

Оценка радиационного экологического риска и её неопределённость для биоценоза регионального хранилища радиоактивных отходов

Сынзыныс Б.И., Мирзеабасов О.А., Лаврентьева Г.В., Шошина Р.Р., Момот О.А.

ИАТЭ НИЯУ МИФИ, Обнинск, Россия

Современная методология нормирования радиационного воздействия на биоту или экосистемы основана на постулате порогового действия радиации на природные популяции. Этот постулат использован в данной работе для оценки риска и характеристики неопределённостей в оценке риска для биоты, населяющей экосистему, сопряжённую с региональным хранилищем радиоактивных отходов. Целью работы явилась характеристика неопределённостей в оценке экологического риска на «пространстве» каждого из модулей технологии оценки риска. Объектом исследования служила экосистема регионального хранилища радиоактивных отходов: почва, растительность – крапива двудомная *Urtica dioica*, моллюски – улитка кустарниковая *Bradybaena fruticum*. Расчёт мощностей доз внешнего бета-излучения ^{90}Sr , в том числе от собственной раковины и от естественных радионуклидов в почве, осуществляли по формулам Маринелли или Левинжера. Технология оценки экологического риска представлена в виде пяти модулей: 1) выбор экосистемы-рецептора радиационного воздействия; 2) выявление референтных видов живых организмов и показателей их жизнедеятельности; 3) расчёт критических нагрузок в виде мощности поглощённой дозы определяли по зависимости «мощность поглощённой дозы бета-излучения ^{90}Sr – коэффициент накопления радиоактивного стронция в раковинах моллюсков»; критическую мощность дозы определяли как медианное значение полученной степенной функциональной зависимости коэффициента накопления от мощности дозы облучения; 4) риск определяли по доли территории экосистемы с превышением критических нагрузок на моллюсков; 5) характеризовали неопределённости, которые проявляются на каждом из этапов оценки риска. При характеристике неопределённостей использовали значения критических нагрузок на популяции моллюсков, заимствованные из литературных источников. На всех этапах оценки риска применяли расчётные технологии программного пакета R-Development. Неопределённость первого модуля оценки риска связана с «назначением» границ экосистемы, для которой оценивали экологический риск. Неопределённости второго модуля связаны с выбором референтного организма – моллюска, кустарниковой улитки. Из тестированных нами организмов и показателей он оказался самым радиочувствительным, но процедура выявления критической нагрузки содержит в себе неопределённости. На основании значения критической нагрузки, полученной нами, и по величине равной 18,2 мГр/год, была рассчитана величина риска – 90,1%. По литературным данным величина критической нагрузки для моллюсков всех видов составляет 87,6 мГр/год и предполагает величину риска, которая меньше приемлемого значения 5%. Следовательно, наибольшая неопределённость возникает на этапе выбора референтного вида. Она может быть снижена при корректном установлении дозовой зависимости для самого радиочувствительного биологического показателя. При этом выбор одного референтного вида организмов прогнозирует риск существования только популяции этого вида, а не всей экосистемы.

Ключевые слова: экологический риск, радиационный риск, биота, биотоп хранилища радиоактивных отходов, радиоактивный стронций, критические нагрузки, неопределённость, крапива *Urtica dioica*, моллюск *Bradybaena fruticum*, коэффициент накопления радиоактивного стронция, мощность дозы бета-излучения, пакет программ R-Development.

Введение

Биогеохимическая цикличность химических элементов, включая радионуклиды, определяет устойчивость экосистем в направлении естественного хода сукцессии [1]. Эта устойчивость сохраняется до тех пор, пока количество чужеродных веществ, поступивших в экосистему, не достигает некоторого критического уровня. Тогда начинается их вредное воздействие на популяции организмов, обитающих в данной экосистеме. В концепции критических

Сынзыныс Б.И.* – проф., д.б.н.; Мирзеабасов О.А. – доцент, к.т.н.; Лаврентьева Г.В. – доцент, к.б.н.; Шошина Р.Р. – аспирант; Момот О.А. – доцент, к.б.н. ИАТЭ НИЯУ МИФИ.

*Контакты: 249040, Калужская обл., Обнинск, Студгородок, 1, Тел.: (484) 393-72-12; e-mail: synzynys@obninsk.ru.

нагрузок на экосистемы краеугольной позицией является определение такого уровня загрязнения биоценоза, при котором начинает проявляться необратимость процесса возвращения к исходному состоянию или происходит переход на другой уровень экологической сукцессии [2-4]. Этот вид сукцессии определяется как вторичная, в данном случае антропогенная сукцессия, а для экосистемы возникает риск неблагоприятного исхода в её существовании на данном биотопе.

В свою очередь, основанная на определении критических нагрузок оценка экологического риска предполагает существование неопределённостей для величины риска. Процедура выявления неопределённостей является обязательной составляющей оценки риска для здоровья человека и сама по себе служит его характеристикой [5]. Тем более это справедливо при оценке экологического риска (на уровне экосистем и небольших биогеоценозов) ввиду сложности их организации и многообразия проявлений их функций.

Цель настоящей работы: характеристика неопределённостей на этапах оценки экологического риска для биогеоценоза, в границах которого расположено региональное хранилище радиоактивных отходов (РАО).

Материалы и методы

Технология оценки экологического риска

В данной работе для оценки экологического риска, а также выявления неопределённостей в его оценке была выбрана известная схема, заимствованная нами в работе [1] и использованная в предыдущих наших публикациях [6, 7]. Эта схема предполагает:

1. Выбор экосистемы-рецептора, для которой оценивается экологический риск.
2. Определение экологических (биологических) критериев биодиагностики – выбор референтных организмов и показателей их жизнедеятельности.
3. Расчёт критических нагрузок на популяции отдельных видов – так называемых референтных организмов.
4. Оценка экологического риска с помощью ГИС-технологий и использования программного пакета R [8].

На каждом этапе реализации данной технологии могут возникать неопределённости, которые будут далее проанализированы.

Объектом исследований был выбран биотоп территории расположения хранилища РАО, включающий в себя почвы, почвенные микроорганизмы, растительность в виде крапивы двудомной *Urtica dióica*, обитающих на ней животных – моллюсков (улитка кустарниковая *Bradybaena fruticum*) [9]. На рис. 1 в виде пронумерованных точек представлены места пробоотбора почвы, для которых в лабораторных условиях определяли удельную радиоактивность естественных (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K), техногенных (^{137}Cs , ^{90}Sr) радионуклидов в почвенных образцах, а также в образцах крапивы и раковинах моллюсков.

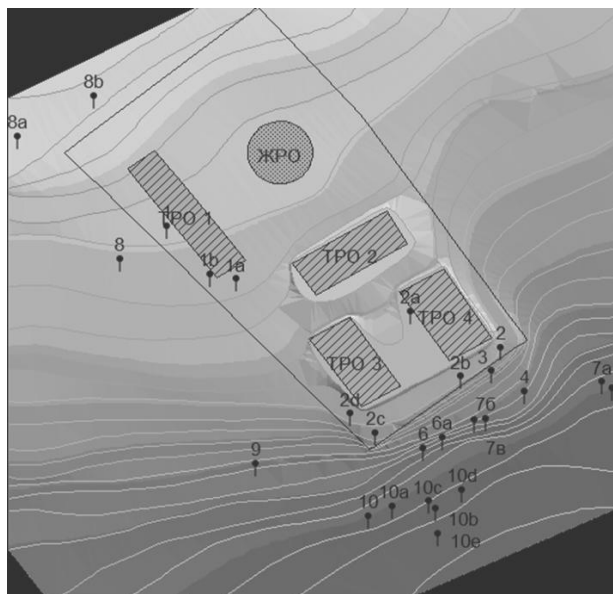


Рис. 1. Схема экосистемы с хранилищем РАО и точки отбора проб.

ЖРО – ёмкость для хранения жидких радиоактивных отходов; ТРО – ёмкости для хранения твёрдых радиоактивных отходов; ———— – граница территории регионального хранилища РАО.

В качестве контрольной территории был выбран участок склона надпойменной террасы р. Протва в районе г. Обнинска с идентичными геоморфологическими условиями без радиоактивного и химического загрязнения. Расчёт доз внешнего β -облучения от ^{90}Sr проводили, регистрируя излучение его дочернего радионуклида ^{90}Y , содержащихся в раковинах моллюсков и крапиве, а также доз от распада ^{90}Sr и ^{137}Cs , полученных моллюском в тёплый период года, когда он находится на листе крапивы, производился по формуле Левинжера по геометрии бесконечно тонкой бесконечной плоскости [10, 11].

$$D(x) = 2,96 \cdot 10^{-4} \cdot v \cdot \bar{E}_\beta \cdot \alpha \cdot \sigma \cdot \left\{ c \cdot \left[1 + \ln \frac{c}{v \cdot x} - e^{-1 - \frac{v \cdot x}{c}} \right] + e^{-1 - v \cdot x} \right\},$$

где \bar{E}_β – средняя энергия β -частиц (МэВ); c , α и v – параметры, зависящие от энергии и геометрии; $2,96 \cdot 10^{-4} \cdot \sigma$ – скорость распада на 1 см^2 , (Бк/см²); $x = \sim 250 \text{ мкм}$ (толщина раковины или листа соответственно).

Для холодного периода года, когда моллюск не питается и лежит на почве, были рассчитаны дозы за счёт излучений ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{40}K по формуле Маринелли, как описано в работах [10, 11].

$$D_{\text{поч}} = 155 \cdot 18,9 \cdot 10^5 \cdot \bar{E}_\beta \cdot A_{y\theta},$$

где \bar{E}_β – средняя энергия β -частиц (МэВ); $A_{y\theta}$ – удельная активность радионуклида в почве (Бк/г); $155 \cdot 18,9 \cdot 10^5$ – коэффициент пересчёта единиц дозы, учитывающий период облучения.

Дозы, полученные моллюсками от γ -излучателей в холодный период года, рассчитывали путём умножения активности радионуклидов в почве (Бк/кг) на соответствующие коэффициенты пересчёта в поглощённую дозу γ -облучения от поверхности земли:

$$D = \frac{2\pi \cdot \Gamma_\gamma \cdot A_v \cdot t}{\mu_0},$$

где Γ_γ – гамма-постоянная (10^{-14} Гр·м²)/(Бк·с); A_v – содержание радионуклида в почве (Бк/м³); $t=3,15 \cdot 10^7$ (с/год); μ_0 – коэффициент ослабления (для почвы $\mu_0=3$ м⁻¹).

Определение критических нагрузок на экосистему (или популяцию моллюсков улитки кустарниковой) проводили путём анализа зависимости «доза-эффект», в качестве эффекта был выбран коэффициент накопления радиоактивного стронция раковинами моллюсков по формуле:

$$KH = \frac{A_1}{A_2},$$

где KH – коэффициент накопления ⁹⁰Sr из крапивы в раковины моллюсков; A_1 – активность ⁹⁰Sr в раковинах моллюсков, Бк/кг; A_2 – активность ⁹⁰Sr в зелёной высушенной массе крапивы, Бк/кг.

Превышение величины критических нагрузок представляет собой разность между величиной экспозиции (актуальной или прогнозируемой нагрузки загрязняющего вещества) и безопасным уровнем воздействия (X):

$$E_x(X) = X_{dep} - CL(X),$$

где X_{dep} – фактическая величина загрязнения (концентрация вещества или индекс нагрузки);

$CL(X)$ – критическая нагрузка на экосистему.

Величину воздействия на экосистемы можно оценивать в виде отношения площади рецепторных участков с превышениями критических нагрузок к общей площади участков каждой группы. Таким образом выявляется ареал с превышением критических нагрузок.

Расчёт превышений критических нагрузок осуществляется на основе эмпирических значений входных параметров. На основании значений $E_x(X)$ рассчитывают вероятность превышения значений $P_i(E_x(X)) > 0$.

Площади рецепторных участков вычисляют с помощью ГИС-технологий.

Для каждой группы рецепторных участков вычисляют функцию экологического риска R_x , которая представляет собой распределение:

$$R_x = F(M) = P(p_x < M),$$

где P – вероятность; p_x – случайная величина, характеризующая относительную площадь ареала превышения критических нагрузок ($M(E_x(X)) > 0$).

Таким образом, экологический риск определяется как комплексный показатель, который характеризует вероятность развития негативных изменений в состоянии экосистемы, а также величину и характер этих изменений.

Картирование критических нагрузок поллютантов осуществляется для всех экосистем в выбранном масштабе с использованием геоинформационных систем (ГИС). Обычно картографирование величин критических нагрузок выполняется в масштабе 1:500 м, 1:1 км, 1:5 км и т.д.

Изучение экологических рисков должно обязательно включать в себя анализ степени неопределённости в величинах оценки.

Статистическую обработку результатов, построение графиков и нахождение по ним критических значений мощности дозы β -излучений, создание ГИС производили с использованием программы R [8].

Результаты и обсуждение

Проведём оценку неопределённостей при характеристике экологического риска для экосистемы, сопряжённой с региональным хранилищем РАО.

Основой для определения критических нагрузок является наличие явно выраженной зависимости «доза-эффект» для референтного организма по соответствующему референтному показателю жизнедеятельности. Пока из всех исследуемых нами показателей [12] наиболее выраженным в плане зависимости от дозы облучения оказался коэффициент накопления (КН) радиоактивного стронция раковинами моллюсков (рис. 2).

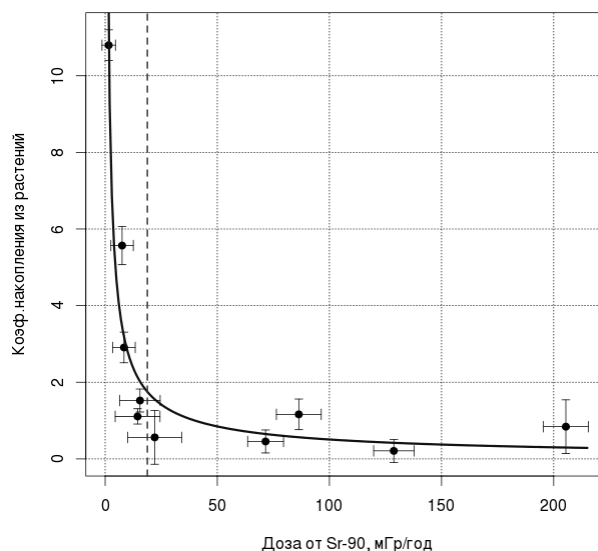


Рис. 2. Зависимость КН ^{90}Sr в раковинах моллюсков при поедании ими растений от дозы β -облучения, обусловленной этим радионуклидом (параметры зависимости: $y=15,5x^{-0,743}$, пунктирная линия на графике указывает положение медианной дозы).

Полученные значения доз внешнего β -облучения моллюсков очень малы по сравнению с летальной дозой для этого вида животных (120 Гр) [13] и сценарий угнетающего воздействия излучений на целый организм маловероятен. Однако на некоторые органы моллюсков реализуемые на хранилище РАО поглощённые дозы облучения могут оказывать негативное влияние и соответственно воздействовать на накопление радионуклидов раковинами. Подобное влияние может выражаться в нарушении или временном прекращении функционирования печени моллюсков – органе, ответственном за подготовку строительного материала раковин и содержащем известковые клетки, которые запасают карбонат кальция (а значит и ^{90}Sr) для роста раковины и восстановления её повреждений [14]. Таким образом, при увеличении дозы облучения происходит резкое снижение накопления ^{90}Sr в раковинах моллюсков по закону степенной функции ($r=0,71$; $p<0,05$). При этом отметим, что подавляющая часть поглощённой дозы облучения мягких тканей моллюсков формируется за счёт β -излучения ^{90}Sr , инкорпорированного в

растительных тканях крапивы, а также в собственных раковинах, и может достигать 200 мГр в год (рис. 2). Дозами γ -облучения от естественных радионуклидов и ^{137}Cs , составляющими по величине от $2 \cdot 10^{-7}$ до $3,4 \cdot 10^{-5}$ мГр/год, можно пренебречь, исходя из их малости.

Результаты оценки критических нагрузок

Для оценки экологического риска необходимо выявить критические нагрузки на референтные виды организмов и показатели их жизнедеятельности. В качестве референтного вида была выбрана кустарниковая улитка *Bradybaena fruticum*, а референтным показателем – способность накапливать ^{90}Sr в собственных раковинах. Этот показатель, представленный в виде КН, оказался весьма чувствительным к действию β -излучения стронция (рис. 2). Далее необходимо было определить критическую нагрузку на референтный вид организмов, населяющих данную экосистему. В технологии оценки экологического риска, схематично представленной выше, критическая (предельная) нагрузка представляет собой условную точку на кривой «доза-эффект», связывающей облучение от радионуклидов и отклик референтного вида моллюсков (изменение коэффициента накопления ^{90}Sr в их раковинах). В данном случае в качестве критической нагрузки (по мощности поглощённой дозы β -излучения) была выбрана такая мощность дозы β -облучения (18,2 мГр/год), которая соответствует медианному значению для функции, полученной по экспериментальным данным и десятикратная степень снижения КН. Выбрав такую величину мощности дозы облучения (18,2 мГр/год), с помощью программы R провели картирование участка экосистемы, включающей хранилище РАО. При картировании с помощью тоновой заливки были выделены участки обследованной территории, для которых превышение критических нагрузок на моллюсков выражено в той или иной степени. Выбор медианного значения функции для КН и соответствующего ему аргумента по дозе обусловлен двумя причинами. Во-первых, это математическая «стабильность» данного показателя. Во-вторых, это некий аналог среднелетальной дозы облучения по скорости роста раковины моллюска. Хотя нельзя не согласиться с некоторой условностью выбора этого показателя и вызванной им в дальнейшем анализе неопределённостью в оценке радиационного экологического риска.

На рис. 3 представлена карта хранилища РАО, на которой показаны зоны с превышением критических нагрузок. При этом критерием выбора критической нагрузки, как уже было отмечено выше, была выбрана поглощённая доза у моллюска – кустарниковой улитки, которому отвечает медианное снижение коэффициента накопления радиоактивного стронция в раковины моллюсков.

При использовании программы R была построена интегральная функция, отражающая зависимость от дозы облучения на мягкое тело моллюска доли площади биотопа хранилища РАО, для которой эта нагрузка не превышена (рис. 4). С учётом значения выбранной нами референтной дозы облучения (18,2 мГр/год) эта площадь в долевого отношении (90,1%) оказалась значительно больше той, которую принято считать приемлемой (5%) в используемой нами технологии оценки экологического риска.

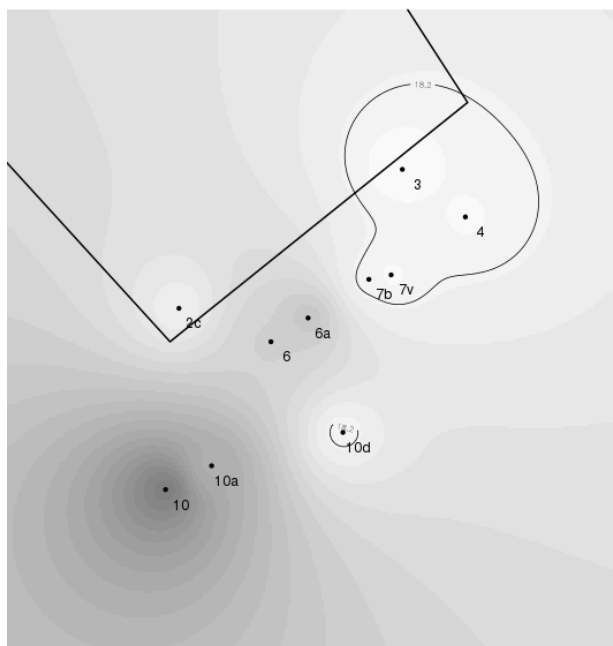


Рис. 3. Распределение территорий на хранилище РАО по превышению критических нагрузок на моллюсков.

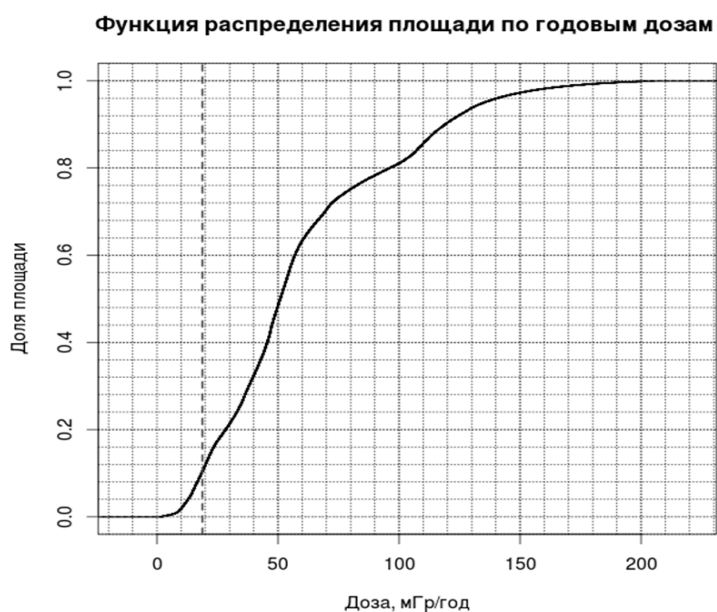


Рис. 4. Доля площади, на которой годовая доза облучения мягких тканей моллюсков внешним β -излучением меньше заданной.

Каждый из этапов оценки риска таит в себе в большей или меньшей степени неопределённость. Рассмотрим возможные неопределённости на каждом из этапов или модулей оценки риска для нормального существования биоценоза хранилища РАО.

Неопределённости в оценке риска

1. Первый модуль технологии оценки экологического риска предполагает выбор экосистемы или биоценоза, для которого производится оценка риска. В реальном выражении характер действий сводится к выбору, а скорее к «назначению», границ экосистемы и определению его площади с помощью ГИС-технологии. За основу ГИС был использован снимок космического спутника (Google™ Earth). Общая площадь экосистемы в выбранных нами границах составляет 0,54 га. В качестве приемлемой величины негативного влияния радиоактивности из хранилища РАО на окружающий его биоценоз был принят показатель 95%-ной защищенности экосистемы, когда площадь с превышением критических нагрузок по дозе облучения моллюсков составляет не более 5% от общей величины территории экосистемы с хранилищем РАО. Для нашего случая загрязнения биотопа радиоактивным стронцием площадь территории с превышением выбранной нами дозы облучения составила 90,1%, что значительно выше приемлемой (5% территории). Основным аргументом в пользу выбранной территории для данной конкретной экосистемы стало наличие природного геологического барьера, задерживающего дальнейшее распространение радиоактивности на большие территории. Если же выбирать в качестве обследуемой экосистемы весь лесной массив на надпойменной террасе р. Протва по крайней мере в пределах территории г. Обнинска, то рассчитанная нами площадь, на которой критическая нагрузка превышена, будет стремиться к значению, рассматриваемому как приемлемое по критериям экологического риска или вообще к нулю.

2. Второй модуль технологии оценки экологического риска состоит в выборе так называемых референтных организмов и подходящих показателей их жизнедеятельности. Сам по себе этот модуль в процедуре оценки экологического риска, в том числе и для нашего случая (экосистемы с радиоактивным загрязнением), можно считать самым критическим, «творческим» и в то же время таящим в себе наибольшую неопределённость. При этом целесообразно решение задач второго модуля оценки риска проводить совместно с решением задач третьего модуля: расчёт критических нагрузок по зависимости «доза-эффект». Преимущество выбора референтного вида организмов (и соответственно показателей их жизнедеятельности) по критериям информативности, точности, устойчивости, легкости измерений и т.д. должно быть доказано в результате специально организованных экспериментов по сбору и анализу эмпирических данных. Именно такой подход предлагается в рамках программы экологического мониторинга Агентством по охране окружающей среды США [15], а также в рекомендациях Международной комиссии по радиологической защите [16]. В них рекомендуется, чтобы каждый показатель, прежде чем его включить в основной перечень, прошёл долгий путь тестирования от «кандидата в индикаторы» до «стержневого индикатора». В решении этой задачи мы, можно сказать, находимся в начале пути. И это тоже можно назвать состоянием неопределённости. Необходимо искать и выбирать биологический индикатор вместе с определением дозовой зависимости по отношению к облучению. В работе [7] не выявлено явно выраженной дозовой зависимости для ферментативной активности почвы с территории экосистемы хранилища РАО, для численности бактерий рода *Azotobacter*. В то же время можно сослаться на значение референтной дозы для моллюсков, рекомендуемой в обзоре [17] – 87,6 мГр/год. Эта величина не превышает значение максимальной дозы на моллюсков, которая реализуется на обследованной нами территории,

сопряжённой с хранилищем РАО – около 200 мГр/год. Если в качестве критической нагрузки выбирать мощность дозы, которую рекомендуют [17], ссылаясь на международный опыт, а именно 87,6 мГр/год, то картирование территории (рис. 5) не даст оснований говорить о каком-либо риске, по крайней мере для популяции кустарниковой улитки, обитающей на данной радиоактивно загрязнённой территории.

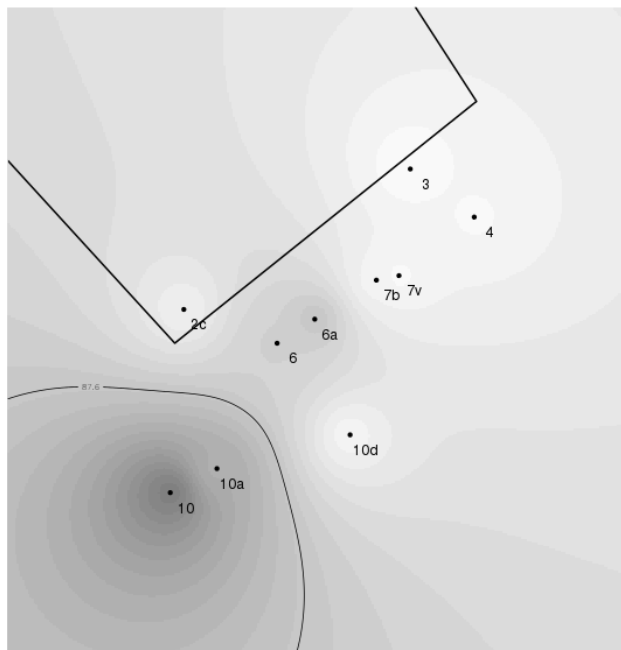


Рис. 5. Пространственное распределение превышения критической дозы при использовании референтной дозы 87,6 мГр/год.

Заключение

Таким образом, можно заключить, что на любом из этапов оценки радиационного риска для биоты, обитающей в экосистеме, сопряжённой с хранилищем РАО, существуют неопределённости в его оценке. Наибольшая неопределённость возникает на этапе выбора референтного вида живых организмов, но она может быть снижена при корректном выявлении дозовой зависимости и «удачном» выборе величины критической нагрузки. Можно предполагать, что выбор только одного референтного вида организмов прогнозирует возможность дальнейшего существования только популяции этого вида. Для оценки риска для целой экосистемы желательно использовать референтные показатели, отражающие жизнедеятельность как можно большей части сообщества, населяющего данную экосистему. Такой опыт у нас есть: мы его получили при оценке экологического риска для экосистемы малой реки, загрязнённой тяжёлыми металлами [3].

Исследования проводились при финансовой поддержке Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» (Государственный контракт № Н.46.43.9Б.14.1054).

Литература

1. **Башкин В.Н.** Экологические риски: расчёт, управление, страхование: учеб. пособие. М.: Высшая школа, 2007. 360 с.
2. **Данилин И.А., Сынзыныс Б.И., Козьмин Г.В., Ротт Г.М.** Экспериментальное обоснование нового метода биотестирования пресноводных водоемов по содержанию белков-металлотионеинов в органах и тканях двустворчатых моллюсков //Экология. 2002. № 5. С. 383-386.
3. **Рева Е.В., Мирзеабасов О.А., Лаврентьева Г.В., Рогуленко А.В., Сынзыныс Б.И.** Оценка экологического риска с помощью анализа критических нагрузок на водные экосистемы //Экология урбанизированных территорий. 2011. № 1. С. 78-85.
4. **Удалова А.А., Гераськин С.А., Алексахин Р.М., Киселев С.М.** Современные подходы к оценке радиационного воздействия на окружающую среду //Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2013. Т. 58, № 4. С. 23-33.
5. **Сынзыныс Б.И., Тянтова Е.Н., Мелехова О.П.** Экологический риск /под ред. Г.В. Козьмина. М.: Логос, 2005. 162 с.
6. **Лаврентьева Г.В., Бахвалов А.В., Момот О.А., Мирзеабасов О.А., Сынзыныс Б.И.** Выбор референтных организмов, определение критических нагрузок и оценка экологического риска для территории длительного хранения низкоактивных радиоактивных отходов: методическое пособие по курсу «Техногенные системы и экологический риск». Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2013. 32 с.
7. **Лаврентьева Г.В., Бахвалов А.В., Сынзыныс Б.И., Муллаярова Р.Р.** Технология оценки экологического риска для сухопутной экосистемы в условиях хронического радиоактивного загрязнения //Проблемы анализа риска. 2012. Т. 9, № 5. С. 30-43.
8. R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Электронный ресурс: <http://www.R-project.org>.
9. **Лаврентьева Г.В.** Радиоэкологическая диагностика территории размещения регионального хранилища радиоактивных отходов //Безопасность в техносфере. 2013. Т. 2, № 6(45). С. 14-19.
10. **Бахвалов А.В., Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И.** Биогеохимическое поведение ⁹⁰Sr в наземных и водных экосистемах //Биосфера. 2012. Т. 4. С. 206-216.
11. **Воробейчик Е.Л.** Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: дис. ... д-ра биол. наук. Екатеринбург, 2004. 362 с.
12. **Бахвалов А.В., Павлова Н.Н., Мирзеабасов О.А., Рассказова М.М., Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И., Глушков Ю.М.** Оценка экологического риска на основе анализа критических нагрузок на экосистему регионального хранилища радиоактивных отходов //Радиация и риск. 2012. Т. 21, № 4. С.41-50.
13. **Брем А.** Жизнь животных: Млекопитающие: Птицы: Рептилии: Земноводные: Рыбы: Насекомые. М.: Эксмо, 2002. 959 с.
14. **Васильева А.Н.** Оценка влияния регионального хранилища радиоактивных отходов на окружающую среду и население //Известия вузов. Ядерная энергетика. 2007. № 3. С. 65-73.
15. Ecological indicators for the environmental monitoring and assessment program /Ed.: Hansakar C.T. and Carpenter D.E. /EPA N 600/3-90/060 US, Research Triangle Park: EPA, 1990.
16. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 108. Environmental Protection: the concept and use of reference animals and plants //Annals of the ICRP. 2009. 251 p.
17. **Крышев И.И., Сазыкина Т.Г.** Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно-методических документов с учётом требований федерального законодательства и новых международных основных норм безопасности ОНБ-2011 //Радиация и риск. 2013. Т. 22, № 1. С. 47-61.

Uncertainties in assessing radiation ecological risk for biocenosis of the regional radioactive waste storage

Synzynys B.I., Mirzeabasov O.A., Lavrentyeva G.V., Shoshina R.R., Momot O.A.

OINPE MEFhI, Obninsk, Russia

Modern methodology of regulatory actions for radiation effects on biota or ecosystems is based on the postulate of the threshold impact of radiation on natural populations. This postulate has been used in this paper to assess the risk and to characterize uncertainties in risk assessment for biota found in the ecosystem adjacent to the regional radioactive waste storage. The aim of this paper is to characterize uncertainties in assessing radiation ecological risk in the "space" of each module of the risk assessment technology. The test object is the ecosystem of a regional radioactive waste storage: soil, vegetation – great nettle (*Urtica dioica*), mollusks – bush snail (*Bradybaena fruticum*). The external ^{90}Sr beta-radiation intensity from the own shell and from natural radionuclides in soil was calculated from Marinelli or Lvinger formulae. The technology of ecological risk assessment is presented as five modules: 1) selection of the ecosystem-receptor of radiation effects; 2) determination of reference species of living organisms and their survival indices; 3) the critical load as an absorbed dose rate is calculated from the dependence "the absorbed ^{90}Sr radiation dose rate – the coefficient of radioactive strontium accumulation in mollusk shells"; the critical dose rate is estimated as a median value of the obtained power functional dependence of accumulation coefficient on the exposure rate; 4) risk is assessed from a part of the ecosystem territory with increased mollusk loading; 5) uncertainties appeared at each stage of risk assessment are characterized. The values of critical loads on mollusk populations taken from other literature sources are used in uncertainty characterization. The R-Development software package has been used at all stages of risk assessment. Uncertainty of the first module of risk assessment results from the "assignment" of ecosystem boundaries for which the ecological risk is estimated. Uncertainties of the second module result from the choice of the reference species – mollusks (bush snail). These mollusks turned out to be most radiosensitive of the tested living organisms, however, the procedure of determining the critical load has some uncertainties. The risk value 90.1% is calculated from the obtained critical load 18.2 mGy/year. According to literature data, the critical load for all mollusks is 87.6 mGy/year and presupposes the risk load below the permissible value 5%. Hence, the greatest uncertainty appears at the stage of selecting reference species. It can be reduced by correct determination of the dose dependence for the most radiosensitive biological index. In this case the choice of one reference species of organisms forecasts the risk of existence for this population only but not the entire system.

Keywords: ecological risk, radiation risk, biota, biotope of the regional radioactive waste storage, ^{90}Sr , critical loads, uncertainty, great nettle *Urtica dioica*, bush snail (*Bradybaena fruticum*), the coefficient of radioactive strontium accumulation, β -radiation dose rate, The R-Development software package.

References

1. **Bashkin V.N.** *Jekologicheskie riski: raschet, upravlenie, strahovanie: Ucheb. posobie* [Ecological risks: assessment, management and insurance. Manual book]. Moscow, High school, 2007. 360 p.
2. **Danilin I.A., Synzynys B.I., Koz'min G.V., Rott G.M.** Jeksperimental'noe obosnovanie novogo metoda biotestirovaniya presnovodnyh vodoemov po sodержaniyu belkov-metallotioneinov v organah i tkanjah dvustvorchatyh molljuskov [Experimental verification of a new method for biotesting fresh water bodies by determining metallothionein contents in the organ and tissues of bivalve mollusks]. *Jekologija – Ecology*, 2002, no. 5, pp. 383-386.
3. **Reva E.V., Mirzeabasov O.A., Lavrentyeva G.V., Rogulenko A.V., Synzynys B.I.** Ocenka jekologicheskogo riska s pomoshh'ju analiza kriticheskikh nagruzok na vodnye jekosistemy [Ecological risk assessment using the research of critical loads on water ecosystem]. *Jekologija urbanizirovannyh territorij – Ecology of Urbanized Territories*, 2011, no. 1, pp. 78-85.

Synzynys B.I.* – Prof., D.Sc., Biol.; Mirzeabasov O.A. – Assoc. Prof., C. Sc., Tech.; Lavrentyeva G.V. – Assoc. Prof., C. Sc., Biol.; Shoshina R.R. – Post-Graduate Student; Momot O.A. – Assoc. Prof., C. Sc., Biol. OINPE MEFhI.

*Contacts: Studgorodok 1, Obninsk, Kaluga region, Russia, 249040. Tel.: (484) 393-72-12; e-mail: synzynys@obninsk.ru.

4. **Oudalova A.A., Geras'kin S.A., Alexakhin R.M., Kiselev S.M.** Sovremennye podhody k ocenke radiacionnogo vozdejstviya na okruzhajushhuju sredu [Current approach to environment radiation impact assessment]. *Medicinskaja radiologija i radiacionnaja bezopasnost' – Medical Radiology and Radiation Safety*, 2013, vol. 58, no. 4, pp. 23-33.
5. **Synzynys B.I., Tyantova E.N., Melehova O.P.** *Jekologicheskij risk* [Ecological risk]. Ed.: Koz'min G.V. Moscow, Logos, 2005. 162 p.
6. **Lavrentyeva G.V., Bakhvalov A.V., Momot O.A., Mirzeabasov O.A., Synzynys B.I.** *Vybor referentnyh organizmov, opredelenie kriticheskikh nagruzok i oценка jekologicheskogo riska dlja territorii dlitel'nogo hranenija nizkoaktivnyh radioaktivnyh othodov. Metodicheskoe posobie po kursu «Tehnogennnye sistemy i jekologicheskij risk»* [A choice of reference organisms, determination of critical loads and ecological risk assessment for low level radioactive waste storage. Manual book.]. Obninsk, OINPE MEFPhI, 2013. 32 p.
7. **Lavrentyeva G.V., Bakhvalov A.V., Synzynys B.I., Mullajarova R.R.** Tehnologija ocenki jekologicheskogo riska dlja suhoputnoj jekosistemy v uslovijah hronicheskogo radioaktivnogo zagrjaznenija [Technology of ecological risk assessment for terrestrial ecosystem under chronic radioactive pollution]. *Problemy analiza riska – Problems of Risk Analysis*, 2012, vol. 9, no. 5, pp. 30-43.
8. R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>.
9. **Lavrentyeva G.V.** Radiojekologicheskaja diagnostika territorii razmeshhenija regional'nogo hranilishha radioaktivnyh othodov [Radioecological analysis of the area of the storage of radioactive waste]. *Bezopasnost' v tehnosfere – Safety in Technosphere*, 2013. vol. 2, no. 6(45), pp. 14-19.
10. **Bakhvalov A.V., Lavrentyeva G.V., Synzynys B.I.** Biogeohimicheskoe povedenie ⁹⁰Sr v nazemnyh i vodnyh jekosistemah [Biogeochemical behavior of ⁹⁰Sr in terrestrial and water ecosystems]. *Biosfera – Biosphere*, 2012, vol. 4, pp. 206-216.
11. **Vorobeichik E.L.** *Jekologicheskoe normirovanie toksicheskikh nagruzok na nazemnye jekosistemy*. Diss. dokt. biol. nauk [Ecological standartization of terrestrial ecosystems technogenic pollution. Dr. biol. sci. diss.]. Ekaterinburg, 2004. 362 p.
12. **Bakhvalov A.V., Pavlova N.N., Mirzeabasov O.A., Rasskazova M.M., Lavrentyeva G.V., Synzynys B.I., Glushkov Ju.M.** Ocenka jekologicheskogo riska na osnove analiza kriticheskikh nagruzok na jekosistemu regional'nogo hranilishha radioaktivnyh othodov [Environmental risk assessment based on the analysis of critical loads of the ecosystem nearby the regional radioactive waste repository]. *Radiacija i risk – Radiation and Risk*, 2012, vol. 21, no. 4, pp. 41-50.
13. **Brem A.** *Zhizn' zhivotnyh: Mlekopitajushhie: Pticy: Reptilii: Zemnovodnye: Ryby: Nasekomye* [Life of animals: birds, reptiles, amphibian, insects]. Moscow, Eksmo, 2002. 959 p.
14. **Vasilyeva A.N.** Ocenka vlijanija regional'nogo hranilishha radioaktivnyh othodov na okruzhajushhuju sredu i naselenie [The regional radioactive waste storage impact assessment on the environment and population]. *Izvestija vysshih uchebnyh zavedenij. Jadernaja jenergetika – Nuclear Power. Proceedings of the universities*, 2007, no. 3, pp. 65-73.
15. Ecological indicators for the environmental monitoring and assessment program. Ed.: Hansakar C.T. and Carpenter D.E. EPA N 600/3-90/060 US, Research Triangle Park, EPA, 1990.
16. ICRP. International Commission on Radiological Protection. Publication 108. Environmental Protection: the concept and use of reference animals and plants. *Annals of the ICRP*, 2009. 251 p.
17. **Kryshev I.I., Sazykina T.G.** Radiacionnaja bezopasnost' okruzhajushhej sredy: neobhodimost' garmonizacii rossijskikh i mezhdunarodnyh normativno-metodicheskikh dokumentov s uchetom trebovanij federal'nogo zakonodatel'stva novyh mezhdunarodnyh osnovnyh norm bezopasnosti ONB-2011 [Radiation safety of the environment: request for harmonization of Russian and international regulation documents with consideration of Federal laws and new International Basic Safety Standards]. *Radiacija i risk – Radiation and Risk*, 2013, vol. 22, no. 1, pp. 47-61.