

Ю. А. Кутлахмедов<sup>1</sup>, И. В. Матвеева<sup>2</sup>, А. Г. Саливон<sup>1</sup>,  
С. А. Пчеловская<sup>1</sup>, В. В. Родина<sup>1</sup>, А. Г. Бевза<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев*

<sup>2</sup> *Национальный авиационный университет, Институт экологической безопасности, Киев*

## ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ МЕТОДАМИ ТЕОРИИ НАДЕЖНОСТИ

Развиваемая нами теория и модели радиоемкости экосистем, с использованием теории и моделей надежности, позволили адекватно описать закономерности миграции и распределения радионуклидов для разных типов экосистем водоемов и суши. Теория и модели радиоемкости позволяют строго определять критические элементы экосистемы, где следует ожидать временного или конечного депонирования радионуклидов. Подход на основе применения биогенных трассеров позволяет в рамках теории и моделей радиоемкости и надежности одновременно оценивать процессы миграции радионуклидов, определять дозовые нагрузки на биоту экосистем и устанавливать фундаментальные параметры скоростей перераспределения радионуклидов и других поллютантов в разных типах экосистем.

*Ключевые слова:* надежность экосистем, радиоемкость, радионуклиды, экологическая емкость.

### Введение

Экспериментальными и теоретическими исследованиями 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 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 (<sup>137</sup>Cs) в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, рассматриваемой как система транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку.

### Возможность использования фактора радиоемкости по трассеру <sup>137</sup>Cs как показателя надежности экосистемы

Цель раздела показать принципиальную возможность и перспективность использования данного подхода в современной радиэкологии. Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и численности. Важная особенность этих показателей это то, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда

организмы претерпевают значительные изменения. Практически очень важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние 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 биомассы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которые накапливаются в том или ином компоненте экосистемы [2, 3]. Было предложено для оценки благополучия и надежности экосистем использовать в качестве определяющих два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать-кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему [1].

### Оценка радиационной емкости экосистем по величинам предельно допустимых дозовых нагрузок

Цель раздела – используя систему зонирования дозовых нагрузок на биоту экосистем, провести оценку допустимых уровней радионуклидного загрязнения биоты с использованием моде-

© Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, А. Г. Саливон, С. А. Пчеловская, В. В. Родина, А. Г. Бевза, 2012

ли Б. Амиро. Исследованиями Г. Г. Поликарпова и В. Г. Цыцугиной [4] установлены диапазоны дозовых нагрузок на организмы, при которых проявляются радиационные эффекты. Из табл. 1 видно, что по настоящему существенными являются дозы в зоне явных экологических эффектов.

Это соответствует мощностям доз 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для наземных растений и гидробионтов. После достижения таких мощностей доз могут проявляться процессы угнетения и

подавления роста организмов в экосистемах. Поэтому на данном этапе развития представлений про экологические нормативы для допустимых дозовых нагрузок на биосистемы предлагается установить, как приемлемую величину, для растений и гидробионтов в качестве предела мощности дозы 4 Гр/год и 0,4 Гр/год для животных. Это достаточно консервативная и осторожная оценка также и для предельной радиоемкости биологической составляющей экосистем.

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                    | а) наземные животные                                  | 0,05 - 0,4            |
| 3.2                    | б) 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                   |

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

| Радионуклид       | Внутреннее облучение, Гр/год/Бк/кг | Внешнее облучение              |                                  |                      |                         |
|-------------------|------------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------|-------------------------|
|                   |                                    | Вода, Гр/год/Бк/м <sup>3</sup> | Воздух, Гр/год/Бк/м <sup>3</sup> | Почва, Гр/год/Бк/кг  | Вегетация, Гр/год/Бк/кг |
| <sup>137</sup> Cs | $4,1 \cdot 10^{-6}$                | $2,7 \cdot 10^{-9}$            | $1,72 \cdot 10^{-6}$             | $4,02 \cdot 10^{-6}$ | $1,72 \cdot 10^{-6}$    |
| <sup>3</sup> H    | $2,88 \cdot 10^{-8}$               | 0                              | 0                                | 0                    | 0                       |
| <sup>40</sup> K   | $3,44 \cdot 10^{-6}$               | $1,76 \cdot 10^{-9}$           | $1,43 \cdot 10^{-6}$             | $2,64 \cdot 10^{-6}$ | $1,43 \cdot 10^{-6}$    |
| <sup>32</sup> P   | $3,52 \cdot 10^{-6}$               | $1,57 \cdot 10^{-9}$           | $1,43 \cdot 10^{-6}$             | $2,36 \cdot 10^{-6}$ | $1,43 \cdot 10^{-6}$    |
| <sup>241</sup> Am | $2,86 \cdot 10^{-5}$               | $1,48 \cdot 10^{-10}$          | $7,73 \cdot 10^{-8}$             | $2,22 \cdot 10^{-7}$ | $7,73 \cdot 10^{-8}$    |
| <sup>239</sup> Pu | $2,64 \cdot 10^{-5}$               | $3,72 \cdot 10^{-12}$          | $2,35 \cdot 10^{-9}$             | $5,58 \cdot 10^{-9}$ | $2,35 \cdot 10^{-9}$    |
| <sup>90</sup> Sr  | $9,92 \cdot 10^{-7}$               | $3,07 \cdot 10^{-10}$          | $2,83 \cdot 10^{-7}$             | $4,61 \cdot 10^{-7}$ | $2,83 \cdot 10^{-7}$    |
| <sup>222</sup> Rn | $1,12 \cdot 10^{-4}$               | $8,91 \cdot 10^{-9}$           | $6 \cdot 10^{-6}$                | $1,43 \cdot 10^{-5}$ | $6 \cdot 10^{-6}$       |

Определив предельнодопустимую дозу для биоты, можно 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 биосистемы от радионуклидов, предложенную Б. Амиро [5] (табл. 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 беккереля радионуклида в окружении биологического объекта (в воде, в биомассе, в грунте, в воздухе и от рядом расположенной вегетирующей биомассы).

#### Примеры расчета предельных уровней поступления радионуклидов в различные типы экосистем

Наши первые расчеты и результаты показали [1, 3], что лимитирующая доза облучения 4 Гр/год для биоты озерной экосистемы, может быть достигнута при количестве радионуклидов (например, трассера <sup>137</sup>Cs) около 600 кБк/кг в расчете на 1 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. Можно предложить в качестве оценки предельной радиоемкости биологической компоненты экосистемы

ситуацию, когда содержание радионуклидов в биоте озера будет близким к  $\approx 600$  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 экосистемы [12, 13].

#### Расчет экологического норматива для склоновой экосистемы [6, 7]

Рассмотрим склоновую экосистему. Для каждого перехода между компонентами, на основании экспериментальных и литературных данных, были рассчитаны реальные значения скоростей перехода радионуклидов между камерами исследуемой экосистемы (скорость перехода определяет долю радионуклидов от запаса в камере, которая переходит в другую камеру в единицу времени (в нашем случае за 1 год) [6]). По разработанной блок-схеме с помощью камерной модели (системы обыкновенных дифференциальных уравнений) были рассчитаны и построены графики поведения радионуклидов в разных камерах. Установлено, что склоновой экосистеме свойственно заметное перераспределение радионуклидов по камерам. В рассмотренном случае 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, получена возможность смоделировать ситуацию с различными контрмерами [7]. 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 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 табл. 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.

Таблица 3. Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта  $^{137}\text{Cs}$  в озеро и к человеку (озеро  $s = 1 \text{ км}^2$ ,  $H = 5 \text{ м}$ ,  $V = 5 \cdot 10^9 \text{ л}$ , донные отложения  $s = 1 \text{ км}^2$ ,  $h = 0,1 \text{ м}$ ,  $K_n = 1000$ ). Предполагается, что в лесу лежит 1 Ки  $^{137}\text{Cs}$  (с разными контрмерами)

| Камера             | Вероятность сброса (без КМ), $K_d = 1$ | Контрмеры  |   |   |  |  |
|--------------------|--|--|---|---|--|--|
|                    |  | Пожарозащитная полоса между лесом и опушкой, $K_d = 1,5$ | Дорога между лесом и опушкой, $K_d = 2$ | Удаление дернины на террасе, $K_d = 10$ | Подпорная стенка в грунте между террасой и поймой, $K_d = 2$ | Все контрмеры одновременно             |
| Лес                | 0,029                                  | 0,02   | 0,02                                    | 0,029                                   | 0,029  | 0,02                                   |
| Опушка             | 0,83                                   | 0,83   | 0,4                                     | 0,83                                    | 0,83   | 0,4                                    |
| Луг                | 0,6                                    | 0,6  | 0,6                                     | 0,6                                     | 0,6  | 0,6                                    |
| Терраса            | 0,57                                   | 0,57<br>(к человеку 0,4)                                 | 0,57<br>(к человеку 0,4)                | 0,12                                    | 0,57<br>(к человеку 0,4)                                     | 0,12                                   |
| Пойма              | 0,2                                    | 0,2  | 0,2                                     | 0,2                                     | 0,1  | 0,1                                    |
| Биота озера        | 0,33                                   | 0,33   | 0,33                                    | 0,33                                    | 0,33   | 0,33                                   |
| Донные отложения   | 0,1                                    | 0,1  | 0,1                                     | 0,1                                     | 0,1  | 0,1                                    |
| Вода озера         | 0,77                                   | 0,77   | 0,77                                    | 0,77                                    | 0,77   | 0,72                                   |
| 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 | $1,5 \cdot 10^{-3}$<br>$K_d(2) = 1$    | $1,1 \cdot 10^{-3}$<br>$K_d(2) = 1,4$                    | $2,7 \cdot 10^{-4}$<br>$K_d(2) = 5,6$   | $3,3 \cdot 10^{-4}$<br>$K_d(2) = 4,5$   | $8,7 \cdot 10^{-4}$<br>$K_d(2) = 1,7$                        | $5,8 \cdot 10^{-5}$<br>$K_d(2) = 25,9$ |

Для характеристики поведения радионуклидов в склоновой экосистеме мы применили метод анализа надежности экосистемы, по способ-

ности обеспечить надежность транспорта радионуклидов между камерами [8]. Для расчетов использовали формулу (1) при оценке радиоемко-

сти каждой из камер (радиоёмкость здесь определяется как способность к удержанию радионуклидов в каждой из исследуемых камер).

Фактор экологической ёмкости и радиоёмкости (и надёжности как элемента транспорта радионуклидов) конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта ( $F_j$ ) определяется нами с использованием параметров скоростей перехода между камерами модели [9, 13] как

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

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

Зная параметры скоростей переходов между камерами, провели оценку надёжности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме без применения контрмер и с их использованием (см. табл. 3). Расчётами установлено, что каждая из контрмер способна уменьшать вероятность сброса радионуклидов (снижать надёжность системы транспорта) от 1,4 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 надёжностный подход позволяет априорно до реализации оценить и спрогнозировать

эффективность возможных контрмер и выбрать среди них самые эффективные и дешёвые для реализации. Важно, что такой анализ можно провести для любых типов экосистем, не ожидая аварийных выбросов радионуклидов и других поллютантов [9].

#### Оценка надёжности транспорта радионуклидов по каскаду Днепровских водохранилищ

После аварии на ЧАЭС произошло загрязнение территорий Беларуси, Украины и России. Практически вся загрязнённая территория лежит на водосборной площади Днепра и в результате поверхностного стока попадает в каскад Днепровских водохранилищ. По оценкам примерно 40 % стока формирует 30-километровая зона ЧАЭС, 40 % даёт территория загрязнённых областей Беларуси, остальные 20 % стока – от загрязнённых территорий Украины, где ведётся хозяйственная деятельность [8]. Днепр в результате регулирования представляет собой каскад из шести больших водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. Анализируя величину и скорость обмена воды между водохранилищами, можно видеть, что обмен составляет не более 1/30 объёма в год. Это характеризует каскад как систему вяло обменивающихся водоёмов. К такой системе вполне применимы методы оценки радиоёмкости, предложенные нами для оценки радиоёмкости каскадных систем водоёмов [3]. Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в табл. 4.

Таблица 4. Характеристики и оценки параметров Днепровских водохранилищ для случая сброса  $^{137}\text{Cs}$

| Водохранилище | Площадь, км <sup>2</sup> | Объём, км <sup>3</sup> | Средняя глубина, м | Толщина ила, см | Кн (вода - донные отложения) | Фактор радиоёмкости |
|---------------|--------------------------|------------------------|--------------------|-----------------|------------------------------|---------------------|
| 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                 |
| Днепровское   | 410                      | 3,3                    | 8                  | 10              | 230                          | 0,7                 |
| Каховское     | 2150                     | 18,2                   | 8                  | 10              | 280                          | 0,7                 |

Таковы основные исходные расчётные параметры фактора радиоёмкости отдельных водохранилищ Днепра по отношению к радионуклидам  $^{137}\text{Cs}$ , попавшим в каскад Днепровских водохранилищ. Видно, что каждое из водохранилищ по отношению к радионуклидам  $^{137}\text{Cs}$  обладает не очень высокой радиоёмкостью. Ввиду того, что каскад водохранилищ Днепра представляет собой систему вяло обменивающихся водоёмов, мы вправе применить к ней простую формулу [3] (см. табл. 4) для расчёта общей радиоёмкости. Из

этой формулы следует, что фактор радиоёмкости каскада водохранилищ равен  $F_k = 0,9994$ . (Формула расчёта радиоёмкости каскада приведена в табл. 5.) Эта величина отражает чрезвычайно высокую степень радиоёмкости каскада, которая намного выше, чем радиоёмкость максимального по радиоёмкости Кременчугского водохранилища (см. табл. 4) [3].

Применение данного метода расчёта надёжности к каскаду Днепровских водохранилищ позволило рассчитать надёжность каскада как сис-

темы удержания радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ , с учетом роли растущей в каскаде растительной биоты и возможных адаптивных процессов в ней (табл. 5).

**Таблица 5. Оценка факторов радиоемкости по  $^{137}\text{Cs}$  на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него (оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)**

| Водо-хранилище | F (донные отложения) | F (биоты) | F <sub>1</sub> (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 каскада = 1 - П(1 - F).

F каскада (без биоты) = 0,9992.

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

(Разница в пропускной способности каскада в 100 раз.)

Полученная оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый послеаварийный период достаточно точно спрогнозировать распределение радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  по каскаду в его донных отложениях и воде и предсказать, что основная часть радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  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 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, т. е. в 100 раз меньше. Для ситуации с другим важным радионуклидом,  $^{90}\text{Sr}$ , все представляется по-другому (табл. 6). Дело в том, что для  $^{90}\text{Sr}$  фактор радиоемкости водохранилищ Днепровского каскада, из-за высокой растворимости стронция в воде, не превышает значений 0,5 - 0,6. В этом случае фактор общей радиоемкости каскада для  $^{90}\text{Sr}$  не превышает 0,95, при котором нет подавляющего депонирования  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях, и их содержание в воде практически не более чем в 10 раз отлича-

ется в Киевском и Каховском водохранилищах [3]. Это подтверждается реальными данными наблюдений за 1987 - 1993 гг. Таким образом, данный результат продемонстрировал эвристичность анализа реальных больших и малых экосистем с использованием представлений о радиоемкости [2, 3, 6, 7].

**Таблица 6. Оценка факторов радиоемкости по  $^{90}\text{Sr}$  на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него (оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)**

| Водо-хранилище | F (донные отложения) | F (биоты) | F <sub>1</sub> (суммарное) |
|----------------|----------------------|-----------|----------------------------|
| Киевское       | 0,3                  | 0,15      | 0,35                       |
| Каневское      | 0,2                  | 0,1       | 0,3                        |
| Кременчугское  | 0,5                  | 0,2       | 0,7                        |
| Запорожское    | 0,4                  | 0,2       | 0,6                        |
| Днепровское    | 0,4                  | 0,18      | 0,48                       |
| Каховское      | 0,5                  | 0,16      | 0,66                       |

#### Надежность транспорта радионуклидов в локальной аграрной экосистеме

Рассмотрим ситуацию в транспорте радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в типовой агроэкосистеме на примере с. Галузия Маневического района Волынской области [10, 11]. На основе разработанной нами камерной модели данной экосистемы [9 - 11] проведены оценки по формуле (1) параметров надежности компонент агроэкосистемы (4-х пастбищ, табл. 7) как поставщиков радионуклидов к человеку через продукты питания (молоко и мясо). Далее нами рассмотрена экосистема села как параллельно функционирующее множество пастбищ [10, 14]. Получив исходные оценки дозовых нагрузок мы использовали этот подход и для ситуации применения различных контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в молоко. Контрмеры введены в расчет через оценку изменения параметров скоростей перехода радионуклидов между компонентами в камерной модели для учета влияния контрмер.

Таким образом расчетом установлено, что с помощью 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.

**Таблица 7. Оценка надежности локальной агроэкосистемы с. Галузия как системы транспорта радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  от агроэкосистем к человеку с учетом возможных контрмер**

| Контрмера                             | Кд(1)                     | № пастбища | Запас радионуклидов, Бк ( $10^7$ ) | Надежность общего транспорта радионуклидов | Переход радионуклидов, Бк ( $10^7$ ) | Суммарный переход радионуклидов, Бк ( $10^7$ ) по пастбищам (коллективная доза) и Кд | Кд(2) по надежности |
|---------------------------------------|---------------------------|------------|------------------------------------|--|--------------------------------------|--|---------------------|
| Нет                                   | 1                         | 1          | 21                                 | 0,052                                      | 3                                    | 8<br>(1,6 чел.-Зв)<br>Кд = 1   | 1                   |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,044                                      | 2,6                                  |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,056                                      | 1,5                                  |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,074                                      | 3                                    |  |                     |
| Удобрения                             | 2                         | 1          | 21                                 | 0,026                                      | 0,56                                 | 5<br>(0,96 чел.-Зв)<br>Кд = 1,7  | 1,74                |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,022                                      | 1,4                                  |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,041                                      | 1                                    |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,044                                      | 1,8                                  |  |                     |
| Сеянка                                | 3                         | 1          | 21                                 | 0,0185                                     | 0,4                                  | 2,9<br>(0,6 чел.-Зв)<br>Кд = 2,7   | 2,75                |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,014                                      | 0,7                                  |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,033                                      | 0,7                                  |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,030                                      | 1,1                                  |  |                     |
| Уборка дернины (3 - 5 см)             | 10                        | 1          | 21                                 | 0,0057                                     | 0,1                                  | 0,12<br>(0,024 чел.-Зв)<br>Кд = 66,7   | 69                  |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,0051                                     | 0,3                                  |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,0134                                     | 0,3                                  |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,0108                                     | 0,05                                 |  |                     |
| Ферроциновые болюсы                   | 4                         | 1          | 21                                 | 0,027                                      | 0,7                                  | 4,4<br>(0,88 чел.-Зв)<br>Кд = 1,8  | 1,8                 |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,025                                      | 1,5                                  |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,0206                                     | 0,4                                  |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,045                                      | 1,9                                  |  |                     |
| Ферроциновые + фильтры (молоко)       | 5                         | 1          | 21                                 | 0,0497                                     | 1,1                                  | 2,2<br>(0,44 чел.-Зв)<br>Кд = 3,7  | 4                   |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,0426                                     | 2,6                                  |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,05                                       | 1,1                                  |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,0709                                     | 3                                    |  |                     |
| Удобрения + уборка + дернина + болюсы | $2 \cdot 10 \cdot 4 = 80$ | 1          | 21                                 | 0,025                                      | 0,04                                 | 0,08<br>(0,016 чел.-Зв)<br>Кд=100  | 91,7                |
|                                       |                           | 2          | 62                                 | 0,0042                                     | 0,001                                |  |                     |
|                                       |                           | 3          | 1,1                                | 0,019                                      | 0,0006                               |  |                     |
|                                       |                           | 4          | 4,1                                | 0,023                                      | 0,0002                               |  |                     |

### Проблемы надежности ландшафтных экосистем [12]

Особую проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов, влияющих на перераспределение радионуклидов по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости ландшафта – крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, тип почвы. Известно из натурных исследований процессов движения радионуклидов по склоновым системам и процессов эрозии грунтов при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко возрастает с крутиз-

ной склона. По нашим оценкам и литературным данным, при величине крутизны склона  $1 - 3^\circ$  вероятность стока за год составляет  $0,01 - 0,05$  от запаса на данном участке склона, а при крутизне склона  $30^\circ$  вероятность стока радионуклидов и других поллютантов может достигать значений  $0,7 - 0,9$  [13, 14].

Опираясь на эти представления и модели оценки радиоемкости и надежности отдельных элементов ландшафта в плане транспорта по нему радионуклидов, с помощью аналитической ГИС технологии [13] для конкретного полигона (заказник «Лесники» в районе Конча-Заспа возле Киева) нами была построена карта распределения параметра радиоемкости. Был также приведен расчет фактора радиоемкости для исследуемого ландшафта.

Показано, что со временем после выпадений радионуклиды концентрируются в отдельных элементах ландшафта. Чем выше радиоемкость, тем выше удерживающая способность данного элемента ландшафта и степень аккумуляции радионуклида. Наиболее выражен этот эффект в зоне расположения болота, где и отмечено наибольшее значение фактора радиоемкости [13].

### Выводы

1. Теория и модели радиоемкости экосистем с использованием моделей надежности позволили адекватно описать закономерности миграции и распределения радионуклидов для разных типов экосистем водоемов и суши. Теория и модели радиоемкости позволяют строго определять критические элементы экосистемы, где следует ожидать временного или конечного депонирования радионуклидов.

2. На основе шкалы дозовых нагрузок на экосистемы и на их элементы удалось оценить пре-

дельные концентрации радионуклидов (экологические нормативы), выше которых можно ожидать заметного влияния на структуру, биологические характеристики и параметры радиоемкости экосистем.

3. Закономерности перераспределения радионуклидов-трассеров в разных типах экосистем, описываемые моделями радиоемкости и надежности, позволяют установить экологические нормативы на предельно допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в конкретные виды экосистем.

4. Подход на основе применения биогенных трассеров позволяет в рамках теории и моделей радиоемкости и надежности одновременно оценивать процессы миграции радионуклидов, определять дозовые нагрузки на биоту экосистем и устанавливать фундаментальные параметры скоростей перераспределения радионуклидов и других поллютантов в разных типах экосистем, включая ландшафты.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu.* Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. - 1997. - 5 (1). - P. 25 - 35.
2. *Агре А.Л., Корогодин В.И.* О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. - 1960. - № 1. - С. 67 - 73.
3. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К.* Основы радиэкологии. - К.: 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 радиэкология. - 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. - 1992. - Vol. 35, No. 1. - P. 37 - 51.
6. *Кутлахмедов Ю.А., Петрусенко В.П.* Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України // Вісн. Нац. авіац. ун-ту. - 2006. - № 2. - С. 134 - 136.
7. *Кутлахмедов Ю.А., Петрусенко В.П.* Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилі ландшафтах методом камерних моделей // Там же. - 2006. - № 4. - С. 163 - 165.
8. *Гродзинский Д.М., Коломиец О.Д., Гудков И.Н., Кутлахмедов Ю.А.* Формирование радиобиологической реакции растений. - К.: Наук. думка, 1984. - 216 с.
9. *Матвеева І.В.* Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроекосистемі // Вісн. Нац. авіац. ун-ту. - 2011. - № 2(47). - С. 148 - 154.
10. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева І.В., Заитов В.Р.* Моделирование радиэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области // Там же. - 2005. - № 3. - С. 173 - 176.
11. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева І.В., Исаенко В.Н.* Особенности радиэкологических процессов в селе Тернопольской области, оцененных по методу камерных моделей // Там же. - 2006. - № 2. - С. 126 - 128.
12. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Родина В.В. и др.* Теория и модели радиоемкости в современной радиэкологии // Сб. материалов Междунар. конф. «Радиэкология: итоги, современное состояние и перспективы». - М., 2008. - С. 177 - 193.
13. *Гродзинський Д.М., Кутлахмедов Ю.О., Михеев О.М., Родина В.В.* Методи управління радіоемністю екосистем / Під ред. акад. Д. М. Гродзинського. - К.: Фітосоціонер, 2006. - 172 с.
14. *Кутлахмедов Ю.О., Войцицький В.М., Хижняк С.В.* Радиобіологія: Підруч. - К.: Київ. ун-т, 2011. - 544 с.

**Ю. О. Кутлахмедов, І. В. Матвеева, А. Г. Салівон, С. А. Пчеловська, В. В. Родина, А. Г. Бевза**

### ДОСЛІДЖЕННЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ МЕТОДАМИ ТЕОРІЇ НАДІЙНОСТІ

Теорія та моделі радіоемності екосистем, з використанням теорії та моделей надійності, дозволили адекватно описати закономірності міграції та розподілу радіонуклідів для різних типів екосистем водоемів і суши. Теорія та моделі радіоемності дають змогу чітко визначати критичні елементи екосистем, де слід очікувати тимчасового або кінцевого депонування радіонуклідів. Підхід на основі застосування біогенних трасерів дає змогу в

рамках теорії та моделей радіємності й надійності одночасно оцінювати процеси міграції радіонуклідів, визначати дозові навантаження на біоту екосистем і встановлювати фундаментальні параметри швидкостей перерозподілу радіонуклідів та інших поллютантів у різних типах екосистем.

*Ключові слова:* надійність екосистем, радіємність, радіонукліди, екологічна ємність.

**Yu. O. Kutlakhmedov, I. V. Matveeva, A. G. Salivon, S. A. Phelovskya, V. V. Rodina, A. G. Bevza**

**RESEARCH OF RADIOECOLOGICAL PROCESSES  
BY METHODS OF THE THEORY OF RELIABILITY**

Theory and the models of radiocapacity ecosystems using the theory and models of reliability have allowed adequately to describe the laws of migration and radionuclides distribution for different types ecosystems of reservoirs and land. The theory and the models of radiocapacity allow strictly to define critical elements of ecosystem where it is necessary to expect temporary or final depoting of radionuclides. The approach on the basis of application biogenic tracers allows within the framework of the theory both models of radiocapacity and reliability simultaneously to estimate the processes of radionuclides migration, to define the dozes of loading on biota ecosystems, and to establish fundamental parameters of radionuclides redistribution speeds and others pollutants in different types of ecosystems.

*Keywords:* reliability of ecosystems, radiocapacity, radionuclides, ecological capacity.

Надійшла 19.06.2012

Received 19.06.2012