

УДК 504.54(045)

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

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ РАДИАЦИОННОГО ФАКТОРА. ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ.

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 и 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 и 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, выбранные заранее, наиболее чувствительные виды организмов. Конечно на начальных этапах аварии, отдельные высокочувствительные виды, могут реагировать на относительно высокие дозы облучения, но не обязательно, что именно эти виды будут определять судьбу биоты всей экосистемы. В конечном итоге, выживание биоты любой экосистемы определяется ее способностью сохранить биомассу, достаточную для воспроизводства данной экосистемы и поддержания свойства кондиционирования среды обитания, жизнеспособной для этой биоты. Поэтому мы полагаем, что для биоты экосистем, где происходят реальные процессы распределения и перераспределения радионуклидов, попавших в нее, в системе экологического нормирования должно использовать третий вариант определения критических составляющих биоты и уже по ним проводить нормирование радиационного фактора.

Следует обсудить этот подход на конкретных примерах и моделях. Рассмотрим проблему экологического нормирования для такого распространенного после аварии на ЧАЭС, поллютанта как ¹³⁷Cs. По системе зонирования дозовых нагрузок на биоту экосистем (Г.Г.Поликарпов, В.Г.Цыцугина)(таблица 1).

Т.е. заметных биологических реакций можно ожидать при мощностях дозы приблизительно 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для растений и гидробионтов. Предлагается этому уровню мощности дозы поставить в соответствие экологический норматив на допустимые уровни загрязнения биоты ¹³⁷Cs, когда экологический риск может составить единицу. Речь может идти о том, что при таких дозах возможно угнетение и подавление роста биомассы биоты в экосистеме и заметное ухудшение кондиционирующей функции, т.е. способности к очистке и самоочистке среды обитания. По дозиметрической модели для дикой биоты, разработанной Б.Амиро эта доза соответствует содержанию в биоте ¹³⁷Cs, с удельной радиоактивностью, примерно, в 600 кБк/кг биомассы.

Шкала дозових нагрузок и зон в екосистемах

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

Анализируя результаты расчетов представленные в таблице 2, следует подчеркнуть, что в последних двух строках сделан перерасчет допустимых уровней сброса радионуклидов ^{137}Cs в озеро с помощью, описанной выше, простой пропорции. Таким образом экологический норматив на допустимый уровень поступления ^{137}Cs в первый год после аварии, при высоком реальном значении K_n донной биоты в 1000 единиц не должен превышать всего 2,3 Ки в ситуации разового сброса. В случае дополнительных сбросов радионуклидов в лес в последующие годы после аварии, этот норматив будет оценен еще меньшей величиной. Речь идет о том, что высокие значения K_n донной биоты, критической для данной склоновой экосистемы, означают резко ограниченные уровни экологических нормативов на допустимые уровни сброса и 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 воду озера, как питьевую (2 Бк/л), при таких экологических нормативах никогда не будет превышен. Тоже самое можно показать, что уровни загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе, при уровне поступления 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 террасе, к превышению гигиенического норматива (ДУ-2006) на загрязнение молока в 100 Бк/л. Тоже самое касается уровней загрязнения овощей от использования воды озера для их орошения, также не приведут к превышению гигиенического норматива на загрязнение овощей радионуклидами ^{137}Cs , в 100 Бк/кг. Таким образом в данной реальной ситуации радионуклидного загрязнения склоновой экосистемы ^{137}Cs , предлагаемые экологические нормативы на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов 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 для дикой биоты 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 одноразово 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 K_n – биоты донных отложения 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.

Расчет величины дозы (Гр) на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_n , для биоты бентоса (при расчетном значении поступления в лес 1 МБк ^{137}Cs).

Дозы от компонент озерной экосистемы, которые действуют на биоту	K_n – 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 лес ^{137}Cs при условии, что доза в донной биоте озера не превысит 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
Допустимый сброс в лес ^{90}Sr при условии, что доза в донной биоте озера не превысит 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

* Запись в таблице расчетов 5,4-9 - означает $5,4 \cdot 10^{-9}$. Аналогично все остальные данные

В общем виде алгоритм разработки экологических нормативов должен состоять из следующих основных шагов :

1.Оценка спектра и объема загрязнения реальной экосистемы. Ясно, что для каждого из загрязнителей и разных объемов загрязнения расчет нужно проводить отдельно.

2.Оценка структуры экосистем ландшафта, попавшего под загрязнение загрязнителями. Определение типов экосистем, составляющих данный ландшафт.

3.Моделирование всех имеющихся типов экосистем методами камерных моделей и моделей экологической емкости и радиоемкости с целью определения критических, по накоплению загрязнителей, составляющих биоты экосистем и оценки дозовых нагрузок на них.

4.Составление комбинации моделей экосистем, образующих исследуемый загрязненный ландшафт, для установления определяющей критической биоты в этом ландшафте, где могут формироваться наибольшие критические дозы и уровни влияния на биоту.

5.С помощью аналитической геоинформационной системы (ГИС технологии) провести моделирование экологической емкости и радиоемкости реального исследуемого ландшафта для установления мест наибольшего депонирования загрязнителей и максимальных эффектов воздействия загрязнителей на биоту в данном ландшафте.

6. Установив критическое место депонирования загрязнителей и критическую биоту в ландшафте, можно рассчитать экологический норматив для каждого из загрязнителей в данном реальном ландшафте, превышение которого способно привести к необратимым последствиям для биоты и изменить характеристики ландшафта.