 = 9 \text{ E-3}$. Это означает, что содержание цезия в донных отложениях составляет $3,3$ Бк/л.
5. Пойма	0,2	
6. Биота озера	0,33	При $K_H=1000$, содержание цезия в биоте донных отложений составляет 3300 Бк/кг. Тогда по отношению к предельной дозе в 4 Гр/год (600 кБк/кг), допустимый уровень загрязнения леса составляет 182 Ки.
7. Донные отложения	0,1	
8. Вода озера	0,77	Люди получают от воды озера и продукции террасы радионуклиды с вероятностью $5,4 \text{ E-3}$. При этом загрязнение травы на террасе составляет около 5 Бк/кг. Допустимый уровень загрязнения кормовой травы составляет 1000 Бк/кг (при этом уровень загрязнения молока ожидается в 100 Бк/л). Тогда по молоку допустимый уровень загрязнения леса по запасу радионуклидов не превышает 200 Ки.
9. Люди	$0,4 + 0,1$	

Таблица 5

Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта Cs-137 к озеру и к человеку (параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5E+9 \text{ л}$, донные отложения $S=1 \text{ км}^2$; $h = 0,1 \text{ м}$, $K_H=1000$) (при участии выбранных контрмер (КМ)). Считается, что в лесу лежит запас радионуклидов в 1 Ки Cs-137

Камера	Вероятность сброса (без КМ) $K_{\Sigma}=1$	Контрмеры				
		Пожарозащитная полоса между лесом и опушкой $K_{\Sigma}=1,5$	Дорога между лесом и опушкой $K_{\Sigma}=2$	Удаление дернины на террасе $K_{\Sigma}=10$	Подпорная стенка в почве между террасой и поймой $K_{\Sigma}=2$	Влияние всех контрмер одновременно
1. Лес	0,029	0,02	0,02	0,029	0,029	0,02
2. Опушка	0,83	0,83	0,4	0,83	0,83	0,4
3. Луг	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
4. Терраса	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12	0,57 (к человеку)	0,12
5. Пойма	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
6. Биота озера	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
7. Донные отложения	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
8. Вода озера	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,72
9. Люди	$0,4 + 0,1$	$0,4 + 0,1$	$0,4 + 0,1$	$0,4 + 0,1$	$0,4 + 0,1$	$0,4 + 0,1$
Вероятность сброса $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6$	$1,5 \text{ E-3}$ $K_{\Sigma}(2)=1$	$1,1 \text{ E-3}$ $K_{\Sigma}(2)=1,4$	$2,7 \text{ E-4}$ $K_{\Sigma}(2)=5,6$	$3,3 \text{ E-4}$ $K_{\Sigma}(2)=4,5$	$8,7 \text{ E-4}$ $K_{\Sigma}(2)=1,7$	$5,8 \text{ E-5}$ $K_{\Sigma}(2)=25,9$

Надежность экосистемы каскада Днепровских водохранилищ. В таблице 6 приведены расчет и оценка надежности биоты в каскаде Днепровских водохранилищ.

Таблица 6

Оценка надежности биоты в каскаде Днепровских водохранилищ при расчете на сброс 1 Ки Cs-137 в условиях межени (М) и паводка (П) 3 % водности (раз в 30 лет) по содержанию р/н в каждом из компонент экосистем водохранилищ (Ки)

Водоохранилище	Содержание (Ки) у М та П состоянии	Биота (Ки)	Вода (Ки)	Тип	Активность ила Бк/кг	Активность донной биоты при $K_H=1000$ Бк/кг	Активность воды, Бк/л	Активность биоты в воде $K_H=1000$ Бк/кг	Примечание (оценка допустимого уровня содержания Cs-137 в биоте составляет 600 кБк/кг. Тогда допустимый сброс составляет (превышение))	
									Ки	раз
Киевское $S=920\text{км}^2$, $V=3,7\text{ км}^3$	0,7	0,2	0,1	М	0,3 Бк/кг	300 Бк/кг	2Е-3	2	2000 Ки	46 раз
	0,5	0,3	0,2	П	0,4	400	3Е-3	3	1500	61 раз
Каневское $S=680\text{ км}^2$ $V=2,6\text{ км}^3$	0,06	0,03	0,01	М	3,2Е-2	32		Для остальных водохранилищ полученные значения активности очень малы поэтому их можно не считать	18750	5 раз
	0,08	0,08	0,02	П	4,3Е-2	43			13954	6,6 раз
Кременчугское $S=2250\text{ км}^2$ $V=13,5\text{ км}^3$	0,008	0,001	0,001	М	1,3Е-3	1,3			460 кКи	Нет превышения
	1,2Е-2	4Е-3	4Е-3	П	2Е-3	2			Дальше по Cs-137 нет превышений по дозовым нагрузкам на донную биоту. На биоту водяной толщи также нет превышения дозы в 4 Гр/год	
Запорожское $S=570\text{ км}^2$ $V=2,4\text{ км}^3$	7Е-4	2Е-4	1Е-4	М	4,6Е-4	0,5				
	2Е-3	1,2Е-3	8Е-4	П	1,3Е-3	1,3				
Днепровское $S=410\text{ км}^2$ $V=3,3\text{ км}^3$	7Е-5	2Е-5	1Е-5	М	6Е-5	0,06				
	4Е-4	2,4Е-4	1,6Е-4	П	4Е-4	0,4				
Каховское $S=2150\text{ км}^2$ $V=18,2\text{ км}^3$	8Е-6	1Е-6	1Е-6	М	1,5Е-6	0,015				
	1Е-4	3,2Е-5	3,2Е-5	П	1,7Е-6	0,017				

Реальное количество сброшенного Cs-137 по содержанию в илах Киевского водохранилища составило около 92 кКи.

Закключение.

1. Здесь представлены данные анализа надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме. На основе собственных исследований на склоновых экосистемах в 30-км зоне отчуждения ЧАЭС (на реке Уж) и литературных данных проведены оценки значений скоростей перехода радионуклидов цезия-137 (таблица 1). Тут приведены минимально возможные скорости, средние и максимальные значения. Для средних значений скоростей перехода построена система обыкновенных дифференциальных уравнений. Показано, что, как правило динамика перераспределения радионуклидов между камерами имеет максимум. В качестве общей характеристики разных составляющих склоновой экосистемы, можно использовать значения максимальных уровней содержания радионуклидов (процент от общего запасов в экосистеме) и срок, когда он формируется (таблица 2). Видно, что наибольший запас формируется на опушке (12 %) и на лугу (6 %), а потом со временем до 22 % от запаса переходит в зону пользования человеком этой склоновой экосистемой, но через длительный срок в 80 лет. То есть, в конце концов, практически

большая часть радионуклидов, из запаса в склоновой экосистеме доходит до людей в виде накопленной дозы облучения, что может быть оценена через дозовые коэффициенты. В таблице 3 сделаны оценки индивидуальных и коллективных доз для случая села с 500 жителями. Видно, что (с учетом радиоактивного распада) при максимальных скоростях переходов между камерами склоновой экосистемы в популяции людей даже при малых уровнях запасов радионуклидов (1 Ки), коллективная доза может достигать 200 ЧелЗв. Эти заметные величины, которые требуют учета и контрмер. Опираясь на формулу 1, имеем возможность оценить надежность транспорта радионуклидов от леса до популяции людей (таблица 4). В этих камерах, где есть биота, можно спрогнозировать поражение биоты при высоких уровнях плотности загрязнения леса. Поэтому общая надежность транспорта радионуклидов по данной склоновой экосистеме уменьшается от 0,89 (при 10 Ки /км²) до 0,17 (при плотности загрязнения 100 Ки /км²). С учетом влияния радионуклидов на биоту озера также проведена оценка путей и вероятности поступления радионуклидами популяции людей (таблица 5).

Для разработки возможных методов защиты людей в склоновой экосистеме рассмотрены некоторые потенциально эффективные контрмеры, и оценено их

возможное влияние на систему транспорта радионуклидов к озера и к человеку (таблица 6). Для анализа выбраны следующие контрмеры: пожарозащитная полоса между лесом и опушкой, дорога между лесом и опушкой, удаление дернины на сельскохозяйственной террасе, и создание защитной подпорной стенки между террасой и поймой озера. Эти контрмеры так или иначе применялись, или могут быть применены на склоновых экосистемах. Контрмеры влияют на величину скоростей переходов между камерами. Наибольшее влияние, как способ снижения дозы облучения людей (через коэффициент дезактивации) имеют дорога между лесом и опушкой ($K_d = 5,6$), и удаление дернины на террасе ($K_d = 4,5$). А самая лучшая ситуация, когда эти две контрмеры будут использованы вместе ($K_d = 25,2$).

2. Нами проведен также анализ надежности экосистемы каскада Днепровских водохранилищ, как системы транспорта радионуклидов от каскада к людям. Показано (таблица 8), что каскад Днепровских

водохранилищ имеет оценки высокой надежности «поступления» радионуклидами к людям, как в период межени, так и при паводках высокой 3 % водности. При малом сбросе радионуклидов (1 Ки цезия-137 в год) ситуация не составляет заметных экологических рисков для биоты и для людей, через использование воды для орошения и для питья. Но реальные количества накопленных радионуклидов, в частности, в илах Киевского водохранилища составляет около 92 кКи цезия-137, что потребует значительного внимания и учета при реальных количествах сбросов радионуклидов. А если учесть еще сбросы стронция-90, то ситуация потребует сурового контроля.

3. В целом использование анализа радиоэкологических ситуаций в разных типах экосистем с использованием моделей и теории надежности показало себя эффективным и эвристичным средством оценок и моделирования радиоэкологических и экологических ситуаций и может быть с успехом использоваться в дальнейших исследованиях.

ЛІТЕРАТУРА

1. Theory of Reliability in Radiation Ecology / Yuriy A. Kutlakhmedov, Iryna V. Matveeva, Anastasiya G. Salivon, Victor V. Rodyna // Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management. – Israel, 2010. – 275 с.
2. Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
3. Агре А. Л. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме / А. Л. Агре, В. И. Корогодина // Мед. радиология. – 1960. – № 1. – С. 67–73.
4. Кутлахмедов Ю. А. Основы радиоэкологии / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодина, В. К. Кольтовер. – Киев : Выща шк. – 2003. – 319 с.
5. Поликарпов Г. Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле / Г. Г. Поликарпов, В. Г. Цыцугина // радиационная биология и радиоэкология. – 1995. – Т. 35. – № 4. – С. 536–548.
6. Amiro B. D. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, J. Environ. Radioactivity. – Vol. 35. – № 1. – P. 37–51.
7. Кутлахмедов Ю. А. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України. Вісник Національного авіаційного університету / Ю. А. Кутлахмедов, В. П. Петрусенко. – 2006. – № 2. – С. 134–136.
8. Кутлахмедов Ю. А. Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилових ландшафтах методом камерних моделей / Ю. А. Кутлахмедов, В. П. Петрусенко // Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 163–165.
9. Кутлахмедов Ю. А. Теория и модели радиоёмкости в современной радиоэкологии / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодина, В. В. Родина, И. В. Матвеева, В. П. Петрусенко, А. Г. Саливон, А. Н. Леншина // «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы». – Москва, 2008. – С. 177–193.
10. Гродзинский Д. М. Методи управління радіоємністю екосистем / Д. М. Гродзинський, Ю. О. Кутлахмедов, О. М. Михеев, В. В. Родина / Під редакцією акад. Д. М. Гродзинського. – Київ : Фітосоціонер, 2006. – 172 с.

Рецензенти: **Ковтуненко О. В.**, д.мед.н., професор;
Іванкова В. С., д.мед.н., професор.

© Кутлахмедов Ю. О., Матвеева І. В.,
Родина В. В., Бевза А. Г., 2012

Дата надходження статті до редколегії 15.12.2012 р.

КУТЛАХМЕДОВ Юрій Олександрович – д.б.н., професор, Національний авіаційний університет, факультет екологічної безпеки, м. Київ, Україна.

Коло наукових інтересів: радіоекологія наземних і водних екосистем, радіоємність екосистем, контрзаходи при подоланні наслідків радіаційних аварій.

МАТВЄЄВА І. В. – к.т.н., доцент, Національний авіаційний університет, факультет екологічної безпеки, м. Київ, Україна.

Коло наукових інтересів: математичні моделі переносу радіонуклідів між компонентами екосистем, радіоємність екосистем.

РОДІНА В. В. – молодший наук. співробітник, Інститут клітинної біології та генної інженерії НАН України, м. Київ, Україна.

Коло наукових інтересів: математичні моделі переносу радіонуклідів між компонентами екосистем.

БЕВЗА Алла Григорівна – викладач кафедри екології Інституту екологічної безпеки Національного авіаційного університета

Коло наукових інтересів: радіоекологія наземних і водних екосистем, контрзаходи при подоланні наслідків радіаційних аварій.