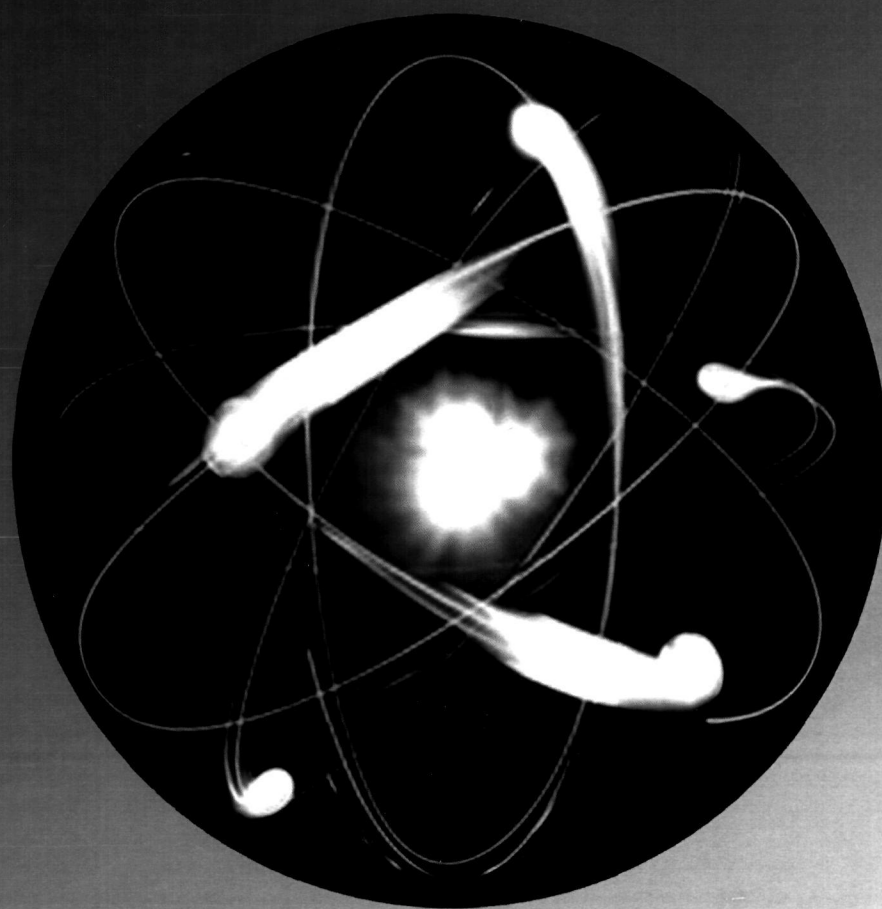


ISSN 2313-6286

Scientific Journal
"ScienceRise"

*Volume 4/2 (4)
November 2014*



<http://sr.org.ua>



Науковий журнал
«ScienceRise»
№4/2(4)2014

ГОЛОВНИЙ РЕДАКТОР

Дьомін Дмитро Олександрович
д. т. н., професор, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»,
директор ПП «Технологічний Центр», Харків (Україна)

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

БІОЛОГІЧНІ НАУКИ

Elzbieta Pogroszewska, Professor of University of Life Sciences in Lublin (Poland); **Francisco Salzano**, Professor of genetics department, Biological Science Institute, Porto Alegre, RS, (Brazil); **Izabela Konczak**, PhD of New South Wales University, Sydney, Australia; **Miglino, Maria Angelica**, Professor of University of Sao Paulo, Sao Paulo (Brazil); **Thomas Sawidis**, Professor of University of Thessaloniki, Thessaloniki (Greece)

ВЕТЕРИНАРНІ НАУКИ

Бергілевич О. М., доктор ветеринарних наук, професор, Сумський національний аграрний університет (Україна); **Касянчук В. В.**, доктор ветеринарних наук, професор, Сумський національний аграрний університет (Україна); **Кухтин М. Д.**, доктор ветеринарних наук, Тернопільський національний технічний університет імені Івана Пулюя (Україна); **Ушкалов В. О.**, доктор ветеринарних наук, професор, Державний науково-контрольний інститут біотехнології і штамів мікроорганізмів (Україна)

ВІЙСЬКОВІ НАУКИ

Дробаха Г. А., доктор військових наук, професор, Національна академія Національної гвардії України (Україна); **Смірнов Є. Б.**, доктор військових наук, професор, Харківський університет Повітряних Сил імені Кожедуба (Україна); **Шмаков О. М.**, доктор військових наук, професор, Національна академія Національної гвардії України (Україна)

ІСТОРИЧНІ НАУКИ

Соловяненко Д. В., кандидат історичних наук, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут» (Україна)

МЕДИЧНІ НАУКИ

Juan-Gwo Su, Professor of National Chiayi University (Taiwan, Province of China); **Koichi Watanabe**, Assistant Professor of Kurume University School of Medicine, Kurume (Japan); **Martina Bellini**, Professor of Università degli studi di Milano Bicocca; Clinica San Carlo, Paderno Dugnano–Milano (Italy); **Prasanta Kumar Mitra**, Professor of Sikkim Manipal University, Gangtok, Sikkim (India); **Roy George**, Professor of Griffith University, Queensland (Australia); **Shalini Sharma**, Professor of Editor and proprietor Moksha Publishing House (India)

ПЕДАГОГІЧНІ НАУКИ

Білик Н. І., кандидат педагогічних наук, професор, Полтавський державний педагогічний інститут ім. В. Г. Короленка (Україна); **Самодрин А. П.**, Доктор педагогічних наук, доцент; професор Дніпропетовський національний університет імені Олеся Гончара, Україна

ТЕХНІЧНІ НАУКИ

Wei-Ting Chen, National Yunlin University of Science and Technology (Taiwan); **Власовец, В. М.**, доктор технічних наук, професор, Харківський національний технічний університет сільського господарства ім. П. Василенка (Україна); **Гордеев, А. С.** доктор технічних наук, професор, Українська інженерно-педагогічна академія (Україна); **Рябчиков М. Л.**, доктор технічних наук, професор, Українська інженерно-педагогічна академія (Україна); **Триш, Р. М.**, доктор технічних наук, професор, Українська інженерно-педагогічна академія (Україна); **Червоний І. Ф.**, доктор технічних наук, професор, Запорізька державна інженерна академія (Україна)

ЗМІСТ
наукового журналу «ScienceRise»

№4/2(4), 2014

ТЕХНІЧНІ НАУКИ

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ПЕРЕДАЧИ СИГНАЛОВ АВИАЦИОННЫХ РАДИОЭЛЕКТРОННЫХ СИСТЕМ НА ОСНОВЕ РЯДОВ ВОЛЬТЕРРА Ю. В. Пепя, Д. М. Захаров, И. К. Малецкий	7
РАДИОЕМКОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ ЭКОСИСТЕМ И ПРИНЦИПЫ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ И. В. Матвеева	11
ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ DEA ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ІНТЕГРОВАНОЇ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ М. В. Двоєглазова	18
СТАН, ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПЕРЕРОБКИ ЗОЛОШЛАКОВИХ ВІДХОДІВ ТЕПЛОЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ УКРАЇНИ О. О. Хлопицький	23
ТЕРМИЧЕСКОЕ РАЗЛОЖЕНИЕ И ОКИСЛЕНИЕ ХЛОРИДА ТИТАНА В РАСПЛАВАХ ХЛОРИДОВ НАТРИЯ И КАЛИЯ, СТРУКТУРА ОБРАЗУЮЩЕГОСЯ ДИОКСИДА ТИТАНА В. П. Шапоров, А. В. Шестопапов, И. В. Питак	29
МЕТОДИ УСУНЕННЯ ІНТЕГРАЛЬНОГО НАСИЧЕННЯ В СИСТЕМАХ АВТОМАТИЧНОГО РЕГУЛЮВАННЯ З ПІД-РЕГУЛЯТОРАМИ Д. О. Кроніковський	35
ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПОЛИЭФИРНЫХ ВОЛОКОН (НИТЕЙ) МЕТОДОМ ПОЛЯРИЗАЦИОННОЙ МИКРОСКОПИИ Г. А. Скрипко	36
ЗНЕПРОЗОРЕНІ НЕФРИТТОВАНІ ПОЛИВИ ДЛЯ ФАЯНСУ ТА НИЗЬКОТЕМПЕРАТУРНОГО ФАРФОРУ О. Ю. Федоренко, М. І. Рищенко, К. Б. Дайнеко, Ю. В. Пермяков	45
ИССЛЕДОВАНИЕ ЗАДАЧИ АВТОМАТИЗАЦИИ ПОДГОТОВКИ К ПЕЧАТИ СТАРИННЫХ ИЗДАНИЙ И. В. Тришина, А. В. Бизюк	49
МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ПЕРЕНОСА В АНАЭРОБНОМ БИОРЕАКТОРЕ С ИММОБИЛИЗИРОВАННОЙ МИКРОФЛОРОЙ Л. И. Ружинская, А. А. Фоменкова	52
ПРОГНОЗИРОВАНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПАССАЖИРСКИХ КОРРЕСПОНДЕНЦИЙ ПО УЧАСТКАМ МАРШРУТНОЙ СЕТИ Н. А. Нефедов, Альберт Авуа Дж.	59

УДК 574.15: 614.876

DOI: 10.15587/2313-8416.2014.28598

РАДИОЕМКОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ ЭКОСИСТЕМ И ПРИНЦИПЫ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

© И. В. Матвеева

В статье теория радиоемкости экологических систем применена для определения экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в окружающую среду. Установлен предел радионуклидного загрязнения биоты, который может быть положен в основу экологического нормирования. Показана эвристичность применения теории радиоемкости к реальным экосистемам и экологическому нормированию биоты.

Ключевые слова: фактор радиоемкости, радиоемкость экосистем, экологическое нормирование, радиостойчивость видов.

The theory of ecosystems radiocapacity is applied in this article for the determining of environmental regulations on allowable discharges and emissions of radionuclides into environment. A limit of radionuclide biota contamination, which can be the basis for environmental regulation, is set. Heuristicity of the radiocapacity theory application to real ecosystems and ecological regulation of biota is shown.

Keywords: radiocapacity factor, ecosystems radiocapacity, environmental regulation, species radioresistance.

1. Введение

Представление о факторе радиоемкости было впервые введено Агре А. Л. и Корогодиным В. И. для оценки радиоемкости непроточного пресноводного водоема в зоне Кыштымской аварии [1]. Предложенная формула для определения фактора радиоемкости (F) позволяет рассчитывать количество радионуклидов, накопленных в донных отложениях пруда, которые являются критическим звеном экосистемы поскольку депонируют основное количество попавших в водоем радионуклидов:

$$F = \frac{kh}{H + kh} \quad (1)$$

где k – коэффициент накопления радионуклидов из воды в донных отложениях; h – толщина активно сорбирующего слоя донных отложений; H – средняя глубина водоема.

Для пресноводных озер районов Кыштымской и Чернобыльской аварий расчетные и натурные значения F для ^{137}Cs составляют 0,6–0,9. Нами были предложены формулы для расчета фактора радиоемкости для самых различных ситуаций (экосистемы замкнутых водоемов, экосистемы каскада проточных водоемов и водохранилищ, склоновые экосистемы, пойменные луга, агроэкосистемы и т. д.) [2]. Предложенный математический аппарат и теория радиоемкости [3] позволяют по единым теоретическим позициям описывать, сравнивать и оценивать различные типы экосистем.

2. Постановка проблемы

Проблема экологического нормирования допустимых сбросов и выбросов различных типов радионуклидов в экосистемы очень актуальна. Это важно потому, что возникает потребность согласования процессов на основе экологического нормирования, а не только на базе гигиенических стандартов, которые доминируют в современной

экологии. Существующая парадигма современной экологии об отсутствии проблем для биоты в случае выдерживания гигиенических норм для человека, является реально неверной, и не всегда выполняется, на что указывают современные исследования и расчеты. Это в первую очередь связано с теми фактами, что человек способен избежать негативных влияний поллютантов, а биота, как правило, не может этого делать.

3. Литературный обзор

В случае радионуклидных выбросов и сбросов в окружающую среду возникает задача определения предельных значений поступления радионуклидов в экосистему, когда в результате их действия еще не происходят серьезные изменения в самой экосистеме. Естественной границей для оценки предельно допустимого сброса радионуклидов в экосистему является дозовая нагрузка или мощность годовой дозы облучения. В работе Г. Г. Поликарпова была введена шкала дозовых нагрузок на экосистемы в виде 4-х основных дозовых пределов (табл. 1) [4]

Из шкалы следует, что реальным дозовым пределом для сброса и «складирования» радионуклидов в экосистемах и их биотических компонентах является мощность дозы, превышающая 0,4–4 Гр/год, когда, согласно шкалы, можно ожидать начала проявления явных экологических эффектов на уровне экосистемы. Нетрудно рассчитать дозовые нагрузки от излучений альфа-, бета-, гамма-излучающих радионуклидов для композиции Кыштымского и Чернобыльского выброса. По нашим оценкам суммарная доза в 0,4–4 Гр/год соответствует содержанию ^{137}Cs около 1000 кБк/л, кг в экосистеме или ее элементах (наземные растения и гидробионты) и около 200 кБк/л, кг для экосистемы с включением наземных животных, что в среднем составляет 600 кБк/кг.

Почему необходимо руководствоваться этими величинами предельно допустимых выбросов и

сбросов в экосистемы? На основании данных шкалы можно ожидать, что при концентрациях радионуклидов в экосистемах и их элементах выше указанных пределов возможно проявление заметных экологических эффектов, включающих искажение видовой структуры биоты экосистемы, потерю и/или изменение радиостойчивости отдельных видов,

угнетение роста биомассы в биоценозах и даже гибель экосистемы (например, «рыжий лес») [3]. Такая ситуация может привести к непредсказуемым изменениям величин факторов радиоемкости экосистемы и ее элементов, к ее разрушению, и как результат – к новому перераспределению радионуклидов.

Таблица 1

Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах

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 животные	> 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 животных	≥ 4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	≥ 100

Возможна следующая последовательность эффектов в пресноводной экосистеме: отмирание биомассы населения водоема из-за угнетающего эффекта дозы → подкисление воды → усиление десорбции радионуклидов из донных отложений → повышение радионуклидного загрязнения воды → новое повышение дозы на биоту и т. д.

Таким образом, если мы хотим сохранить благополучие в экосистемах, необходимо не допускать превышения этих пределов в экосистемах в целом и/или конкретно в их биотических компонентах. Следует подчеркнуть, что существующая система нормирования сбросов и выбросов радионуклидов ядерными предприятиями практически не принимает во внимание эти важнейшие ограничения. Однако их необходимо учитывать для создания реальной системы экологического нормирования.

В большинстве радиологических ситуаций биота в среде, где она обитает, поддается одновременно внешнему (от источников облучения, которые находятся вне биоты) и внутреннему (от инкорпорированных, накопленных, в тканях радионуклидов) облучению. В облучаемом биоценозе, по

отношению к организмам, которые рассматриваются, источниками облучения могут стать инкорпорированные радионуклиды, содержащиеся в соседних организмах. Для отдельных органов растений и животных внешними также являются источники, находящиеся в других частях этого же организма.

При загрязнении биоценозов искусственными радионуклидами на начальном этапе радиоактивные вещества находятся на поверхности почвы, воды и в контакте с растениями или животными. Только через определенный промежуток времени радионуклиды перераспределяются по абиотической составляющей экосистемы под влиянием ветра, осадков и роста биомассы, а также перемещаются в глубину почвы и водоема в результате миграционных процессов или антропогенных мер [6].

Расчеты, проведенные на основе дозовых коэффициентов, разработанных В. Амиро представлены в табл. 2. Данные табл. 2 по модели разработанной Б. Амиро, позволяют рассчитывать дозовые нагрузки на дикую биоту в разных типах экосистем [7].

Таблица 2

Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам [6]

Радионуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		Вода Гр/год/Бк/м ³	От воздуха Гр/год/Бк/м ³	От почвы Гр/год/Бк/кг	Вегетация Гр/год/Бк/кг
¹³⁷ Cs	4,1 10 ⁻⁶	2,7 10 ⁻⁹	1,72 10 ⁻⁶	4,02 10 ⁻⁶	1,72 10 ⁻⁶
³ H	2,88 10 ⁻⁸	0	0	0	0
⁴⁰ K	3,44 10 ⁻⁶	1,76 10 ⁻⁹	1,43 10 ⁻⁶	2,64 10 ⁻⁶	1,43 10 ⁻⁶
³² P	3,52 10 ⁻⁶	1,57 10 ⁻⁹	1,43 10 ⁻⁶	2,36 10 ⁻⁶	1,43 10 ⁻⁶
²⁴¹ Am	2,86 10 ⁻⁵	1,48 10 ⁻¹⁰	7,73 10 ⁻⁸	2,22 10 ⁻⁷	7,73 10 ⁻⁸
²³⁹ Pu	2,64 10 ⁻⁵	3,72 10 ⁻¹²	2,35 10 ⁻⁹	5,58 10 ⁻⁹	2,35 10 ⁻⁹
⁹⁰ Sr	9,92 10 ⁻⁷	3,07 10 ⁻¹⁰	2,83 10 ⁻⁷	4,61 10 ⁻⁷	2,83 10 ⁻⁷
²²² Rn	1,12 10 ⁻⁴	8,91 10 ⁻⁹	6 10 ⁻⁶	1,43 10 ⁻⁵	6 10 ⁻⁶
¹⁴ C	2,5 10 ⁻⁷	6,51 10 ⁻¹²	6,01 10 ⁻⁹	9,77 10 ⁻⁹	6,01 10 ⁻⁹

По оценке предельно допустимых концентраций радионуклидов ^{137}Cs в элементах экосистемы можно оценить критические сбросы и выбросы в экосистему.

Рассмотрим конкретные примеры оценки допустимых сбросов и выбросов для различных типов экосистем.

4. Оценка и анализ допустимых сбросов и депонирования радионуклидов в экосистемах, апробация результатов исследования

4.1. Экологическое нормирование для пресноводного водоема

Исходя из моделей радиоемкости пресноводного водоема (1), критическим биотическим элементом данной экосистемы могут быть обитатели донных отложений (бентос) и/или обитатели водной толщи. Формулы для оценки факторов радиоемкости донных отложений и биоты воды используются из работы [3]. Для радиоемкости донных отложений, а значит и бентоса, можно использовать формулу (1), в которой для оценки фактора радиоемкости бентоса в отношении ^{137}Cs применены следующие величины: $h=0,1$ м; $k=1000$, $H=4$ м. Тогда F для донных отложений составляет 0,9 для ^{137}Cs .

Для оценки фактора радиоемкости биоценоза водной толщи пресноводного водоема нами предложена следующая формула:

$$F_b = \frac{pHK_b}{pHK_b + kh + H}, \quad (2)$$

где F_b – фактор радиоемкости биоты; p – плотность биомассы гидробионтов в воде (существенной считается величина биомассы 1–10 г/м³); K_b – коэффициент накопления для биоценоза и компонентов водоема, его значение может достигать 1000–100000 единиц.

В этом случае F_b может составлять от малого значения радиоемкости – 0,05, до очень высокого – в 0,97, когда практически все радионуклиды сосредоточены в биотической составляющей водоема.

Используя формулу (1) была построена модель и формула для оценки радиоемкости каскада водохранилищ:

$$F_c = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i), \quad (3)$$

Данная модель радиоемкости была применена для оценки радиоемкости каскада Днепровских водохранилищ и оправдалась в реальных исследованиях после Чернобыльской аварии. Основываясь на вышеприведенных моделях и формулах, зная оценку предельно допустимых концентраций радионуклидов в элементах экосистемы, можно оценить критические сбросы и выбросы в экосистемы описанного типа:

1. Для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно допустимый сброс радионуклидов в водоем (N_k) не должен превышать:

$$N_k < \frac{LhS}{kF}, \quad (4)$$

где L – предел концентрации радионуклидов в водной биоте – 370 кБк/кг; S – площадь водоема; остальные обозначения приведены выше.

2. Для водной биоты (высшие растения, планктон, нейстон) в толще воды водоема предельно допустимый сброс радионуклидов (N_b) не должен превышать:

$$N_b < \frac{LHS}{K_b(1-F)}, \quad (5)$$

где использованы обозначения формул (1)–(4).

Для конкретного пресноводного водоема, где $S=2$ км², $H=4$ м, $K_b=1000$, $F=0,7$, критическая величина сброса радионуклидов в воду всего водоема составляет не более: $N_b < 10$ ТБк. В то же время критическая величина сброса радионуклидов в водоем для его бентоса оценивается по формуле (4) – $N_k < 110$ ГБк. Эта величина в 90 раз меньше, чем допустимый сброс, оцениваемый для всех обитателей водной толщи водоема.

В общем случае отношение оценок предельно допустимых сбросов в водоем по двум критическим звеньям – обитателям водной толщи и бентосу – определяется по формуле:

$$\frac{N_k}{N_b} = \frac{hK_b(1-F)}{HkF}. \quad (6)$$

Из формулы (6) следует, что величина оценки экологического норматива, величины допустимого сброса радионуклидов в водоем, определяемая по возможному влиянию на состояние бентоса, значительно меньше (от 10 до 100 раз), чем оценка по влиянию на состояние обитателей водной толщи водоема (фито- и зоопланктон, высшие растения в толще воды, нектон, нейстон и плейстон). Следовательно, в качестве экологического норматива следует выбрать наименьший, то есть 110 ГБк для данного водоема в целом.

Аналогичные оценки предельно допустимых сбросов можно сделать и для других типов экосистем. В частности, в системе каскадов водоемов (например, Днепровского) критическим по дозовым нагрузкам является первое водохранилище – Киевское. В донных отложениях верхней части Киевского водохранилища встречаются уровни содержания радионуклидов в донных отложениях, достигающие 600 кБк/кг и больше. Фактически это означает, что для верхней части водохранилища уровень осуществленного сброса достигает критического значения и здесь у обитателей бентоса можно ожидать заметные экологические последствия. Теоретически оцениваемый предельно допустимый сброс радионуклидов в Киевское водохранилище оценивается всего в 59 ТБк. В то время реальный запас радионуклидов ^{137}Cs в донных отложениях, определенный по натурным измерениям в 259 ТБк [5], значительно превышает предельно допустимый сброс.

На основе модели радиоемкости озерной экосистемы нами показано, что для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно допустимый сброс радионуклидов в водоем N_k не должен превышать величину, представленную в формуле (4). Для биоты, обитающей в толще воды, предельно допустимый сброс радионуклидов не должен превышать N_b (5.).

Допустим, что в озеро площадью 1 км^2 было сброшено всего $1 \text{ МБк } ^{137}\text{Cs}$. Пусть глубина озера

составляет 5 м , толщина активного слоя ила – 10 см , коэффициент накопления (K_H) илов – 200 , а в расчет возьмем варианты когда K_H биоты, обитающей в донных отложениях, составляет от 1 до 100000 . Проведем анализ того, какие количества радионуклида можно сбросить в такое озеро с тем, чтобы доза на биоту бентоса не превышала критический предел в 4 Гр/год . Используя выше приведенные формулы, проведем расчет допустимых сбросов ^{137}Cs (табл. 3).

Таблица 3
Расчет величины дозы на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_H для биоты бентоса *

Дозы от компонент озерной экосистемы, действующие на биоту	K_H биоты донных отложений озера (бентоса)					
	1	10	100	1000	10000	100000
От воды	5,4–9	5,4–9	5,4–9	5,4–9	5,4–9	5,4–9
От донных отложений	3,2–8	3,2–8	3,2–8	3,2–8	3,2–8	3,2–8
От вегетирующей биомассы озера	1,4–8	1,4–7	1,4–6	1,4–5	1,4–4	1,4–3
Внутренняя доза	3,3–8	3,3–7	3,3–6	3,3–5	3,3–4	3,3–3
Суммарная доза на биоту	5,2–8	4,8–7	4,7–6	4,7–5	4,7–4	4,7–3
Допустимый сброс в озеро ^{137}Cs за год	7,7+13 Бк	8,4+12 Бк	8,4+11 Бк	8,5+10 Бк	8,5+9 Бк	8,5+8 Бк
	2100 Ки	220 Ки	22 Ки	2,3 Ки	0,23 Ки	0,023 Ки
Допустимый сброс в озеро ^{90}Sr за год	2,9+14 Бк	3,8+13 Бк	3,9+12 Бк	3,9+11 Бк	3,9+10 Бк	3,9+9 Бк
	7800 Ки	1020 Ки	105 Ки	10,5 Ки	1 Ки	0,1 Ки

* 5,2–9 означает $5,2 \cdot 10^{-9}$ и т.д.

Расчет был проведен следующим образом. Зная закономерность перераспределения радионуклидов по компонентам озерной экосистемы, можно установить уровни радиоактивности в этих составляющих. Потом, пользуясь данными таблицы дозовых цен или коэффициентов (табл. 2), можно рассчитать составляющие дозы на биоту от разных компонентов озерной экосистемы при разных значениях K_H биоты бентоса. Суммируя дозу по соответствующим столбцам табл. 3, мы рассчитаем суммарную дозу на бентос при величине исходного сброса радионуклидов всего в $1 \text{ МБк } ^{137}\text{Cs}$. Далее берем, например, суммарную дозу в последнем столбце, которая равняется $4,7 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/год}$. Это при сбросе в 1 МБк . А если допустимая доза на донную биоту, как мы установили, не должна превышать 4 Гр/год , то разделив величину 4 Гр/год на оценочную величину $4,7 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/год}$, мы получим оценку, количество беккерелей в допустимом сбросе, что составляет – $8,5 \cdot 10^8 \text{ Бк/год}$, или $0,023 \text{ Ки/год}$. Следует отметить, что при сверхвысоких значениях K_H биоты (100000 единиц) допустимый годовой сброс радионуклидов в данное озеро может составить очень малую величину, всего $0,023 \text{ Ки/год}$ на 1 км^2 площади озера.

Аналогичный расчет мы провели для другого биогеенного радионуклида – ^{90}Sr . Видно, что в зависимости от K_H биоты допустимые сбросы в данное озеро составляют для ^{137}Cs от $0,023$ до 2100 Ки за год, а для ^{90}Sr – от $0,1$ до 7800 Ки в год. И это если основные сбросы происходят только один год, как это было при аварии на ЧАЭС [8, 9]. Если рассматривать действующие АЭС, то понятно, что

допустимые сбросы за год будут значительно меньше, чтобы они не превысили дозовые пределы. То есть при реальных значениях K_H для донной биоты, могут действовать жесткие пределы на допустимые уровни сбросов в такую озерную экосистему. При этом в большинстве случаев уровни загрязнения воды, на которую существуют гигиенические нормативы (2 Бк/л для ^{137}Cs) [5, 7], будут оценены, как значительно меньше, чем эти гигиенические нормативы.

Таким образом, анализ показывает, что реально в случае озерной экосистемы экологический норматив может быть оценен, как много более жесткий, чем известный гигиенический норматив.

4. 2. Экологическое нормирование для склоновой экосистемы

Наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу реки Уж показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных отложениях реки. Нами была построена модель склоновой экосистемы (лес → каменистая осыпь → луг → терраса → озеро) и проанализирована ее радиоемкость (рис. 1). Таким образом можно считать, что анализ радиоемкости перспективный и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых. Разработанные модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определить критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки [9].

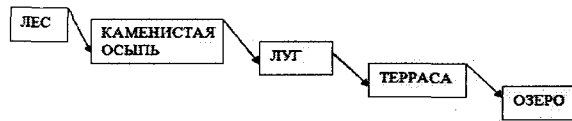


Рис. 1. Блок-схема камерной модели склоновой экосистемы

Результаты моделирования динамики перераспределения радионуклидов в склоновой экосистеме представлены на рис. 2.



Рис. 2. Динамика перераспределения радионуклидов ¹³⁷Cs в типовой склоновой экосистеме

По результатам моделирования установлено, что критическим звеном, определяющим радиоёмкость, является биота донных отложений озера в данной склоновой экосистеме.

Разработанная модель оценки радиоёмкости склоновой экосистемы позволяет оценить время и место ожидаемого в процессе миграции концентрирования радионуклидов. По формуле (7) может быть оценен фактор радиоёмкости склоновой экосистемы (F_s), которая представлена на рис. 2.

$$F_s = 1 - \prod_{i=1}^k P_i = 1 - P_s, \quad (7)$$

где P_i – вероятности стока радионуклидов от соответствующего элемента склоновой экосистемы за год; P_s – общий сток склона.

Практически это обозначает, что параметры миграции и концентрирования радионуклидов в лесу (вершина склоновой экосистемы), на опушке, на лугах, на террасе и на пойме озера, и/или в донных отложениях водотока (речка, ручей, озеро, болото и т. п.) определяют, в конце концов, предельно допустимый сброс радионуклидов в данную экосистему. Для случая первичного сброса радионуклидов только в лесную часть экосистему ($N_k(L)$) величина загрязнения и сброса получена следующая формула (неравенство):

$$N_k(f) < \frac{N_k(L)}{P_s \cdot T}, \quad (8)$$

где $N_k(f)$ – предел сброса в озеро, оцененный нами выше, для конкретного выбранного озера (не может превышать величину в 110 ГБк или 3 Ки); T – время сброса (нами были использованы оценки за 20 лет стока).

Чтобы выполнить это неравенство, сброс в лесную экосистему не должен пересыщать определенной по этой формуле величины сброса в лес – $N_k(L)$.

Проведем расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме. Вероятности сброса радионуклидов в склоновой экосистеме, состоящей из 4-х элементов – леса, луга, сельскохозяйственной террасы и озера, установим в виде таких реальных значений: лес-осыпь $P_1=0,03$; осыпь-луг $P_2=1,0$; луг-терраса $P_3=0,1$; терраса-озеро $P_4=0,2$. Как показал предыдущий расчет, критическим звеном в данной экосистеме будет донная биота озера.

Для примера проанализируем вариант, когда коэффициент накопления (K_B) донной биоты составляет 10^4 единиц. Тогда, если допустить, что процесс поверхностного стока по склоновой экосистеме такой, как было рассчитано по формуле 7, то допустимый уровень разового годового сброса не должен превышать $3/20(\text{лет}) = 0,15$ Ки/год. Исходя из такой оценки, можно рассчитать, что уровень загрязнения террасы не должен превышать величину 0,15 (предельный сброс за год)/0,2(вероятность сброса с террасы в озеро) = 0,75 Ки. Для выполнения такой оценки уровень загрязнения лугов не должен превышать величину 0,75 (предельное загрязнение террасы)/0,1(вероятность сброса с луга на террасу) = 7,5 Ки. Тогда мы можем рассчитать величину допустимого загрязнения источника поступления радионуклидов в исследуемую склоновую экосистему – лесной компоненты. Он не должен превышать величину: 7,5(предельное загрязнение луга) / 0,03 (вероятность сброса из леса на луг) = 250 Ки. Это общий запас радионуклидов во всей лесной экосистеме. Если площадь леса составляет около 10 км^2 , то плотность его загрязнения не должна превышать 25 Ки/км^2 . Заметим, что каменная осыпь практически не удерживает попавшие на нее радионуклиды.

Такой уровень загрязнения наблюдается на значительной территории 30-километровой зоны отчуждения после Чернобыльской аварии и сел 2, 3 зоны. Это означает, что даже при существующих уровнях загрязнения радионуклидами склоновых экосистем, можно ожидать в депонирующих компонентах (в нашем примере – озеро) превышения дозовых нагрузок на биоту. Следует также подчеркнуть, что в предлагаемом примере загрязненным считается только источник – лесной компонент склоновой экосистемы. Реальные ситуации в Украине таковы, что первичное загрязнение может лежать на всех составляющих экосистемы. Тогда уровни допустимого загрязнения всех компонентов склоновой экосистемы будут значительно жестче.

4. 3. Экологическое нормирование для лесной экосистемы

Анализ радиоэкологической ситуации лесной экосистемы показывает, что в лесу можно ожидать заметных дозовых нагрузок в подстилке. Известно, что состояние лесной подстилки определяется разнообразием видов редуцентов (микроорганизмами, червями, микоризными грибами и т. п.). Если радионуклидное загрязнение приведет к угнетению и/или гибели биоты лесной подстилки, то это может привести к гибели всего леса.

Рассмотрим пример лесной экосистемы и проведем расчет допустимых уровней его

загрязнения (для гипотетического уровня сброса в лес $1 \text{ МБк/км}^2 \text{ }^{137}\text{Cs}$) по методике расчета, которую мы использовали выше, при анализе озерной экосистемы. Уровень распределения загрязнения в лесу составляет: в подстилке находится 80 % всего содержания цезия-137, в почве – 10 %, в древесине – 10 %. K_H для древесины леса оценивается в 1, коэффициент накопления для биоты лесной подстилки (K_b) варьирует в значениях 1, 10, 100 (табл. 4). Коэффициент ветрового подъема радионуклидов составляет – 10^6 м^{-1} .

Таблица 4

Расчет величины дозы (Гр) на компоненты лесной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_b для биоты лесной подстилки

Доза от составляющих лесной экосистемы (Гр/год)	Коэффициент накопления радионуклидов биотой лесной подстилки (K_b) из почвы		
	1	10	100
От воздуха	1,4-13	1,4-13	1,4 - 13
От почвы	1-9	1-9	1 - 9
От подстилки	6,4 - 8	6,4 - 8	6,4 - 8
От древесины	4,3-10	4,3 - 10	4,3 - 10
Внутренняя доза для биоты лесной подстилки	6,5-8	6,5 - 7	6,5 - 6
Суммарная доза	1,3-7	7,2 - 7	6,6 - 6
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs (Бк/км ²) за один год	3,1+13	5,6 + 12	6, 1 + 11
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs (Ки/км ²) за один год	837	152	16,5
Допустимый сброс ^{90}Sr (Ки/км ²) за один год	4500	640	67

Оценив суммарную дозу на биоту подстилки от гипотетического уровня сброса в лес в размере $1 \text{ МБк/км}^2 \text{ }^{137}\text{Cs}$ при $K_b=100$, мы получим оценку дозы – в величине $6,6 \cdot 10^6 \text{ Гр/год}$. А предельно допустимая доза, по нашим оценкам, составит 4 Гр/год. Снова, как и в предыдущем случае, для варианта с $K_b = 100$: ($4 \text{ Гр}/6,6 \cdot 10^6 \text{ Гр}$) $1 \text{ МБк} = 6,1 \cdot 10^{11} \text{ Бк/год}$.

Для меньших значений K_b , имеем и большие уровни допустимых уровней сброса радионуклида ^{137}Cs в лесную экосистему. Следует заметить, что при $K_b=100$, допустимый сброс ^{137}Cs не должен превышать $16,5 \text{ Ки/км}^2$. В предыдущем расчете для склоновой экосистемы мы получили оценку допустимого сброса радионуклидов ^{137}Cs в лесную экосистему в размере 18 Ки/км^2 . Данные двух расчетов близки друг другу. Но для склоновых экосистем, какими являются практически все экосистемы Украины, следует четко рассчитывать, какая именно биота является критической по дозе. То есть где именно при реальных оценках K_b и K_H можно раньше ожидать превышения установленного предела для экологического норматива в 4 Гр/год. Априори, это нельзя сказать. Поэтому каждый раз, начиная расчеты для конкретных экосистем, нужно сравнивать степень критичности разных составляющих биоты реальной локальной экосистемы и оценивать для нее экологический норматив на допустимые уровни загрязнения экосистемы. Задача достаточно сложная, поскольку требует серьезного научного исследования значений

K_b , K_H и др. для установления критической составляющей биоты, на которую необходимо ориентироваться при расчетах экологических нормативов на допустимые сбросы различных радионуклидов.

Больше того, оценки могут изменяться в разные сезоны года (когда именно происходит сброс), зависят от интенсивности сбросов, от динамики роста биомассы биоты, от видовой структуры биоценоза и т.д. Но все это и означает жесткую необходимость проведения таких исследований и расчетов. Особенно это важно в условиях влияния на биоту разных поллютантов, при возможности их синергического (взаимно усиливающей) действия на биоту экосистем. Без проведения таких исследований и оценок можно легко потерять не только отдельные виды биоты, но и всю биотическую компоненту, которая обеспечивает благополучие и даже выживание экосистем разного уровня.

5. Выводы

В целом, в радиоэкологии в сфере экологического нормирования доминирует такая парадигма «если в радиоэкологической ситуации хорошо жить человеку, то биоте тем более ничего не повредит». Проведенный анализ показывает, что это совсем не так: безопасная для человека ситуация может обернуться высокими дозами для биоты вследствие перераспределения радионуклидов и высоких значений K_H , свойственных для биоты. То

есть в условиях озера, когда гигиенические нормативы на питьевую воду легко можно выполнить, пределы на дозу для биоты озера могут быть невыполнимыми.

Следует подчеркнуть, что превышение дозовых пределов на биоту донных отложений может привести к отмиранию части биоты, а это приведет к подкислению водной среды (рН может упасть до значений 5–6), что, в свою очередь, может вызвать десорбцию радионуклидов, которые накоплены в донных отложениях. Это будет означать значительное повышение загрязнения воды, которое очевидно будет перевешивать и гигиенические нормативы.

Понятно, что установление реально действующих экологических нормативов для Украины и других государств задача очень и очень не простая. Проблема в том, что практически невозможно установить единые экологические нормативы на допустимые сбросы радионуклидов для разных экосистем. Любое озеро и, вообще, всякая отдельная экосистема, будут требовать разработки отдельной модели и оценки действующей величины экологического норматива. Но проблема остается и ее необходимо разрабатывать. Такие же проблемы возникают и для других типов экосистем.

Литература

1. Агре, А. Л. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно-обмениваемом водоеме [Текст] / А. Л. Агре, В. И. Корогодін // Медицинская радиология. – 1960. – № 1. – С. 67–73.
2. Кутлахмедов, Ю. О. Основы радиэкології: Навч. посіб. [Текст] / Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер; за ред. В. П. Зотова. – К. : Вища шк., 2003. – 319 с.
3. Кутлахмедов, Ю. А. Надежность экологических систем. Теория, модели и практические результаты [Текст] / Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, В. В. Родина. – Palamarium academic publishing, Saarbrucken, 2013. – 317 с.
4. Поликарпов, Г. Г. Эффекты Кыштымской и Чернобыльской аварии на гидробионтах [Текст] / Г. Г. Поликарпов, В. Г. Цыцугина // Радиационная биология. Радиэкология. – 1995. – Т. 35, 4. – С. 536–548.
5. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС [Текст] / К. : Наукова Думка, 1992. – 195 с.
6. Kutlahmedov, Y. Radiocapacity of Different Types of Natural Ecosystems (without Man) and their Ecological Standartization Principles [Text] / Y. Kutlahmedov,

G. Polikarpov, V. Kutlahmedova-Vyshnyakova // Journal Radioecology. – 1997. – Vol. 5, Issue 2. – P. 15–21.

7. Amiro, B. D. Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts [Text] / B. D. Amiro // Journal Environ. Radioactivity. – 1992. – Vol. 3, Issue 1. – P. 37–51.

8. Кутлахмедов, Ю. А. Радиобиология [Текст] / Ю. А. Кутлахмедов, В. М. Войццкий, С. В. Хижняк. – К. : КГУ, 2011. – 544 с.

9. Кутлахмедов, Ю. А. Теория и модели радиоемкости в современной радиэкологии [Текст] : сб. матер. Межд. конф. / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодін, В. В. Родина, И. В. Матвеева и др. // в сб. Радиэкология: итоги, современное состояние и перспективы. – Москва, 2008. – С. 177–193.

References

1. Agre, A. L., Korogodin, V. I. (1960). O raspredelenii radioaktivnyh zagryaznenij v medlennoobmenivaemom vodoeme [On distribution of radioactive contamination in a slow-exchange reservoir]. Medical Radiology, 1, 67–73.
2. Kutlahmedov, J. A., Korogodin, V. I., Koltover, V. K. (2003). Osnovy radioekologii: Navch. posib. [Fundamentals of Radioecology: Training, guidance]. Kyiv, Higher school, 319.
3. Kutlahmedov, J. A., Matveeva, I. V., Rodina, V. V. (2013). Nadezhnoct' ekologicheskich system. Teorsja, modeli i prakticheskie rezul'taty [Reliability of ecological systems. Theory, models and practical results]. Palamarium academic publishing, Saarbrucken, 317.
4. Polikarpov, G. G., Tsytugina, V. G. (1995). Effekty Kyshtymskoj i Chernobyl'skoj avarii na gidrobiontach [Effects of Kyshtym and the Chernobyl accidents on aquatic organisms]. Radiation Biology. Radioecology, 35 (4), 536–548.
5. Radioaktivnoe i himicheskoe zagryaznenie Dnepra i ego vodohranilish posle avarii na Chernobyl'skoj AES [Radioactive and chemical contamination of the Dnieper and its reservoirs after the Chernobyl accident] (1992). Kyiv, Naukova Dumka, 195.
6. Kutlahmedov, Y., Polikarpov, G., Kutlahmedova-Vyshnyakova, V. (1997). Radiocapacity of Different Types of Natural Ecosystems (without Man) and their Ecological Standartization Principles. Journal Radioecology, 5 (2), 15–21.
7. Amiro, B. D. (1992). Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts. Journal Environ. Radioactivity, 3 (1), 37–51.
8. Kutlahmedov, Y. A., Voytysky, V. M., Khizhnyak, S. V. (2011). Radiobiologija [Radiobiology]. Kyiv, KSU, 544.
9. Kutlahmedov, Y. A., Korogodin, V. I., Rodina, V. V., Matveeva, I. V. (2008). Teorija i modeli radioemkosti v sovremennoj radioekologii [Theory and models of radiocapacity in modern radioecology]. Radioecology: Results, current state and prospects. The collection of materials of the International Conference. Moscow, 177–193.

Рекомендовано до публікації д-р техн. наук Бойченко С. В.
Дата надходження рукопису 22.10.2014

Матвеева Ирина Валериевна, кандидат технических наук, доцент, кафедра экологии, Институт экологической безопасности Национального авиационного университета, пр. Космонавта Комарова, 1, НАУ, г. Киев, Украина, 03058
E-mail: IrinaV-18@yandex.ru