

Теория и модели радиоемкости и надежности экосистем в современной радиэкологии.

Ю.А.Кутлахмедов¹, В.В.Родина¹ И.В.Матвеева², А.Г.Бевза²

¹ Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев, Украина

²Национальный авиационный университет, Институт экологической безопасности, Киев, Украина

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежность биоты в данной экосистеме [1]. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты. **Цель и задача исследования** показать, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, и экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, рассматриваемой как ситемы транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку .

1. Возможность использования фактора радиоемкости биоты по трассеру ¹³⁷Cs, как показателя надежности биоты экосистемы.

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и численности. Важная особенность этих показателей, 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 ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру – как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и ее составляющих. Радиоемкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов) которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (воспроизводство бимассы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которые накапливаются в том или ином компоненте экосистемы[2,3]. Нами было предложено для оценки благополучия и надежности биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих – два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать-кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

2.Оценка радиационной емкости биосистем по величинам предельно-допустимых дозовых нагрузок.

Исследованиями Г.Г.Поликарпова и В.Г.Цыцугиной [4] установлены диапазоны дозовых нагрузок на биоту, при которых проявляются радиационные эффекты. Из таблицы 1 видно, что по настоящему существенными, являются дозы в зоне явных экологических эффектов. Это соответствует дозам 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для наземных растений и гидробионтов. После достижения таких доз могут проявляться процессы угнетения и подавления роста биоты в экосистемах. Поэтому на данном этапе развития представлений об экологических нормативах для допустимых дозовых нагрузок на биоту предлагается установить, как приемлимую величину, для растений и гидробионтов в качестве предела дозы 4 Гр/год и 0,4 Гр/год для животных.

Таблица 1. Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах [4]

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	< 0,001–0,005
2	Зона физиологической маскировки	0,005–0,05
3	Зона экологической маскировки	
3.1	наземные животные	0,05–0,4
3.2	гидробионты и наземные растения	0,05–4
4	Зона явных экологических эффектов	
4.1	а) драматических для наземных животных	>0,4
4.2.	б) драматических для гидробионтов и наземных растений	>4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	100

Определив предельно-допустимую дозу для биоты, мы можем оценить величину радиоемкости через предельные уровни нахождения радионуклидов в ареале обитания биоты и их поступления в биомассу. Для этого нами предлагается использовать модель оценки дозовых нагрузок на биоту от радионуклидов, предложенную Б. Амиро [5] (таблица 2). Модель систематизирована в виде таблицы значений дозовых коэффициентов. Для радионуклидов находящихся в разных абиотических средах и биомассе рассчитаны коэффициенты, которые позволяют оценить вклад от каждого Бк радионуклида в окружении биологического объекта (в воде, в биомассе, в грунте, в воздухе и от рядом расположенной вегетирующей биомассы).

Таблица 2. Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам (В. Амиро) [5].

Радионуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		вода Гр/год/Бк/м ³	воздух Гр/год/Бк/м ³	Почва Гр/год/Бк/кг	вегетация Гр/год/Бк/кг
¹³⁷ Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
³ H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	0	0	0

⁴⁰ K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
³² P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,36 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
²⁴¹ Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$	$2,22 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$
²³⁹ Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$	$5,58 \cdot 10^{-9}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$
⁹⁰ Sr	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$	$4,61 \cdot 10^{-7}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$
²²² Rn	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-6}$
¹⁴ C	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-12}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$	$9,77 \cdot 10^{-9}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$

3. Примеры расчета надежности транспорта радионуклидов в экосистемах.

Наши исследования показали, что лимитирующая доза облучения - 4 Гр/год для биоты озерной экосистемы, может быть достигнута при количестве радионуклидов (например, ¹³⁷Cs) около 600 кБк/кг в расчете на кг биомассы. Аналогичные расчеты для биоты других экосистем могут дать другие результаты. Есть все основания предполагать, что в диапазоне доз для биоты от 0 до 4 Гр/год надежность изменяется линейно от 1 до 0. Таким образом можно предложить в качестве оценки предельной радиоемкости биотической компоненты экосистемы, ситуацию когда содержание радионуклидов в биоте озера будет близким к (≈ 600 кБк/кг). Доза при этом может достигать 4 Гр/год, а надежность может упасть до нуля. Есть основания предполагать, что параметр радиоемкости может служить мерой надежности биоты в экосистеме.

3.1. Пример расчета для склоновой экосистемы.

По блок-схеме склоновой экосистемы с помощью камерной модели были рассчитаны и построены графики поведения радионуклидов в разных камерах. Расчетные данные представлены на рис 2. Видно, что склоновой экосистеме свойственно заметное перераспределение радионуклидов по камерам. Лес резко теряет свой запас радионуклидов. Далее радионуклиды перемещаются по склону и переходят в зону природопользования человека, а в наибольшей степени концентрируются в донных отложениях озерной экосистемы. Используя данную модель, мы получили возможность смоделировать ситуацию с различными контрмерами. Мы выбрали ряд контрмер, реальных и возможных к применению для снижения перемещения радионуклидов по склоновой экосистеме. Контрмеры вводятся в модель путем оценочного изменения скоростей перехода между камерами. Это позволяет установить эффективность и полезность применения контрмер и их комбинаций в моделях, не прибегая сразу к их реализации [7].

Склоновая экосистема может быть рассмотрена в терминах теории надежности биосистем [6,7], как последовательная система транспорта радионуклидов от леса вниз по склону. Считаем, что первоначально в данной экосистеме, был загрязнен радионуклидами только верхний участок склона – лес. В данном подходе, мерой надежности элемента-камеры в системе транспорта радионуклидов, рассматривается удерживающая способность каждой из камер. Данные подобного расчета представлены в таблице 3. Здесь приведены оценки удерживающей способности каждой из камер по формуле (1). Сначала провели расчет вероятности удерживания радионуклидов для исходной склоновой экосистемы, а затем и для ситуации с применением различных контрмер.

Для характеристики поведения радионуклидов в склоновой экосистеме мы применили метод анализа надежности экосистемы, по способности обеспечить надежность транспорта радионуклидов между камерами [8]. Для расчетов использовали формулу (1),

при оценке радиоемкости каждой из камер (радиоемкость здесь определяется как способность к удержанию радионуклидов в каждой из исследуемых камер) .

Фактор экологической емкости и радиоемкости (и надежности как элемента транспорта радионуклидов) конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется нами с использованием параметров скоростей перехода между камерами модели:

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

Таблица 3. Надежность типовой склоновой экосистемы, как системы транспорта Cs-137 в озеро и к человеку (озеро $s=1$ км², $H=5$ м, $V=5E+9$ л., донные отложения $s=1$ км² $h=0,1$ м, $K_n=1000$). Предполагается, что в лесу лежит 1 Ки Cs-137. (С разными контрмерами)

Камера	Вероятность сброса (без КМ) Кд=1	Контрмеры				
		Пожарозащитная полоса между лесом и опушкой Кд=1,5	Дорога между лесом и опушкой Кд=2	Удаление дернины на террасе Кд=10	Подпорная стенка в грунте между террасой и поймой Кд=2	Все контрмеры одновременно н-но
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	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12	0,57 (к человеку 0,4)	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.Человек	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	1,5 E-3 Кд(2)=1	1,1 E-3 Кд(2)=1,4	2,7 E-4 Кд(2)=5,6	3,3 E-4 Кд(2)=4,5	8,7 E-4 Кд(2)=1,7	5,8 E-5 Кд(2)=25,9

где $\sum a_{ij}$ - сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент - J экосистемы, согласно камерной модели, а $\sum a_{ji}$ –сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из исследуемой камеры - J - в другие составляющие экосистемы, сопряженные с ней.

Зная параметры скоростей переходов между камерами, мы провели оценку надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме без применения контрмер и с их использованием (см. таблица 3). Расчетами установлено, что каждая из контрмер способна уменьшать вероятность сброса радионуклидов (снижать надежность системы транспорта) от 1,4 раз до 5,6 раз.(Это описывается с помощью коэффициента дезактивации Кд). Наиболее эффективным средством снижения сброса радионуклидов по склону является одновременное использование всех 4-х предлагаемых контрмер. Следует подчеркнуть, что рассмотренный надежностный подход позволяет априорно до реализации, оценить и спрогнозировать эффективность возможных контрмер, и выбрать среди них самые эффективные и дешевые для реализации. Важно, что такой анализ можно провести для любых типов экосистем, и конечно не ожидая аварийных выбросов радионуклидов и других поллютантов[9].

3.2.Оценка надежности транспорта радионуклидов по каскаду Днепровских водохранилищ.

После аварии на Чернобыльской АЭС произошло загрязнение огромных территорий Беларуси, Украины и России. Практически вся загрязненная территория лежит на водосборной площади Днепра и в результате поверхностного стока попадает в каскад Днепровских водохранилищ. По оценкам примерно 40% стока формирует 30-км зона ЧАЭС, 40% дает территория загрязненных областей Беларуси, остальные 20% стока – от

загрязненных территорий Украины, где ведется хозяйственная деятельность. Днепр, в результате регулирования представляет собой каскад из 6 больших водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. Анализируя величину и скорость обмена воды между водохранилищами, можно видеть, что обмен составляет не более 1/30 объема в год. Это характеризует каскад как систему вяло обменивающихся водоемов. К такой системе вполне применимы методы оценки радиоемкости, предложенные выше для оценки радиоемкости каскадных систем водоемов[3]. Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в таблице 4.

Таблица 4. Характеристики и оценки параметров Днепроовских водохранилищ для случая сброса Cs-137.

Водохранилище	Площадь (km ²)	Объем (km ³)	Средняя глубина (m)	Толщина ила (см.)	Кн (вода-донные отложения)	Фактор радиоемкости
Киевское	920	3.7	4	10	100	0.7
Каневское	680	2.4	4	10	50	0.6
Кременчугское	2250	13.5	6	10	800	0.8
Запорожское	570	2.4	4	10	100	0.7
Днепроовское	410	3.3	8	10	230	0.7
Каховское	2150	18.2	8	10	280	0.7

Таковы основные исходные расчетные параметры фактора радиоемкости отдельных водохранилищ Днепра по отношению к радионуклидам Cs -137, попавшим в каскад Днепроовских водохранилищ. Видно, что каждое из водохранилищ по отношению к радионуклидам Cs-137 обладает не очень высокой радиоемкостью. Ввиду того, что каскад водохранилищ Днепра представляет собой систему вяло обменивающихся водоемов, мы вправе применить к ней простую формулу [3] (см. таблицу 4) для расчета общей радиоемкости. Из этой формулы следует, что фактор радиоемкости каскада водохранилищ равен $F_k = 0,9994$. Эта величина отражает чрезвычайно высокую степень радиоемкости каскада, которая намного выше, чем радиоемкость максимального по радиоемкости Кременчугского водохранилища (таблица 4) [3]. Применение данного метода расчета надежности к каскаду Днепроовских водохранилищ позволило рассчитать надежность каскада как системы удержания радионуклидов ¹³⁷Cs, с учетом роли растущей в каскаде растительной биоты, и возможных адаптивных процессов в ней (таблица 5).

Полученная оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый послеаварийный период достаточно точно спрогнозировать распределение радионуклидов Cs по каскаду в его донных отложениях и воде, и предсказать, что основная часть радионуклидов Cs будет прочно захоронена в илах Киевского водохранилища. Эта модель и оценка сделаны для случая разового поступления радионуклидов в каскад. Для ситуации длительного поступления радионуклидов модель должна быть модифицирована с использованием дифференциальных уравнений. Но, тем не менее, и 25 лет

Таблица 5. Оценка факторов радиоемкости по Cs-137 на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него (Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	F _i (суммарное)
Киевское	0,7	0,1	0,8
Каневское	0,6	0,08	0,68
Кременчугское	0,9	0,04	0,94
Запорожское	0,7	0,16	0,86
Днепровское	0,7	0,1	0,8
Каховское	0,8	0,14	0,94

Общая радиоемкость каскада $F_{\text{каскада}} = 1 - \prod (1 - F_i)$ (2)

F каскада (без биоты) = 0,9992

F каскада (с биотой и адаптацией) = 0,999993

(разница в пропускной способности каскада в 100 раз)

спустя после аварии различия в радиоактивности воды Киевского и Каховского водохранилищ составляют те же два-три порядка, что и вскоре после аварии. Установлено оценочно, что без биоты каскад пропускает -0,008 часть радионуклидов, а с биотой и ее адаптацией только -0,000007, то есть в 100 раз меньше.

3.3. Надежность транспорта радионуклидов в локальной аграрной экосистеме.

Рассмотрим ситуацию в транспорте радионуклидов в типовой агроэкосистеме на примере с.Галузия Маневического района Волынской области [10,11]. На основе разработанной нами камерной модели данной экосистемы нами проведены оценки по формуле (1) параметров надежности компонент агроэкосистемы как поставщиков радионуклидов к человеку через продукты питания (молоко). Далее нами рассмотрена экосистема села как параллельно функционирующее множество пастбищ. Получив исходные оценки дозовых нагрузок мы использовали этот подход и для ситуации применения различных контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов цезия-137 в молоко. Контрмеры мы ввели в расчет через оценку изменения параметров скоростей в камерной модели для учета влияния контрмер (таблица 6).

Таблица 6. Оценка надежности локальной агроэкосистемы села Галузия, как системы транспорта радионуклидов от агроэкосистем к человеку, с учетом возможных контрмер.

Контр-мера	Кд (1)	Паст №	Запас р/н Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный Переход р/н (Ки) по пастбищам и(колдоза)и Кд	Кд(2) по надежности
НЕТ	1	1	0,0056	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел-3в) Кд=1	1
		2	0,0169	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,026	0,00015	0,013 (0,96 чел-3в) Кд=1,7	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0185	0,0001	0,008 (0.6 чел-3в) Кд=2,7	2,75
		2	0,0169	0,014	0,0002		

		3	0,0003	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,030	0,0003		
Уборка Дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 чел-Зв) Кд=66,7	69
		2	0,0169	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0108	0,000012		
Феррацин -овые болюсы	4	1	0,0056	0,027	0,0002	0,0012(0,88 чел-Зв) Кд=1,8	1,8
		2	0,0169	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,045	0,0005		
Феррацин -овые + Фильтры (молоко)	5	1	0,0056	0,0497	0,0003	Кд= 3,7	4
		2	0,0169	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0709	0,0008		
Удобрения+ Уборка +дернины+ Болюсы	2х 10х 4= 80	1	0,00056	0,025	0,000014	0,000024(0,016 чел-Зв) Кд=100	91,7
		2	0,00169	0,0042	0,0000071		
		3	0,00003	0,019	0,00000057		
		4	0,00011	0,023	0,0000025		

Таким образом с помощью расчетов, может быть установлено, что под влиянием реальных контрмер возможно почти в 90 раз затормозить поступление радионуклидов от пастбищ с молоком коров к человеку. Это показывает возможность и перспективу использования надежного подхода к оценке потоков радионуклидов от агроэкосистемы к человеку и возможность теоретического расчета перспектив использования разного типа контрмер.

Литература.

1. *Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu.* Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
2. *Агре А.Л., Корогодина В.И.* О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. - № 1. – С. 67-73.
3. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодина В.И., Кольтовер В.К.* Основи радіоекології. – Киев: Вища шк. 2003.–319 с.
4. *Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г.* Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// радиационная биология и радиоэкология. – 1995.- Т.35. № 4. С.536-548
5. *Amiro B.D.* (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, J. Environ. Radioactivity Vol.35, N1, : 37-51.
6. *Кутлахмедов Ю.А., Петрусенко В.П.* Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України. Вісник Національного авіаційного університету.. – 2006. – № 2. – С.134–136.
7. *Кутлахмедов Ю.А., Петрусенко В.П.* Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилових ландшафтах методом камерних моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 163–165.
9. *Матвеева І.В.* Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроекосистемі.-2011, Вісник національного авіаційного Університету №2(47), с.148-154.
10. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева І.В., Заитов В.Р.* Моделирование радиоэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области. Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.
12. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодина В.И., Родина В.В., Матвеева І.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Ленишина А.Н.* Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии. В сб.матриалов Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современной состояние и перспективы», Москва 2008 Г.с.177-193.
13. *Гродзинський Д.М., Кутлахмедов Ю.О., Михеев О.М., Родина В.В.* Методи управління радіоемністю екосистем / Під редакцією акад. Д.М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172с.