

УДК 504.054; 574

РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ: КРИТЕРИИ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ. ОПЫТ ПРАКТИЧЕСКОГО ПРИМЕНЕНИЯ ДЛЯ ОБЪЕКТОВ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ

И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина

ФГБУ «НПО «Тайфун»

Выполнен анализ принципов и критериев в области радиационной безопасности окружающей среды. Представлены примеры оценки воздействия радиационных объектов на дозы облучения биоты, включая районы АЭС, уранового рудника, хранилища радиоактивных отходов (водоем Карачай). Представлена оценка мощности дозы облучения референтных организмов в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш. Проанализированы проблемные вопросы концепции «защищен человек – защищена природа» в отношении ионизирующего излучения. Представлен пример гармонизации радиационно-гигиенического и экологического нормирования содержания радионуклидов в морских водах.

Ключевые слова: радиационная безопасность, окружающая среда, дозы облучения, биота, экологическое нормирование.

Целью безопасности при использовании атомной энергии является предотвращение негативного воздействия на здоровье человека и окружающую среду, на что ориентированы положения большого числа международных конвенций, документов МАГАТЭ и других организаций, эту же цель преследуют и регулирующие нормы отечественных законов, в том числе «Об использовании атомной энергии», «Об охране окружающей среды». В международных основных нормах безопасности [14] подчеркивается, что охрана окружающей среды от радиационного воздействия имеет важное значение для обеспечения устойчивого развития. Между тем, в отличие от радиационной безопасности человека, в области охраны окружающей среды в настоящее время отсутствуют нормативные документы, определяющие допустимые уровни радиационного

RADIATION SAFETY OF THE ENVIRONMENT: CRITERIA AND STANDARDS. EXPERIENCE OF PRACTICAL APPLICATION FOR AREAS OF NUCLEAR FACILITIES

I.I. KRYSHEV, T.G. SAZYKINA

Foundations and criteria for radiation safety of the environment are analysed. Examples of dose assessment for biota are presented for the areas of nuclear facilities in Russia, including nuclear power plants, uranium mine, and storage reservoir for liquid RW (water body Karachay). Dose assessment for reference biota, inhabiting the river system Techa-Iset-Tobol-Irtysh is performed. Problems of the general concept «human being is protected – environment is protected» are discussed for the case of ionizing radiation. Example is presented of harmonizing radiation hygienic and ecological safety requirements in developing regulations for permissible radionuclide activities in sea waters.

KEYWORDS: radiation safety, environment, exposure, biota, ecological regulation.

воздействия. Главными причинами этого являются методологические сложности создания системы экологического нормирования, отсутствие необходимого опыта в области разработки и апробации критериев радиационной безопасности окружающей среды.

Предметом настоящей статьи является анализ принципов и критериев радиационной безопасности окружающей среды, апробация их практического применения для оценки воздействия различных типов радиационных объектов на экологическую обстановку.

МЕТОДОЛОГИЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В основу обеспечения радиационной безопасности окружающей среды могут быть положены следующие принципы и методические подходы.

Эволюционная адаптация биосферы к радиационному фону. Ионизирующее излучение, возникающее при распаде радионуклидов, не является новым фактором в развитии биосферы. На протяжении всей эволюции живого вещества оно подвергалось воздействию облучения от естественных радионуклидов, рассеянных в земной коре, воде и атмосфере. Любой живой организм радиоактивен, так как во всякой живой ткани присутствуют в небольших количествах радиоактивные вещества. Поэтому кроме внешнего облучения, организмы облучаются также инкорпорированными радионуклидами источниками внутреннего облучения живого вещества.

ПРИНЦИП ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ПОРОГА

Методология ограничения радиационного воздействия на биоту основана на постулате порогового действия ионизирующего излучения. При этом рассматриваются детерминированные, а не стохастические эффекты, релевантными предложено считать следующие типы эффектов: увеличение заболеваемости, ухудшение репродуктивности, снижение продолжительности жизни.

Один из первых критериев в регламентации радиационного воздействия на биоту был предложен в работе [10]. Согласно этой работе, мощность дозы хронического облучения, при непревышении которой обеспечивается радиационная безопасность водной биоты, составляет 10 мГр/сут. В дальнейшем в качестве безопасного (порогового) уровня радиационного воздействия на биоту предлагалось использовать значения мощности дозы в диапазоне 1–10 мГр/сут [12]. В работе [16] на основе анализа обширного массива экспериментальных данных методами непараметрической статистики были определены пороговые уровни обнаружения детерминированных радиационных эффектов у позвоночных видов при хроническом низкоионизирующем облучении, составившие величину порядка 1 мГр/сут.

Принцип толерантности. В соответствии с законом толерантности, сформулированным в 1913 г. В. Шелфордом [7], любые организмы способны к существованию только в некотором интервале того или иного фактора окружающей среды. При этом существует экологический минимум и экологический максимум в отношении фактора окружающей среды (например, температуры), диапазон между этими двумя величинами называют пределом толерантности. Для ионизирующей радиации нижний предел толерантности совпадает с природным радиационным фоном, снижение облучения организмов ниже природного фона приводит к негативному воздействию на организмы, что подтверждается экспериментально [13]. Облучение организмов дозой, заметно превышающей природный радиационный фон, также воздействует негативно. Другими словами, реальная опасность ио-

низирующей радиации определяется дозой: если доза облучения выходит за пределы толерантности, такое облучение может быть источником радиационного риска; если доза находится в пределах интервала толерантности, то такое облучение является экологически безопасным для организма в силу его эволюционной адаптации к этой дозе, и изменениям природного радиационного фона.

Принцип презумпции антропогенной опасности ионизирующей радиации. В.И. Вернадский еще в 1922 г. в Предисловии к своей книге «Очерки и речи» предостерегал о возможной разрушительной силе атомной энергии: «Мы подходим к великому перевороту в жизни человечества, с которым не могут сравниться все им ранее пережитые. Недалеко время, когда человек получит в свои руки атомную энергию, такой источник силы, который даст ему возможность строить свою жизнь, как он захочет... Сумеет ли человек воспользоваться этой силой, направить ее на добро, а не на самоуничтожение? Дорос ли он до умения использовать ту силу, которую неизбежно должна дать ему наука?» Об этой же проблеме в 1935 г. в своей Нобелевской лекции говорил выдающийся французский ученый Фредерик Жолио-Кюри, отметивший, что при осуществлении процессов высвобождения ядерной энергии, должны быть приняты необходимые меры предосторожности.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ

В качестве методологической основы экологического нормирования используются концепции экоцентризма и антропоцентризма. На практике необходимо развитие эколого-антропоцентрического подхода к экологическому нормированию, в соответствии с которым в первую очередь должно быть обеспечено существование благоприятной для человека среды обитания с устойчивым функционированием экосистем. Существенно, что антропоцентризм совместим как с экоцентрическим, так и технократическим императивами. Потребность человека в окружающей среде хорошего качества является такой же существенной потребностью, как потребность в пище, энергии и т.д.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИАЦИОННЫХ ОБЪЕКТОВ НА ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ БИОТЫ

В штатных условиях эксплуатации объектов использования атомной энергии дозы облучения организмов биоты оказываются, как правило, существенно ниже экологически безопасных уровней (табл. 1) [2].

При радиационных авариях, сопровождающихся поступлением радионуклидов в окружающую среду, а также на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате прошлой деятельности предприятий ядерного комплекса, дозы облучения замет-

но возрастают и могут значительно превышать дозы облучения человека.

Ниже представлены примеры оценки мощности дозы облучения объектов биоты на участках с повышенными уровнями радиоактивного загрязнения окружающей среды на территории Приаргунского производственного горно-химического объединения, вблизи хранилища радиоактивных отходов (водоем Карачай), а также для Об-Иртышской речной системы.

ОЦЕНКА ДОЗЫ НА БИОТУ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ ПРИАРГУНСКОГО ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО ОБЪЕДИНЕНИЯ

ОАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» (далее – ППГХО) является основным уранодобывающим предприятием нашей страны и одним из крупнейших в мире поставщиком природного урана. Предприятие расположено в юго-восточной части Забайкальского края в 18–20 км восточнее г. Краснокаменска. Оно добывает и перерабатывает урановую руду и производит концентрат природного урана. После 1997 г. руда добывается подземным способом. До этого времени часть руды добывалась открытым способом. Основными источниками радиоактивного загрязнения окружающей среды являются урановые рудники, карьеры, хвостохранилища, гидрометаллургический завод, а также выбросы Краснокаменской ТЭЦ, которая использует бурые угли Уртуйского месторождения, содержащие радионуклиды естественного происхождения.

НАЗЕМНАЯ БИОТА

Консервативно оценка дозовых нагрузок на наземную биоту выполнялась для территории вблизи уранового рудника, где наблюдаются наиболее высокие уровни загрязнения естественными радионуклидами. При выборе референтных организмов учитывалась специфика радиационного воздействия на организмы, в том числе повышенное содержание радона в подземных убежищах животных. В качестве референтных для оценки мощности дозы были выбраны следующие организмы [3]:

- мелкие норные грызуны – полевки;
- монгольский сурок тарбаган (*Marmota sibirica*) как норное животное, проводящее зимнее время в норе в спячке;
- почвенные черви, мягкие личинки жуков, обитающие в почве;
- травянистая степная растительность.

Дозы облучения объектов наземной биоты оценивались по методикам [11, 12] в предположении постоянного нахождения организмов в непосредственной близости от рудника. Рассчитывались следующие компоненты дозы: внутреннее облучение от инкорпорированных радионуклидов, внешнее облучение от почвы, ингаляция радона (для млекопитающих).

И. И. КРЫШЕВ, Т. Г. САЗЫКИНА
РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ: КРИТЕРИИ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ. ОПЫТ ПРАКТИЧЕСКОГО ПРИМЕНЕНИЯ ДЛЯ ОБЪЕКТОВ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ

ТАБЛИЦА 1.

Мощность дозы техногенного облучения организмов в регионах АЭС

Группа организмов	Нормальные условия эксплуатации АЭС, мГр/год	Радиационная авария (район Чернобыльской АЭС, 1986 г.), Гр
Человек	0,001–0,01*	0,03–0,25
Рыба	0,01–0,05	2–5
Сосна	0,004–0,02	10–100
Мыши	0,004–0,01	10–100
Моллюски	0,01–0,4	2–8
Водоросли	0,03–0,1	1–10

Примечание: * – м³в/год

ТАБЛИЦА 2.

Средние уровни содержания естественных радионуклидов вблизи уранового рудника ППГХО, Бк/кг сухой массы

Радионуклид	Почва, Бк кг ⁻¹	Растительность, Бк кг ⁻¹
²³⁸ U	125±40	19±6
²²⁶ Ra	72±25	н/д
²³² Th	48±4	н/д
⁴⁰ K	672±30	148±51

Данные наблюдений о содержании естественных радионуклидов в почве и растительности вблизи уранового рудника, использованные при оценках доз, приведены в табл. 2. Содержание ²²²Rn в приземном воздухе вблизи уранового рудника оценивали расчетным путем и принимали равным 550 Бк/м³ (в 10 м от источника выбросов), в подземных норах – 10 кБк/м³.

Согласно расчетным оценкам, мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты вблизи уранового рудника ниже экологически безопасных уровней облучения (БУОБ) (табл. 3).

Максимальная мощность дозы облучения характерна для монгольского сурка тарбагана – 0,12 мГр/сут, или 45 мГр/год, что фактически в 10 раз ниже порога экологически безопасного уровня облучения для млекопитающих. Основной вклад в эту дозу вносит ингаляция радона. Мощность дозы внешнего облучения референтных организмов наземной биоты значительно ниже по сравнению с внутренним облучением. Для почвенных беспозвоночных (дождевой червь) основной вклад во внутреннее облучение вносят ²²⁶Ra и ²³²Th, а для травянистой растительности – ²²⁶Ra и ²³⁸U.

Поскольку территория в непосредственной близости от рудников является малой частью естественного ареала обитания локальных популяций организмов, можно сделать вывод, что на популяционном уровне влияние радиационного фактора на биоту при добыче урана незначительно.

ТАБЛИЦА 3.

Мощности дозы облучения референтных организмов биоты вблизи уранового рудника ППГХО, мГр/сут

Референтные организмы	Внешнее облучение	Внутреннее облучение (без радона)	Внутреннее облучение (от радона)	Суммарная мощность дозы (округленно)	БУОБ
Мышь-полевка	0,001	0,01	0,0072	0,018	1
Сурок тарбаган	0,0014	0,01	0,11	0,12	1
Почвенный червь	0,0016	0,0052	–	0,007	1
Трава	0,0006	0,0221	–	0,023	10

Примечание: при оценке дозы внутреннего облучения биоты от α -излучателей принят взвешивающий коэффициент 10

Водная биота. Мощности дозы облучения водной биоты рассчитывали для нескольких водных объектов в районе расположения ППГХО: карьера ПГС-2, резервного водохранилища системы Умыкеевских озер и озера Ланцово, наиболее загрязненных радионуклидами. Удельные активности естественных радионуклидов в воде этих водных объектов представлены в табл. 4 [8].

В качестве референтных были выбраны организмы с разными типами обитания и накопления радионуклидов: двустворчатый моллюск, водные личинки насекомых, рыба, зоопланктон. Расчетные мощности дозы для водной биоты, обитающей в радиационно загрязненных водоемах в районе расположения ППГХО, представлены в табл. 5.

Наибольшие уровни хронического облучения характерны для водных беспозвоночных. Основной вклад в дозу у этих референтных организмов вносят ^{210}Po и ^{226}Ra . Мощности дозы облучения рыбы значительно ниже облучения моллюсков и других водных беспозвоночных. Для рыб наибольший вклад в мощность дозы дают ^{238}U и ^{230}Th .

Согласно представленным оценкам, уровни облучения референтных организмов водной биоты в наиболее радиационно загрязненных водных объектах в пределах СЗЗ ППГХО остаются ниже пороговых уровней появления детерминированных эффектов ионизирующей радиации. За пределами СЗЗ ППГХО мощности дозы облучения организмов биоты не отличаются от фоновых уровней.

Для более точных оценок дозы облучения биоты и выявления возможных радиационных эффектов целесообразно проводить систематический радиоэкологический мониторинг, включая исследования возможного влияния на биоту, обусловленного химической токсичностью урана и других элементов.

ХРАНИЛИЩЕ РАО (ВОДОЕМ КАРАЧАЙ)

Водоем Карачай расположен на территории промплощадки ПО «Маяк», в естественном состоянии представлял собой мелководный заболоченный водоем средней глубиной 0,8–0,9 м и площадью

0,26–0,28 км². Карачай используется в качестве накопителя жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» с 1951 г. Суммарная активность радионуклидов, накопленных в водоеме, составляет $4,5 \times 10^{18}$ Бк. Этот водоем является потенциально опасным источником радиоактивного загрязнения окружающей территории, воздушной среды, грунтовых и подземных вод. В результате работ по ликвидации водоема площадь его зеркала уменьшилась в 3 раза. Максимальное снижение потенциального риска, обусловленного радиоактивным загрязнением водоема Карачай, является в на-

ТАБЛИЦА 4.

Среднегодовые объемные активности радионуклидов в воде открытых водоемов в районе ППГХО

Радионуклид	Среднее значение*, Бк/л	Доверительный интервал, Бк/л	УВ по НРБ-99/2009, Бк/л
^{210}Pb	0,26	0,19 – 0,32	0,5
^{210}Po	0,16	0,13 – 0,19	0,66
^{226}Ra	0,13	0,05 – 0,19	0,12
^{230}Th	0,33	0,20 – 0,45	0,20
У-ест.	3,10	0,87 – 5,32	3,1

Примечание: * усреднено для следующих открытых водоемов: система Умыкеевских озер, резервное водохранилище, карьер ПГС-2, оз. Ланцово

ТАБЛИЦА 5.

Мощности дозы хронического облучения референтных организмов водной биоты в загрязненных водных объектах в районе расположения ППГХО, мГр/сут

Референтные организмы	Мощность дозы	БУОБ
Моллюск двустворчатый	5,3	10
Рыба	0,16	1
Водные личинки насекомых	2,9	10
Зоопланктон	4,2	10

стоящее время одной из основных природоохранных задач на территории Уральского региона.

В качестве исходных данных для оценки мощности дозы облучения организмов биоты в районе расположения водоема Карачай, использовались данные радиационного мониторинга за содержанием радионуклидов в почве прибрежной территории [5]. Радиоактивное загрязнение почвы вблизи водоема характеризуется значительной неоднородностью. Диапазоны изменений содержания радионуклидов в почве составляют (в Бк/г воздушно-сухой массы): ^{90}Sr , 2-3000; ^{137}Cs , 1-10000; Рц, 0,1-8. С учетом пространственной неоднородности загрязнения почвы, оценки удельной активности радионуклидов в организмах биоты рассчитывались для различных участков загрязненной территории, по которым имелись данные о содержании техногенных радионуклидов в почве. Величины коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в референтные организмы взяты из публикаций [11, 12].

В силу существенной неоднородности радиоактивного загрязнения прибрежной территории, мощности дозы облучения референтных организмов в районе расположения водоема Карачай изменяются в широких пределах и составляют: дождевой червь 0,01 – 75 мГр/сут; мышь 0,2–210 мГр/сут; утка 0,1–72 мГр/сут; лягушка 0,1 – 100 мГр/сут; насекомое летающее 0,02–77 мГр/сут; змея/уж 1–340 мГр/сут; трава 0,02–52 мГр/сут; дерево/сосна 0,05–43 мГр/сут (табл. 6). Основной вклад в эти мощности дозы вносят ^{137}Cs и ^{90}Sr . Вклад изотопов плутония менее значителен даже с учетом более высокого значения взвешивающего коэффициента для альфа-излучателей, выбранного равным 10. Частота превышения экологически безопасного уровня облучения референтных организмов на рассмотренных площадках, определяемая как отношение числа площадок с превышением БУОБ к общему числу обследованных площадок, изменяется в пределах 0,24 (трава) – 0,94 (змеи и ужи). Более высокие значения этой величины характерны для животных организмов по сравнению с растениями.

В работе [4] предложена методика оценки ущерба от радиационного воздействия на биоту в случае превышения безопасных уровней облучения (БУОБ) организмов фауны и флоры. При оценке ущерба делается консервативное предположение об уничтожении организмов при превышении БУОБ на участке повышенного радиоактивного загрязнения. Расчет ущерба от потенциальной гибели объектов живой природы производится в соответствии с законодательством об охране окружающей среды и установленными в нормативных документах расценками. Согласно расчетным оценкам величина ущерба от радиационного воздействия на биоту прибрежной территории водоема Карачай составляет 39–65 млн рублей [5].

И. И. КРЫШЕВ, Т. Г. САЗЫКИНА
РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ: КРИТЕРИИ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ. ОПЫТ ПРАКТИЧЕСКОГО ПРИМЕНЕНИЯ ДЛЯ ОБЪЕКТОВ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ

РЕЧНАЯ СИСТЕМА ТЕЧА-ИСЕТЬ-ТОБОЛ-ИРТЫШ

В реку Теча, которая является частью гидрологической системы Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь, принадлежащей бассейну Карского моря, было сброшено значительное количество радиоактивных веществ, особенно в ранний период эксплуатации ПО «Маяк» (1949–1956 гг.). Согласно данным радиационного мониторинга в воде реки Теча вплоть до настоящего времени наблюдается превышение уровня вмешательства (УВ по НРБ-99/2009) для удельной активности ^{90}Sr . Для трития, удельные активности в воде реки Теча ниже УВ в 30–90 раз, для ^{137}Cs – в 20–40 раз, для плутония – в 1800–13000 раз. Удельная активность трития и ^{137}Cs в речной воде превышает фоновый уровень в основном в реках Теча и Исеть, а на остальной части речной системы не отличается от регионального фона. Удельная активность плутония превышает фоновый уровень только в воде реки Теча. Вместе с тем наблюдается превышение фонового уровня ^{90}Sr в речной воде на обширном участке речной системы протяженностью более 1000 км, вплоть до впадения Иртыша в реку Обь [6]. Причиной образования этого «стронциевого» следа является прошлая деятельность ПО «Маяк».

Для оценки радиоэкологического состояния рассматриваемой речной системы в качестве референтного вида биоты была выбрана популяция шуки *Esox lucius*, оценки суммарной мощности дозы облучения которой представлены в табл. 7.

Согласно расчетным оценкам, для популяции шуки не превышает величина БУОБ на всем протяжении «стронциевого» следа. Наиболее высокие уровни мощности дозы для шуки имеют место в верховьях Течи (0,3 мГр/сутки), в устье Течи они снижаются в 50 раз, в Исети – в 330 раз, Тоболе – в 3000 раз и Иртыше – более чем в 5000 раз, по сравнению с дозами в верховьях Течи.

ТАБЛИЦА 6.

Обобщенные оценки мощности дозы облучения референтных организмов в районе расположения водоема Карачай

Референтные организмы	Мощность дозы, мГр/сут	Частота превышения экологически безопасного уровня облучения
Дождевой червь	0,01 – 75	53%
Мышь	0,2 – 210	82%
Утка	0,1 – 72	65%
Лягушка	0,1 – 100	82%
Насекомое летающее	0,02 – 77	59%
Змея/уж	1 – 340	94%
Трава	0,02 – 52	24%
Дерево/сосна	0,05 – 43	29%

Для внутреннего облучения основными дозобразующими радионуклидами являются ^{90}Sr и ^{137}Cs . В большинстве случаев вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения щуки являлся более значимым по сравнению с ^{137}Cs . Для внешнего облучения основной вклад в техногенную дозу дает ^{137}Cs . За исключением реки Течи в остальных участках речной системы мощность дозы облучения щуки увеличивается с переходом на более позднюю стадию онтогенеза, т.е. в ряду икра – личинки – мальки – неполовозрелые и половозрелые взрослые особи. В верховьях Течи основной вклад в облучение щуки на всех стадиях ее онтогенеза вносят внешние источники облучения – от загрязненных донных отложений и водных растений.

О «ПОСТУЛАТЕ»: ЗАЩИЩЕН ЧЕЛОВЕК – ЗАЩИЩЕНА ПРИРОДА

Различия в дозах облучения человека и биоты.

Существует мнение, согласно которому радиационная защита людей будет достаточной и для защиты других видов организмов, хотя и не обязательно отдельных особей видов. С точки зрения эколога такой подход некорректен, поскольку в нем не учитываются различия в условиях местообитания и дозе облучения человека и других живых организмов. При одинаковых дозовых нагрузках радиационная защита человека (как одного из самых радиочувствительных организмов), вероятно, будет достаточной для защиты других видов. Однако в ряде случаев при радиоактивном загрязнении окружающей среды другие организмы получают по сравнению с человеком более высокие дозы облучения [1, 2]. Различия в дозах облучения человека и других видов наиболее заметно проявляются при радиационных авариях, сопровождающихся поступлением радионуклидов в окружающую среду, на территориях подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате прошлой деятельности предприятий ядерного комплекса, в местах расположения хранилищ радиоактивных отходов.

Различия в парадигмах радиационной безопасности (пороговое и беспороговое действие ионизирующего излучения). Следует также отметить, что

ограничение радиационного воздействия на человека и биоту основано на существенно различающихся парадигмах. Для обеспечения радиационной безопасности человека используются очень жесткие нормативы, базирующиеся на допущении стохастического беспорогового действия ионизирующего излучения. При таком консервативном допущении, ставится задача обеспечения безопасности для каждого индивидуума человеческой популяции во всех условиях потенциального воздействия на него ионизирующего излучения искусственного или природного происхождения. Для обеспечения радиационной безопасности биоты предлагается использовать принцип порогового действия ионизирующего излучения.

Экологическое и радиационно-гигиеническое нормирование. Возникает вопрос: могут ли быть гармонизированы столь различающиеся методологические подходы в рамках единой системы обеспечения радиационной безопасности человека и биоты. Такая гармонизация возможна при разработке нормативов содержания радионуклидов в компонентах природной среды с учетом соблюдения дозовых пределов для человека и экологически безопасных уровней облучения референтных объектов биоты. При этом в качестве единого норматива содержания радионуклидов в компонентах природной среды (атмосферный воздух, вода, почва и др.) выбирается наиболее консервативный норматив, удовлетворяющий как радиационно-гигиеническим, так и экологическим требованиям.

Практические примеры реализации такого подхода в отношении единого нормирования содержания радионуклидов в морских водах по радиационно-гигиеническому и радиоэкологическому критериям представлены в работах [9, 15]. Расчет контрольных концентраций отдельного радионуклида в морской воде проводится по каждому критерию (радиационно-гигиеническому и экологическому) отдельно. Рассчитанные по каждому критерию контрольные концентрации сравниваются между собой. В качестве допустимой контрольной концентрации для данного радионуклида выбирается наименьшее значение из значений, полученных по разным критериям (табл. 8).

ТАБЛИЦА 7.

Оценки мощности дозы облучения щуки на разных стадиях онтогенеза в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш, мГр/сут

Река	Икра	Личинки	Мальки	Взрослые неполовозрелые	Взрослые половозрелые
Теча (верховье)	$7,7 \times 10^{-3}$	$3,1 \times 10^{-1}$	$3,1 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$2,8 \times 10^{-1}$
Теча (устье)	$4,4 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$4,2 \times 10^{-3}$	$5,8 \times 10^{-3}$
Исеть	$1,1 \times 10^{-3}$	$4,2 \times 10^{-4}$	$5,6 \times 10^{-4}$	$7,3 \times 10^{-4}$	$9,0 \times 10^{-4}$
Тобол	$1,2 \times 10^{-4}$	$5,4 \times 10^{-5}$	$6,9 \times 10^{-5}$	$8,6 \times 10^{-5}$	$9,9 \times 10^{-5}$
Иртыш	$5,0 \times 10^{-5}$	$4,1 \times 10^{-5}$	$4,7 \times 10^{-5}$	$5,3 \times 10^{-5}$	$5,5 \times 10^{-5}$

ТАБЛИЦА 8.

Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде по радиационно-гигиеническому и экологическому критериям, Бк/л

Радионуклид	Радиационно-гигиенический критерий	Экологический критерий	Рекомендованная контрольная концентрация
^3H	87 000	12 000 000	87 000
^{60}Co	0,63	0,21	0,21
^{89}Sr	180	40 000	180
^{90}Sr	17	20000	17
^{106}Ru	19	9,3	9,3
^{129}I	1,6	1 100	1,6
^{131}I	8,0	410	8,0
^{137}Cs	1,2	66	1,2
^{144}Ce	1,9	0,25	0,25
^{238}U	27	1700	27
$^{239,240}\text{Pu}$	0,061	34	0,061

Для большинства из рассмотренных в таблице 9 радионуклидов (^3H , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{129}I , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{238}U , $^{239,240}\text{Pu}$), радиационно-гигиенические критерии для морской среды оказываются более жесткими, по сравнению с экологическими. Для некоторых радионуклидов (^{60}Co , ^{106}Ru , ^{144}Ce), характеризующихся высокими коэффициентами накопления в биоте или донных отложениях, более жесткими являются экологические критерии. Критическими группами морских организмов для большинства радионуклидов являются рыбы и моллюски. В целом, предложенные величины контрольных концентраций радионуклидов в морской воде, обеспечивающие радиационную безопасность населения, удовлетворяют также и условиям радиоэкологической безопасности морской флоры и фауны. Реальные уровни содержания радионуклидов в морских водах (^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и др.) в 102–104 раз ниже по сравнению с контрольными концентрациями.

Ионизирующее излучение и нерадиационные факторы. Необходимо подчеркнуть, что постулат «защищен человек – защищена природа» не выполняется для многих нерадиационных факторов воздействия на окружающую среду (загрязнение окружающей среды вредными химическими веществами, кислотные дожди, тепловое загрязнение и др.). Выделять ионизирующую радиацию в особую «не воздействующую на природную среду» категорию, если соблюдены условия обеспечения безопасности человека, представляется некорректным. Маловероятно, что общественное мнение примет столь спорный тезис, имевший место только для ионизирующего излучения, и не выполняющийся для большинства промышленных загрязнителей.

ЭТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ

Следует также учитывать нравственно-этическую сторону проблемы. Именно человек является единственным на планете видом, способным видеть мир не только с точки зрения своего вида, но и с учетом существования всех других видов биосферы. Необходима гармонизация отношений человека с другими видами биосферы в условиях техногенного использования атомной энергии, а не провозглашение спорного постулата «защищен человек – защищена природа».

ЮРИДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

И последнее замечание по данному вопросу. В международных основных нормах безопасности [14] содержится рекомендация о необходимости подтверждать (а не исходить из предположения), что окружающая среда защищена от промышленного радиационного воздействия.

ЛИТЕРАТУРА

1. АЛЕКСАХИН Р.М., БУДАКОВ Л.А., ГУБАНОВ В.А., ДРОЖКО Е.Г., ИЛЬИН Л.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. М.: ИздАТ, 2001. 732 с.
2. КРЫШЕВ И.И., РЯЗАНЦЕВ Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАТ, 2010. 496 с.
3. КРЫШЕВ И.И., САЗЫКИНА Т.Г., КРЫШЕВ А.И., БОБОШКО В.И., ФРАНЦЕВ В.Н., ЕРМАКОВА М.А. Влияние радиоактивных выбросов уранодобывающего и перерабатывающего производств ОАО «ППГХО» на население и биоту. Атомная энергия, 2012. Т. 113, № 3. С. 173–177.

4. **Крышев И.И., Курьндина Л.А., Линге И.И.** Оценка ущерба окружающей среде при использовании атомной энергии. Атомная энергия, 2014. Т. 117, № 3. С. 159–164.
5. **Линге И.И., Ведерникова В.В., Уткин С.С., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. и др.** Оценка ущерба от радиационного воздействия на окружающую среду в районе расположения водоема Карачай. Вопросы радиационной безопасности, 2014, № 2. С. 34–42.
6. **Никитин А.И., Крышев И.И., Чумичев В.Б., Крышев А.И., Валетова Н.К. и др.** Радиоэкологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы. Сборник материалов международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы» (Москва, 3–5 июня 2008 г.). С. 151–167.
7. **Одум Ю.** Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
8. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2014. 357 с.
9. **Сазыкина Т.Г., Крышев И.И.** Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учетом гигиенических и радиоэкологических критериев. Атомная энергия, 1999. Т. 87, № 4. С. 302–307.
10. **Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms.** NCRP Report N 109, Bethesda, Maryland, USA, 1991. 115 p.
11. **Effects of radiation on the environment.** UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E. Effect of ionizing radiation on non-human biota. United Nations, New York, 2011. 164 p.
12. **Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants.** ICRP Publication 108. Annals of the ICRP, 2008. 251 p.
13. **PLANEL H., SOLEILHAVOUP J.P., TUXADOR R., CROUTE F. and Richoilley, G.** Paramecium aurelia as a cellular model used for studies of the biological effects of natural ionizing radiation // Methodology for assessing impacts of radioactivity on aquatic ecosystems. Vienna: IAEA, 1979. Tech. rep. ser. N 190. P. 335–346.
14. **Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, IAEA Safety Standards Series No. General Safety Requirements, Part 3. No GSR-3, IAEA, Vienna, 2014.** 471 p.
15. **SAZYKINA T.G., KRYSHEV I.I.** Methodology for radioecological assessment of radionuclides permissible levels in the seas-protection of human and marine biota. Radioprotection-Colloques, 2002, V. 37. C1-899-C1-902.
16. **SAZYKINA T.G., KRYSHEV A.I., SANINA K.D.** Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures. Radiation and Environmental Biophysics, 2009, 48 (4), P. 391–404.

Крышев Иван Иванович,
д.ф.-м.н., профессор, г.н.с. ФГБУ «НПО «Тайфун»

Сазыкина Татьяна Григорьевна,
д.ф.-м.н., в.н.с. ФГБУ «НПО «Тайфун»

☎ 249038, Калужская обл., Обнинск, ул. Победы, д. 4,
тел.: +7 (484) 39 71689, e-mail: kryshev@rpatyphoon.ru