

## ИСКУССТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ КАК НОВЫЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ФАКТОР ВОДНОЙ СРЕДЫ

И. А. Шеханова

Большинство естественных радиоактивных элементов возникло до зарождения жизни на Земле и способствовало эволюции живых существ. Так, В. И. Вернадский полагал, что жизнь в биосфере исходит из двух главных источников энергии — из солнечного излучения и из атомной радиоактивной энергии (Вернадский, 1954). Пятьсот миллионов лет назад в период возникновения на Земле первых живых существ уровень радиации был значительно выше, чем в настоящее время. Ядерная энергия изменяла структуру макромолекул первичных живых организмов. Являясь мощным мутагенным фактором, она сыграла важную роль в эволюции жизни.

Благодаря радиоактивному распаду уровень ядерной радиации на Земле постепенно снижался. В периоды эволюционного развития современных форм жизни радиоактивный фон нашей планеты стабилизировался и в последние сотни тысяч лет он стал относительно невысоким и постоянным. Радиоактивный фон складывается из солнечной радиации, естественных радиоактивных веществ и космических лучей большой энергии (Раевский, 1959; Барабой, Киричинский, 1972).

Таким образом, все живые существа на Земле в течение своей жизни подвергаются воздействию различных видов естественного излучения. Следовательно, природные лучевые нагрузки можно отнести к постоянно действующим факторам внешней среды, к которым у животных и растений в течение длительной эволюции выработалась соответствующая радиорезистентность. Вполне вероятно, что природные ионизирующие излучения являются одним из факторов внешней среды и необходимы организму для нормального функционирования. Стабильностью природных лучевых нагрузок можно объяснить тот факт, что у современных животных и растений в процессе эволюции не развились специальные органы восприятия ядерных излучений, как это произошло, например, с рецепторами на видимый свет, интенсивность которого постоянно меняется.

В водной среде содержатся практически все естественные радиоактивные элементы, однако ведущее значение в формировании природной радиоактивности как неорганических компонентов гидросферы, так и тканей живых существ принадлежит  $K^{40}$  (Шведов, Патин, 1968; Перцов, Прохорычева, Соховишин, 1972). Концентрация его в смеси изотопов калия всегда постоянна и соответствует 0,0119%. В 1 г соли океанической воды содержится 11,1 мг калия, отсюда природная удельная активность 1 г морской соли за счет содержания в ней  $K^{40}$  будет состав-

лять  $9,6 \cdot 10^{-12}$  Ки\*. В зависимости от солености легко рассчитать уровень природной радиоактивности воды. В океане при солености 35‰ удельная радиоактивность воды по  $K^{40}$  составляет  $3,7 \cdot 10^{-10}$  Ки/л. В пресных водоемах содержание калия сильно колеблется в зависимости от степени минерализации воды, но в среднем оно примерно в 100 раз меньше, чем в морской воде. Активность пресной воды по  $K^{40}$  составляет около  $3,5 \cdot 10^{-12}$  Ки/л.

Различные виды морских и пресноводных рыб содержат от 25 до 3,5 г общего калия на 1 кг сырой массы мышечной ткани (Будагян, 1961). Отсюда расчетная  $\beta$ -активность мышц рыбы за счет  $K^{40}$  составляет в среднем  $2,5 \cdot 10^{-9}$  Ки на 1 кг сырого вещества, что создает дозую нагрузку на мышцы порядка  $10^{-4}$  рад в сутки\*\*. Можно предположить, что эту дозовую нагрузку следует принимать за физиологическую норму, к которой рыбы приспособились в процессе эволюции.

Начиная с 1954 г., радиоактивный фон на Земле стал изменяться за счет появления в биосфере радиоактивных веществ искусственного происхождения. Возникла проблема глобального радиоактивного загрязнения окружающей среды. Искусственные радионуклиды стали новым, созданным в результате деятельности человека (антропогенным) фактором внешней среды.

Особое место в проблеме глобального распространения в биосфере искусственных радионуклидов занимают вопросы радиоактивного загрязнения водной среды, так как именно в Мировом океане сосредотачиваются в конечном счете радиоактивные вещества искусственного происхождения. Известно (Поликарпов, 1964; Шведов, Патин, 1968; Патин, 1970), что основная масса продуктов ядерных взрывов, проведенных до подписания Московского договора, которая выпала на поверхность Земли, находится в морях и океанах в результате того, что в воду выпадает осадков в 2 раза больше, чем на сушу, а водная поверхность занимает около 70% общей поверхности земного шара. В морях и океанах находится сейчас свыше 85% от общего количества продуктов ядерных взрывов. Выпадение их на земную поверхность продолжается и будет продолжаться еще в течение длительного времени. Наибольшую опасность представляют долгоживущие осколочные продукты —  $Cs^{137}$  с периодом полураспада 33 года и  $Sr^{90}$  с периодом полураспада 28 лет. Кроме того, радиоактивное загрязнение водной среды может происходить за счет сброса в моря и океаны отходов атомной промышленности.

В последние годы наблюдается тенденция к локализации осколочных радионуклидов в водоемах, имеющих слабый водообмен с океанами. Так, в Черном и Балтийском морях с 1959 по 1968 г. уровень радиоактивности возрос от  $0,1 \cdot 10^{-12}$  до  $0,9—1,0 \cdot 10^{-12}$  Ки/л, т. е. почти в 10 раз (Поликарпов, 1970).

Растворенные в воде искусственные радионуклиды усваиваются гидробионтами, в частности рыбами, двумя путями: по пищевой цепи и непосредственно из воды в процессе минерального обмена. Наиболее опасны в биологическом отношении  $Sr^{90}$  и  $Cs^{137}$ . Являясь аналогами биогенных элементов кальция и калия, они в больших количествах концентрируются в организме рыб. В период эмбрионального и раннего постэмбрионального развития рыбы усваивают их только из воды (Шеханова, 1967). После перехода рыб на активное питание основное количество минеральных веществ поступает в организм из кормов и

\* В системе СИ 1 Ки (кюри) =  $3,7 \cdot 10^{10}$  расп. с<sup>-1</sup>.

\*\* В системе СИ 1 рад = 0,01 Дж/кг; рад/ч =  $2,77778 \cdot 10^{-6}$  Вт/кг.

частично из воды. Особенно много неорганических веществ, в частности кальция и его аналога — стронция, усваивается из воды в период закладки и формирования скелетных элементов или при недостатке минеральных веществ в кормах (Богоявленская, 1959). В большой степени усвоение растворенных веществ зависит от уровня минерализации воды. Пресноводные рыбы накапливают значительно больше радионуклидов, чем морские. Например, коэффициент накопления в мышцах рыб естественного радионуклида  $K^{40}$  из морской воды равен 10, а из пресной воды в 100 раз больше.

Количество радионуклидов, усвоенных рыбами, значительно превышает их количество в воде. Например, при концентрации в воде  $Si^{90}$   $1 \cdot 10^{-12}$  Ки/л в организме рыб его оказывается  $1 \cdot 10^{-10}$  —  $1 \cdot 10^{-9}$  Ки/кг сырого вещества. При этом формируется дозовая нагрузка, соизмеримая с природной. При повышении содержания радионуклидов в среде радиоактивность рыб также возрастает, увеличивается по сравнению с природной дозовая нагрузка. Резко повышается концентрация искусственных радионуклидов в воде при аварийных ситуациях и в местах открытого слива радиоактивных отходов в естественные водоемы. Советский Союз неоднократно выступал и продолжает выступать с предложениями о полном запрещении сброса в водоемы отходов атомной промышленности. Конференцией ООН по среде, окружающей человека, состоявшейся в июне 1972 г. в Стокгольме, предусматривается запрещение слива в открытые водоемы радиоактивных отходов с высоким уровнем радиации. Однако это запрещение еще не имеет силы закона и некоторые страны продолжают сбрасывать отходы.

Проблема загрязнения водной среды искусственными радионуклидами включает два аспекта: биологический — влияние повышенного уровня ионизирующей радиации на гидробионтов — и санитарно-гигиенический — возможность использования человеком рыбы, выловленной из водоемов, содержащих радиоактивные продукты.

Исследования биологического действия на рыб искусственных радионуклидов начались около 15 лет назад. В основном это были эксперименты с рыбами в период эмбрионального развития. Икру рыб помещали в радиоактивные растворы различной концентрации. Критериями оценки действия радиоактивных веществ служили показатели выживаемости и появления повышенного по сравнению с контролем количества аномальных особей. Иногда дополнительно исследовали картину крови, уровень обмена, скорость развития особей. В последние годы широко распространился цитологический метод учета количества aberrантных анафаз-телофаз и изменения митотического индекса. На основании результатов краткосрочных экспериментов авторы пытались подойти к оценке действия определенных, часто очень невысоких, близких к естественным концентраций искусственных радионуклидов. Предполагалось, что в период эмбрионального развития животные наиболее чувствительны к воздействию ионизирующей радиации. При этом не учитывалось, что рыбы в процессе эволюции приспособились к тому, что на стадии эмбриогенеза на них действуют различные неблагоприятные абиотические факторы (заморы, резкая смена температуры, механическое воздействие, изменение солености и т. п.), вызывающие гибель большого количества особей. Поэтому плодовитость основной массы видов столь велика, что несмотря на это обеспечивает выживаемость и сохранность вида.

Анализ результатов исследований, проведенных многими авторами (Шеханова, 1971), показал, что эмбрионы рыб обладают довольно высокой радиорезистентностью. Дозы ионизирующей радиации, соизме-

римые с природной дозой нагрузкой, не оказывают на них поражающего действия. При изучении действия различных концентраций радионуклидов на развивающиеся эмбрионы вьюна, форели и горбуши (Шеханова, Воронина, Кляшторин, Печкуренок, Яржомбек, 1972) активность опытных растворов радиостронция была от  $1 \cdot 10^{-10}$  до  $1 \cdot 10^{-2}$  Ки/л, Рс<sup>239</sup> от  $1 \cdot 10^{-11}$  до  $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л и смеси радионуклидов от  $1 \cdot 10^{-10}$  до  $1 \cdot 10^{-6}$  Ки/л. Таким образом, исследовали влияние предельно допустимых концентраций (ПДК) радионуклидов для вод открытых водоемов и концентраций, превышающих ПДК на несколько порядков. В опытах и в контроле учитывали количество погибшей за время эмбрионального развития икры, количество личинок, имеющих морфологические аномалии (нарушения осевого скелета и тяжелые уродства), цитогенетические показатели, включающие определение митотического индекса и количества aberrантных анафаз в тканях эмбрионов на стадии средней гаструлы и у однодневных личинок. Кроме того, изучали интенсивность потребления кислорода. Измерения проводили на аппарате Варбурга. Материал в опыт брали от каждой пары производителей отдельно, все варианты опыта и контроль имели по две повторности. Всего в опыт было взято икры вьюна от 20—25 пар производителей, икры горбуши и форели от 4 пар производителей.

Дозы, полученные развивающимися эмбрионами, оценивались приближенно по описанному ранее способу (Шеханова, Печкуренок, 1968). Ориентировочная суммарная доза, полученная зародышами вьюна в течение эмбрионального развития, которое длилось 96—100 ч, и икрой горбуши и форели при развитии дана в табл. 1.

Таблица 1  
Суммарная доза радиации, полученная зародышами вьюна и икрой горбуши и форели

Объект исследования	Радиоактивность раствора, Ки/л	Суммарная доза, рад
Зародыши вьюна	$1 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-4}$
	$1 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-3}$
	$1 \cdot 10^{-6}$	0,5
	$1 \cdot 10^{-4}$	5—100
	$1 \cdot 10^{-3}$	1000
	$1 \cdot 10^{-2}$	8000
Икра горбуши и форели	$1 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-3}$
	$1 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-2}$
	$1 \cdot 10^{-6}$	4

Мощность дозы, получаемой эмбрионами в единицу времени, приведена в табл. 2.

Сравнение опытных данных с контрольными по критериям Стюдента, Фишера и Колмогорова-Смирнова показало отсутствие достоверных различий в величине отхода, в количестве уродливых личинок и в величине митотического индекса во всех вариантах опыта. Количество aberrантных анафаз в тканях эмбрионов достоверно повышается в растворе активностью  $1 \cdot 10^{-3}$  Ки/л, причем определяется не столько суммарной дозой, полученной в период эмбриогенеза, сколько мощностью дозы. Кроме того, в начале дробления оплодотворенной

яйцеклетки достоверно повышенное по сравнению с контролем количество хромосомных aberrаций возникает при мощности дозы порядка 100 рад/ч, а в ходе органогенеза эта величина снижается до 4 рад/ч и уже приводит к появлению достоверных отличий. Следовательно, в стадии органогенеза рыбы, если судить по цитогенетическим показателям, более чувствительны к действию ионизирующей радиации, чем в начальные стадии дробления. Возникшие в соматических клетках

Таблица 2

Влияние ионизирующей радиации на развивающуюся икру вьюна, форели, горбуши

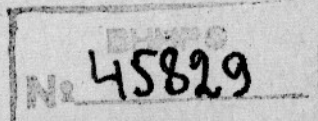
Показатели	lg активности растворов, Ки/л					
	-10	-8	-6	-4	-3	-2
	мощность дозы, рад/ч					
	$5 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-3}$	0,5-1	10	80
Величина отхода . . . . .	—	—	—	—	—	—
Количество аномалий . . . . .	—	—	—	—	—	—
Митотический индекс . . . . .	—	—	—	—	—	—
Аберрантные анафазы . . . . .	—	—	—	—	+	+
Интенсивность обмена . . . . .	—	—	—	+	+	+

Примечание «+» — различия с контролем статистически достоверны; «—» — различия с контролем недостоверны.

эмбрионов рыб структурные мутации долгое время не реализуются, что выражается в отсутствии различий в величине отхода и количестве аномальных личинок в соответствующих опытных вариантах по сравнению с контролем. Это позволяет считать цитогенетические показатели более чувствительным тестом при воздействии ионизирующей радиации, чем количество погибших и уродливых эмбрионов. В то же время по этому наиболее чувствительному и наименее вариабельному показателю достоверные различия с контролем начинают проявляться лишь при сравнительно высоких дозах облучения, которые вряд ли могут быть реальными в условиях радиоактивного загрязнения природных вод.

Из 13 опытов с различными концентрациями  $Ru^{239}$  только в одном было получено достоверное по сравнению с контролем отличие интенсивности дыхания эмбрионов. Из 19-ти экспериментов со  $Si^{90}$  активностью  $1 \cdot 10^{-10}$  Ки/л только в одном наблюдалось угнетение дыхания. Гораздо большее число опытов, достоверно отличающихся по потреблению эмбрионами кислорода, выявлено при инкубации икры в растворах радиостронция активностью  $1 \cdot 10^{-4}$  Ки/л (в 13 из 32 опытов) и активностью  $1 \cdot 10^{-3}$  Ки/л (в 12 из 32 опытов). В основном наблюдалось повышение интенсивности потребления кислорода. Таким образом, в диапазоне активностей, близких к предельно допустимым, не наблюдается нарушений в интенсивности потребления кислорода эмбрионами рыб. Исключение составляют лишь варианты с высоким содержанием в воде радионуклидов ( $1 \cdot 10^{-4}$  —  $1 \cdot 10^{-3}$  Ки/л), т. е. наблюдается та же картина, что и при изучении влияния радиации на цитогенетические показатели.

Вполне возможно, что видовая радиочувствительность эмбрионов рыб может быть различной и концентрации радионуклидов, безвредные



для одних видов, могут быть губительны для других. Однако вряд ли реально предположение о том, что радиочувствительность представителей различных видов одного класса животных отличается на несколько порядков величин. Поэтому полученный большой фактический материал позволяет сделать вывод, что низкие уровни загрязнения водной среды искусственными радионуклидами существенно не влияют на рыб в период эмбрионального развития. Результаты наших исследований согласуются с данными, полученными в экспериментах с развивающейся икрой щуки, окуня и линя (Куликов, 1970; Тимофеева, Альшиц, 1970; Тимофеева, Куликов, Альшиц, 1971; Питкянен, 1971).

Длительное изучение влияния растворенных в воде искусственных радионуклидов на воспроизводительную функцию рыб и качество получаемого потомства для последующего определения «биологического благополучия» того или иного вида, начали проводить сравнительно недавно (Шеханова, Воронина, 1971). Опыты проводили с тилапиями (*Tilapia mossambica* Peters) и гуппи (*Lebistes reticulatus*). Активность опытных растворов  $Sr^{90}$  была  $1,5 \cdot 10^{-8}$  и  $1,3 \cdot 10^{-6}$  Ки/л. Рыбы жили в растворах в течение 130—360 суток. Исследовали выживаемость, сроки достижения половой зрелости, состояние гонад, соотношение полов, частоту повторных нерестов, общую и относительную плодовитость у опытных и контрольных рыб. Результаты наблюдений приведены в табл. 3 и 4.

В опытах с гуппи (см. табл. 3) было обнаружено, что несмотря на отсутствие статистической достоверности различий опытных данных с контрольными, по степени выживаемости и количеству самок среди созревших производителей опытная группа несколько отстает от контрольной. Различия в количестве отнерестившихся самок от общего числа сформированных пар в опыте и в контроле существенны и, видимо, обусловлены целым рядом составляющих факторов, каждый из которых неярко выражен. Одним из факторов, наиболее сильно повлиявшим на количество отнерестившихся самок, могли быть аномалии в развитии воспроизводительной системы у самцов.

Таблица 3

**Влияние ионизирующей радиации на воспроизводительную способность гуппи**

Показатели	Контроль	Число наблюдений	Опыт ( $1,3 \cdot 10^{-6}$ Ки/л)	Число наблюдений
Количество мальков посаженных в опыт, шт. . . . .	200	—	200	—
доживших до созревания, шт. (%)	119 (60)	—	112 (56)	—
Количество самок, шт. (%) . . . . .	68 (57)	—	45 (40)	—
сформированных пар, шт. . . . .	53	—	44	—
отнерестившихся самок, шт. (% от числа сформированных пар)	34 (64)	—	18 (41)	—
Период времени, дни от формирования пары до первого нереста . . . . .	33—150 (57, 4)	34	31—95 (59)	18
от первого до второго нереста . . . . .	26—61 (43)	8	29—71 (44)	6
Число мальков, шт. (%) в первом помете . . . . .	1—15 (5, 4)	34	1—9 (4, 4)	18
во втором помете . . . . .	3—16 (6, 8)	8	3—15 (6, 3)	6
Число эмбрионов в ястыках, шт. (%)	7—29 (14, 7)	20	5—27 (14, 2)	18
Число икринок старшей генерации в ястыках, шт. (%) . . . . .	0—21 (6, 7)	20	0—15 (5, 1)	18
Общее количество полученных мальков, шт. . . . .	243		104	

Был определен промежуток времени между моментом комплектования пары и первым нерестом, а также между первым и вторым нерестами. Просчитывали мальков в каждом помете, а также обнаруживаемых при вскрытии икринок старшей генерации и эмбрионов в яичниках самок. По всем исследованным тестам опытные самки лишь незначительно отличались от контрольных. Плодовитость опытных самок была немного ниже, чем контрольных, несколько большим был промежуток времени между формированием пары и первым нерестом, между первым и вторым нерестами. В итоге от контрольных самок было получено 243 малька, а от опытных всего 104 малька.  $Sr^{90}$  в концентрации  $1,3 \cdot 10^{-6}$  Ки/л существенно повлиял на численность потомства гуппи.

Тяляции от начала эмбрионального развития в течение года содержались в растворах радистронция. При выращивании личинок и молоди в опытных растворах непосредственной реакции рыб на облучение не наблюдалось: не было повышенного отхода в опытных аквариумах, поведение подопытных рыб не отличалось от поведения контрольных. Через 4,5 месяца после выклева некоторые самки достигли половой зрелости и начали размножаться. В каждом варианте опыта и в контроле в нересте участвовало по пяти самок. Первыми в возрасте 129 дней вступили в нерест рыбы, выращенные в растворе активностью  $1,5 \cdot 10^{-8}$  Ки/л (табл. 4). В контрольном аквариуме первая самка отнерестилась в возрасте 172 дней, в растворе активностью  $1,3 \cdot 10^{-6}$  Ки/л — в возрасте 214 дней. Средняя масса половозрелых самок в аквариуме с концентрацией  $Sr^{90}$   $1,5 \cdot 10^{-8}$  Ки/л была существенно ниже массы самок из других аквариумов. Это можно объяснить более ранним достижением половой зрелости и связанным с этим замедлением линейного роста и роста массы. Размер и масса самцов во всех вариантах опыта были одинаковы.

Таблица 4

Влияние ионизирующей радиации на воспроизводительную способность тялянии

Показатели	Контроль	Варианты опыта, Ки/л	
		$1,5 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$
Время достижения половой зрелости, дни . . . . .	172	129	214
Средняя масса половозрелых особей, г . . . . .			
самок . . . . .	21,6	11,3	20,3
самцов . . . . .	27,6	29,7	29,7
Средняя масса семенников, мг . . . . .	140	109	76
Количество нерестов . . . . .	12	24	11*
Общее количество отложенных икринок, шт. . . . .	1979	3696	1914*
Среднее число икринок за один нерест, шт. . . . .	181	200	174*
Число нормальных личинок . . . . .	572	252	—

\* Результаты получены после оплодотворения самок самцами из другого варианта опыта.

У опытных и контрольных рыб наблюдалось резкое различие в развитии семенников. В возрасте 213 дней масса семенников у контрольных самцов составляла в среднем 140 мг, в растворе активностью  $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л 109 мг и активностью  $1 \cdot 10^{-6}$  Ки/л — 76 мг. При этом гонады самцов из аквариума с раствором активностью  $1 \cdot 10^{-6}$  Ки/л и по внешнему виду и по результатам гистологических исследований были явно аномальными. Они представляли собой стекловидные тяжи, за-

полненные прозрачной жидкостью. Семяродного эпителия в них практически не было. Самцы были стерильными. Потомство от самок в этом варианте опыта было получено лишь после того, как к ним подсадили самцов из другого аквариума.

За восемь месяцев, в течение которых вели наблюдения, в контроле было 12 нерестов, в растворе активностью  $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л 24 нереста, в растворе активностью  $1 \cdot 10^{-6}$  Ки/л, в котором были самцы из другого аквариума, 11 нерестов. В результате ранней половозрелости и более высокой частоты нерестов в растворе  $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л за наблюдаемый период самками было отложено почти вдвое больше икринок, чем в других аквариумах. Икра у опытных самок была мельче, чем у контрольных. Абсолютное количество нормальных личинок в среднем на одну самку из каждого варианта опыта составило в контроле 572 личинки, в растворе активностью  $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л 252 личинки. В аквариуме с раствором активностью  $1 \cdot 10^{-6}$  Ки/л потомства получено не было, что дает основание считать эту концентрацию  $\text{Sr}^{90}$  для теляпии пороговой, так как при длительном обитании в ней у рыб нарушается способность к воспроизводству.

Несмотря на более высокую плодовитость самок теляпии в растворе активностью  $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л, количество нормальных личинок в итоге в этом варианте опыта оказалось вдвое меньше, чем в контроле. Таким образом, и концентрация  $\text{Sr}^{90}$   $1 \cdot 10^{-8}$  Ки/л оказывает определенное влияние на воспроизводительную функцию теляпий.

Сравнение результатов краткосрочных (с эмбрионами рыб) и хронических опытов позволяет заключить, что хронические опыты дают больше информации о действии искусственных радионуклидов на основные стороны жизнедеятельности рыб.

Растворенные в воде искусственные радионуклиды могут также сокращать численность различных групп гидробионтов и подрывать тем самым кормовую базу рыб. Работ с водными беспозвоночными выполнено значительно меньше, чем с рыбами. Исследования проведены с *Daphnia magna* (Лебедева, Синевид, 1958; Телитченко, 1958), с *Limnaea stagnalis* (Тимофеева, Куликов, Альшиц, 1971). Описаны наблюдения за естественной популяцией *Chironomus tentans* (Blaylock, 1966). Показано, что  $\text{Sr}^{90}$  в концентрациях от  $1 \cdot 10^{-10}$  до  $1 \cdot 10^{-3}$  Ки/л не вызывает у *Daphnia magna* видимых морфологических изменений, но в растворах концентрацией  $1 \cdot 10^{-5}$  и  $1 \cdot 10^{-4}$  Ки/л выживаемость дафний по сравнению с контролем понижается на 10—16 дней, сокращается количество линек, подавляется процесс размножения. Нарушения в развитии эмбрионов *Limnaea stagnalis* вызывают концентрации  $\text{Sr}^{90}$   $1 \cdot 10^{-4}$  —  $1 \cdot 10^{-3}$  Ки/л. Более низкие концентрации радиостронция не оказывают на моллюска вредного действия. Естественная популяция *Chironomus tentans*, личинки которого в больших количествах обитают в донных отложениях озера Уайт Оук Лейк и ручья Уайт Оук Крик, облучалась в течение 22 лет дозой около 230 рад в год за счет радиоактивных отходов, сбрасываемых Ок-Риджской национальной лабораторией. В результате хронического воздействия ионизирующей радиации увеличилась частота появления в популяции новых хромосомных aberrаций. Постепенно эти aberrации были устранены отбором, существенного изменения численности популяции не произошло.

Приведенные данные полевых и экспериментальных наблюдений показывают, что представители различных систематических групп гидробионтов, служащие кормом многим видам рыб, способны переносить без заметных изменений численности довольно высокие концентрации радиоактивного загрязнения водной среды. Следовательно, нет



оснований ожидать существенных изменений в состоянии кормовой базы рыб при дозовых нагрузках искусственных радионуклидов, соизмеримых с дозовыми нагрузками естественной радиации. Таким образом, уровни содержания в воде искусственных радионуклидов, близкие к уровням естественной радиации, регистрируемые в настоящее время в водоемах, не оказывают ни непосредственно, ни косвенно существенного влияния на жизнедеятельность рыб и не могут оцениваться как поражающие, в то время как повышенные подавляют функцию воспроизводительной системы и тем самым неблагоприятно влияют на численность рыб.

В то же время, как указывалось выше, проблема загрязнения водной среды искусственными радиоактивными веществами включает еще один аспект — санитарно-гигиенический. При определении предельно допустимых концентраций радионуклидов в открытых водоемах следует иметь в виду, что рыбы в процессе обмена способны накапливать значительные количества растворенных в воде неорганических веществ, в том числе и радиоактивных изотопов. Так, при концентрации радиостронция в морской воде  $1 \cdot 10^{-11}$  Ки/л в рыбе его будет  $1 \cdot 10^{-10}$  Ки на 1 кг сырого вещества. В рыбе, выловленной из пресноводного водоема с той же концентрацией  $\text{Sr}^{90}$ , будет содержаться около  $1 \cdot 10^{-9}$  Ки на 1 кг сырого вещества. Попадая в рацион, такая рыба дает существенный вклад в дозу внутреннего облучения человека, что может привести к нежелательным последствиям. Отсюда можно заключить, что предельно допустимую концентрацию искусственных радионуклидов в естественных водоемах будет лимитировать не биологическое действие радиации на рыб и других гидробионтов, а передача повышенного количества радиоактивных веществ по пищевой цепочке через рыбу человеку.

#### СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

- Барабой В. А., Киричинский Б. Р. Ядерные излучения и жизнь. М., «Наука», 1972, с. 1—229.
- Богоявленская М. П. Изучение кальцевого обмена с целью использования  $\text{Ca}^{45}$  в качестве метки для рыб. М., «Рыбное хозяйство», 1959, с. 1—55.
- Вернадский В. И. Избранные сочинения. М., Изд. АН СССР, 1954, т. 1, 657 с.
- Влияние ионизирующей радиации на биологическое состояние рыб. Радиоэкология водных организмов. Рига, 1973. Авт.: И. А. Шеханова, Э. А. Воронина, Л. Б. Кляшторин, В. Л. Печкуренок, А. А. Яржомбек, с. 7—24.
- Куликов Н. В. О действии радионуклидов на гидробионты. — «Труды института экологии растений и животных УФ АН СССР», 1970, вып. 74, с. 3—7.
- Лебедева Г. Д., Синевид С. Г. Действие радиоактивного стронция на выживаемость и размножение *Daphnia magna*. ДАН СССР, 1958, т. 122, № 4, с. 586—588.
- Нормы радиационной безопасности НРБ-69. М. Атомиздат, 1972, 85 с.
- Патин С. А. Радиоактивные загрязнения морской среды. М., ЦНИИЭИРХ, 1970, с. 1—42.
- Перцов Л. А., Прохорычева Н. П., Соковишин В. Л. О биологической значимости современных уровней радиоактивного загрязнения моря. — «Научные доклады высшей школы. Биологические науки», 1972, № 7 (103), с. 64—68.
- Питкянен Г. Б. Результаты инкубации икры щуки (*Esox lucius* L.) в растворах смеси стронция-90 и цезия-137. — «Труды института экологии растений и животных УФ АН СССР», 1971, вып. 78, с. 149—153.
- Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964, с. 1—295.
- Поликарпов Г. Г. Нерешенные проблемы водной радиоэкологии. — «Радиоэкология», 1970, т. 10, № 2, с. 242—252.

Раевский Б. Дозы радиоактивных излучений и их действие на организм. М., Медгиз, 1959, с. 1—206.

Таблицы химического состава и питательной ценности пищевых продуктов. Под ред. Ф. Е. Будагына. М., Медгиз, 1961, 241 с.

Телитченко М. М. Хроническое влияние малых доз  $U^{238}$ ,  $Th^{232}$  и  $Sr^{90+89}$  на ряд поколений *Daphnia magna* Straus.—«Научные доклады высшей школы. Биологические науки», 1958, № 1, с. 114—118.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов.—«Труды института биологии УФ АН СССР», 1963, вып. 30, с. 1—75.

Тимофеева Н. А., Альшиц Л. К. Влияние хронического облучения на развитие икры щуки (*Esox lucius* L.).—«Труды института экологии растений и животных УФ АН СССР», 1970, вып. 74, с. 8—12.

Тимофеева Н. А., Куликов Н. В., Альшиц Л. К. Действие  $Sr^{90-190}$  на эмбриональное развитие некоторых представителей пресноводных рыб и моллюсков.—«Труды института экологии растений и животных УФ АН СССР», 1971, вып. 78, с. 145—149.

Шведов В. П., Патин С. А. Радиоактивность океанов и морей, М., Атомиздат, 1968, с. 1—287.

Шеханова И. А. Усвоение биогенных элементов развивающейся икрой рыб в процессе развития.—В сб. «Обмен веществ и биохимия рыб». М., «Наука», 1967, с. 237—241.

Шеханова И. А. О влиянии на биологическое состояние рыб радиоактивных элементов, растворенных в воде. М., ВНИРО, 1971, с. 1—27.

Шеханова И. А., Печкуренок В. Л. Накопление растворенного в воде стронция-90 и иттрия-90 и влияние его на эмбриональное развитие вьюна.—«Вопросы ихтиологии», 1968, т. 8, вып. 4 (51), с. 689—701.

Шеханова И. А., Воронина Э. А. Влияние радиоактивного загрязнения водной среды на воспроизводительную способность рыб.—«Труды ВНИРО», 1971, т. 79, с. 95—102.

Blaylock V. G. Cytogenetic study of a natural population of chironomus inhabiting an area contaminated by radioactive waste. Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Internat. Atomic Energy Agency, Vienna, 1966, с. 835—845.

## SUMMARY

The study of natural and artificial radionuclides shows that if doses of irradiation emitted by natural radioactive elements are comparable with a burden of artificial radionuclides which are produced in the aquatic medium as a result of radioactive contamination, no pathologic changes occur in the structure of bioceonoses. However an increase in the content of artificial radioactive substances causes a higher rate of mortality and inhibits the function of the reproduction system of fish, thus bringing about some decline in the abundance of populations.