

Міністерство освіти і науки України
Міністерство охорони навколишнього природного середовища України
Державний комітет України по водному господарству
Національна академія наук України
Вінницький національний технічний університет
Національний університет біоресурсів та природокористування України
Національний технічний університет України "КПІ"
Одеський державний екологічний університет
Міжнародна академія наук екології та безпеки життєдіяльності
Всеукраїнська екологічна громадська організація «МАМА-86»
Всеукраїнська екологічна ліга
Національний екологічний центр
Вінницька обласна державна адміністрація
Вінницька обласна рада
Вінницька міська рада
Державне управління охорони навколишнього природного середовища
у Вінницькій області
Державна екологічна інспекція у Вінницькій області
Управління міжнародного співробітництва та євроінтеграції Вінницької обласної
державної адміністрації
Управління економіки Вінницької міської ради
Басейнове управління водними ресурсами річки Південний Буг
Вінницьке ОСЛКП «Віноблагроліс»
ПП «Інтер-Еко»

**II-й ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ З'ЇЗД ЕКОЛОГІВ
З МІЖНАРОДНОЮ УЧАСТЮ
(Екологія / Ecology – 2009)**

ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ

**II ALL-UKRAINIAN CONGRESS OF ECOLOGISTS
WITH INTERNATIONAL PARTICIPATION**

Collection of scientific articles

Україна, Вінниця

23–26 ВЕРЕСНЯ, 2009

*Генеральний секретар
Генеральний секретар*

коллективной дозы — $7,5 \cdot 10^6$ чел.Зв — обусловлена превышением радиационного фона. Это превышение обусловлено высокой концентрацией радона в жилых помещениях. Наибольшая доза обусловлена испытанием атомного оружия ($1,0 \cdot 10^5$ чел.Зв), наименьшая — добычей урановой руды шахтным способом ($6,6 \cdot 10^4$ чел.Зв), техногенных источников обусловлена испытанием атомного оружия ($9,0 \cdot 10^4$ чел.Зв), наименьшая — добычей урановой руды шахтным способом ($6,6 \cdot 10^4$ чел.Зв). Действия техногенных источников на протяжении 70 лет в Украине дополнительно обусловлены 1,0-10⁴ случаев заболевания фатальным раком (1,5-10⁴ случаев стохастически обусловленного рака (5,8-10⁵ случаев стохастических эффектов), что почти в 40 раз больше.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Естественный радиационный фон // Атомная энергия. — 1988. — Т. 60. — Вып. 1. — С. 4-7.

Ю.В. Фоновое облучение человеческого организма. — М.: Атомиздат, 1960. — 120 с.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. — New York. — 2000.

A. H. Rasolonjatovo, Hiroyuki Suzuki, Naoya Hirabayashi, Tomoya Nunomiya, Takashi Nakamura, Hiroyuki Naka. Measurement for the Dose-rates of the Cosmic-ray Components of the Ground. — J. Radiat. Environ. Health Phys. 2001, 32(2-43), SUPPI, S27-33.

Sagawa, Itsumasa Urabe. Estimation of Absorbed Dose Rates in Air Based on Densities of Cosmic Rays and Electrons on the Ground Levels in Japan. — J. of Nuclear Science and Technology. — 2001. — Vol. 38, No. 12, p. 1103-1108.

О.К., Кретинин А.А., Леденев А.И., Скворцов В.В., Удод В.В., Шахов А.А. Радиоактивные загрязнения Украины: состояние, проблемы, решения: Монография. — К.: ИЦ «ДрУк», 2003. — 400 с.

Ленченко Г.Д. Радиоэкология Украины: Монография. — Х.: ИД «ИНЖЕК», 2008. — 264 с.

Ленченко Л.П. Общие и региональные проблемы радиозащиты. — Томск: Изд-во ТПУ, 1997. — 384 с.

Went V.G. Exposures from worldwide release of radionuclides. Proceeding of an international symposium on the environment impact of radioactive release, IAEA, Vienna 8-12 May 1995. — P. 3-32.

ДК 504.54(045)

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ РАДИАЦИОННОГО ФАКТОРА. ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ.

Кутлахмедов Ю.А., Родина В.В., Пчеловская С.А., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Леньшина А.Н. (Украина, Киев)

Введение

Существующая у нас в стране и мире система гигиенического нормирования не решает проблему безопасности биоты экосистем, которая оказывается в зоне влияния радиационных аварий и выпадений. Как показал опыт оценки влияния радионуклидов на биоту в случаях Кыштымской и Чернобыльской аварий, такие заметные влияния имеют место. Поэтому в 103 публикации МКРЗ, наконец-то была поставлена проблема создания специальной системы экологического нормирования. МКРЗ предлагает путь выбора особо чувствительных видов в экосистеме, а по их реакции уже можно судить о превышении или не превышении допустимых уровней загрязнения биоты экосистем. В докладе будет обсуждена эта проблема.

На наш взгляд, разработка системы экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы поллютантов в биоту экосистем требует особого подхода и создания специальных моделей. В существующей системе гигиенического нормирования действуют относительно простые подходы. Модели оценки допустимых уровней загрязнения воздуха, воды и продуктов питания. Достаточно наладить их контроль и выполнение гигиенических нормативов может быть обеспечено. Задача установления экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты намного сложнее.

Для того чтобы ограничить дозу воздействия на биоту в структуре экосистемы необходимо установить динамику и закономерности распределения и перераспределения поллютантов по компонентам конкретных экосистем для определения критического звена биоты, где следует ожидать депонирования наибольшего количества поллютантов и/или наивысшего уровня дозы воздействия, и где могут быть наибольшие негативные эффекты влияния на биоту. А это вовсе не обязательно будут, выбрань

аране
ысок
бязат
бжи
я в
изне
аль
олс
ста
С
олс
Cs
Г.1
П
я
ст
ог
к
н
о

ельные виды организмов. Конечно на начальных этапах аварии, отдельные виды, могут реагировать на относительно высокие дозы облучения, но не все виды будут определять судьбу биоты всей экосистемы. В конечном итоге, судьба экосистемы определяется ее способностью сохранить биомассу, достаточную для экосистемы и поддержания свойства кондиционирования среды обитания, биоты. Поэтому мы полагаем, что для биоты экосистем, где происходят перераспределения и перераспределения радионуклидов, попавших в нее, в системе кондиционирования должно использовать третий вариант определения критических доз. По нему проводить нормирование радиационного фактора.

Этот подход на конкретных примерах и моделях. Рассмотрим проблему нормирования для такого распространенного после аварии на ЧАЭС, поллютанта как цезия-137. Зонирования дозовых нагрузок на биоту экосистем (Г.Г.Поликарпов, 1991).

Экологических реакций можно ожидать при мощностях дозы приблизительно 0,4 Гр/год для растений и гидробионтов. Предлагается этому уровню мощности дозы соответствие экологический норматив на допустимые уровни загрязнения биоты ^{137}Cs , когда может составить единицу. Речь может идти о том, что при таких дозах возможно замедление роста биомассы биоты в экосистеме и заметное ухудшение кондиционирующей способности к очистке и самоочистке среды обитания. По дозиметрической модели для дикой природы Б.Амиро эта доза соответствует содержанию в биоте ^{137}Cs , с удельной активностью, примерно, в 600 кБк/кг биомассы.

Таблица 1

Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1		< 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

Это достаточно высокий уровень радиоактивного загрязнения биоты экосистемы, при котором может наблюдаться угнетение и гибель биоты, т.е. уменьшаться биомасса биоты и ее способность кондиционировать среду обитания. Именно эти свойства биоты в первую очередь определяют жизнеспособность всей экосистемы. Используем для оценки экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты экосистем ^{137}Cs , метод камерных моделей. Для примера рассмотрим относительно простую, изученную нами, склоновую экосистему в виде 9 камер: на вершине склона – Лес – далее опушка леса – каменистый участок – луг – сельскохозяйственная терраса – вода озера – донные отложения озера – биота водной толщи – биота донных отложений.

Используя натурные данные и результаты расчетов по разработанным нами моделям радиоемкости (Ю.А.Кутлахмедов и др.) данной экосистемы, можно определить удельные значения радиоактивности по ^{137}Cs в каждой из компонент биоты исследуемой экосистемы. Используя данные о Кн (коэффициентах накопления) ^{137}Cs , моделей радиоемкости разных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели исследуемой экосистемы, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида ^{137}Cs , в соответствии с системой дифференциальных уравнений представляющих камерную модель. Чтобы практически использовать предлагаемый подход сделаем следующий расчет. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов ^{137}Cs в верхний уровень экосистемы – лес, составляет 1 МБк. С помощью камерной модели исследуемой экосистемы и моделей радиоемкости, проведем расчет того какая часть радионуклидов и какая доза облучения биоты и концентрация радионуклидов ^{137}Cs будет формироваться в разных элементах среды обитания (таблица

знення биоты в разных камерах по модели Б.Амиро, можно оценить дозовые из общего уровня поступления радионуклидов ^{137}Cs в 1 МБк. Ясно, что эти в сравнении с предлагаемым пределом дозы в 4 Гр/год на биоту. Далее решая мы можем определить пределы поступления радионуклидов ^{137}Cs в камеру – Лес, мощность дозы не превышает значения в 4 Гр/год. При этом видно, что наибольшие являются в биоте донных отложений озера. Из таблицы 2 следует, что в зависимости уровни допустимого радионуклидного загрязнения (экологические нормативы на радионуклидов ^{137}Cs) леса заметно меняются от значений в сотни Ки до единиц. Это 1) критическая биота донных отложений может резко ограничить величину норматива; 2) радионуклидному загрязнению может подвергаться не только верхний экосистемы, но и другие нижележащие камеры склоновой экосистемы. При этом экологического норматива на допустимые уровни сброса радионуклидов заметно возрастает на радионуклидному загрязнению ^{137}Cs подвергаются нижние уровни склоновой терраса. Чем ниже по склону происходит загрязнение склоновой экосистемы, тем уровень поступления радионуклидов в исследуемую склоновую экосистему.

результаты расчетов представленные в таблице 2, следует подчеркнуть, что в последних сделан перерасчет допустимых уровней сброса радионуклидов ^{137}Cs в озеро с помощью, простейшей, простой пропорции. Таким образом экологический норматив на допустимый уровень ^{137}Cs в первый год после аварии, при высоком реальном значении Кн донной биоты в 1000 Ки не должен превышать всего 2,3 Ки в ситуации разового сброса. В случае дополнительных сбросов в лес в последующие годы после аварии, этот норматив будет оценен еще меньшей величиной. Идет о том, что высокие значения Кн донной биоты, критической для данной склоновой экосистемы, означают резко ограниченные уровни экологических нормативов на допустимые уровни выброса радионуклидов даже на верхнем участке склона. В ситуациях поступления радионуклидов в нижележащие участки склона, допустимый экологический норматив на их загрязнение радионуклидами ^{137}Cs , будет заметно ниже. При этом нетрудно посчитать, что гигиенические нормативы на радионуклиды, как питьевую (2 Бк/л), при таких экологических нормативах никогда не будет превышен. Можно показать, что уровни загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе, при уровне радионуклидов ^{137}Cs в лес на уровне 2,3 Ки или 0,23 Ки, никогда не приведут к получению молока от коров выпасаемых на этом лугу и/или в результате откорма коров кормовыми травами на лугу к превышению гигиенического норматива (ДУ-2006) на загрязнение молока в 100 Бк/л. То же касается уровней загрязнения овощей от использования воды озера для их орошения, также не приведет к превышению гигиенического норматива на загрязнение овощей радионуклидами ^{137}Cs , в 100 Бк/кг. Таким образом в данной реальной ситуации радионуклидного загрязнения склоновой экосистемы предлагаемые экологические нормативы на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов являются заметно ниже, чем гигиенические нормативы действующие в данной склоновой экосистеме.

известно, что современная действующая экологическая парадигма состоит в том, что если экологическая ситуация в конкретной экосистеме благоприятна для человека, то экологическая ситуация в дикой биоте тем более будет благоприятна. Проведенный здесь конкретный анализ по расчету экологического норматива на допустимые уровни радионуклидного загрязнения ^{137}Cs , для близкой к реальной, склоновой экосистеме показывает, что эта парадигма не всегда верна. Можно полагать, что экологические нормативы на допустимые уровни загрязнения поллютантами реальных экосистем, могут быть более жесткими, чем человеческие гигиенические нормативы. Гигиенические нормативы относительно просты в разработке, потому, что они касаются только одного вида биоты – человека. При этом нормируются отдельные компоненты среды обитания – уровни загрязнения воздуха в зоне дыхания, питьевая вода и продукты питания. Таким образом, эти нормативы делаются и рассчитываются односторонне и только изредка уточняются.

Показано, что разработка экологических нормативов на предельно – допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в разные типы экосистем, а значит и обеспечение экологической безопасности, требуют специальных усилий и моделей. Сложность проблемы состоит в том, что даже для одной и той же экосистемы (например, склоновая экосистема) экологический норматив будет разным в зависимости от значений Кн – биоты донных отложений в зависимости от распределения поллютантов по компонентам экосистемы и т.д. Сложность задачи возрастает при анализе и расчете экологических нормативов для разных типов экосистем, особенно объединенных в сложные составные ландшафтные экосистемы. Это может означать, что экологическое нормирование, коль скоро оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

впливу рішучих доз (Гр) на компоненти озерної екосистеми і допустимого годового сброса радіоактивності від значень Кн, для біоти бентоса (при розрахунковому значенні поступлення в лес 1 МБк ^{137}Cs).

Компонент озерної екосистеми, на який впливають радіоактивні речовини	Кн. – біоти донних відкладень озера (бентоса)					
	1	10	100	1000	10000	100000
Від води	5,4 - 9*	5,4 - 9	5,4 - 9	5,4 - 9	5,4 - 9	5,4 - 9
Від донних відкладень	3,2 - 8	3,2 - 8	3,2 - 8	3,2 - 8	3,2 - 8	3,2 - 8
Від живучої біомаси озера	1,4 - 8	1,4 - 7	1,4 - 6	1,4 - 5	1,4 - 4	1,4 - 3
Внутрішня доза	3,3 - 8	3,3 - 7	3,3 - 6	3,3 - 5	3,3 - 4	3,3 - 3
Сумарна доза на біоту	5,2 - 8	4,8 - 7	4,7 - 6	4,7 - 5	4,7 - 4	4,7 - 3
Допустимий сброс в лес ^{137}Cs при умові, що доза в донній біоті озера не перевищить 4Гр/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
Допустимий сброс в лес ^{90}Sr при умові, що доза в донній біоті озера не перевищить 4Гр/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

* Запис в таблиці розрахунків 5,4-9 - означає $5,4 \cdot 10^{-9}$. Аналогічно всі інші дані

в загальному вигляді алгоритм розробки екологічних нормативів повинен складатися з наступних етапів:

1. Оцінка спектра і обсягу забруднення реальної екосистеми. Ясно, що для кожного з поллютантів і різних обсягів забруднення розрахунок потрібно проводити окремо.
2. Оцінка структури екосистем ландшафту, потрапившого під забруднення поллютантами. Визначення екосистем, що складають даний ландшафт.
3. Моделювання всіх існуючих типів екосистем методами камерних моделей і моделей екологічної ємкості і радіоемкості з метою визначення критичних, по накопленню поллютантів, що складають біоту екосистем і оцінки дозових навантажень на них.
4. Складання комбінації моделей екосистем, що утворюють досліджуваний забруднений ландшафт, з метою встановлення визначаючої критичної біоти в цьому ландшафті, де можуть формуватися найбільші критичні дози і рівні впливу на біоту.
5. С допомогою аналітичної геоінформаційної системи (ГІС технології) провести моделювання екологічної ємкості і радіоемкості реального досліджуваного ландшафту для встановлення місць найбільшого депонування поллютантів і максимальних ефектів впливу поллютантів на біоту в даному ландшафті.
6. Встановив критичне місце депонування поллютантів і критичну біоту в ландшафті, можна розрахувати екологічний норматив для кожного з поллютантів в даному реальному ландшафті, перевищення якого здатне привести до необоротних наслідків для біоти і змінити характеристики ландшафту.

УДК: 504.613,648(477,81)

Мельник В.Й., Глодовський Ю.А. (Україна, Рівне)

ЗОНИ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Територія Рівненської області зазнає впливу двох видів джерел іонізуючого випромінювання: першого відносяться два промислові об'єкти – Рівненська та Хмельницька АЕС, у зоні впливу розташовано ряд населених пунктів області. Другим джерелом опромінення, що становить небезпеку, є наслідки аварії на Чорнобильській АЕС.