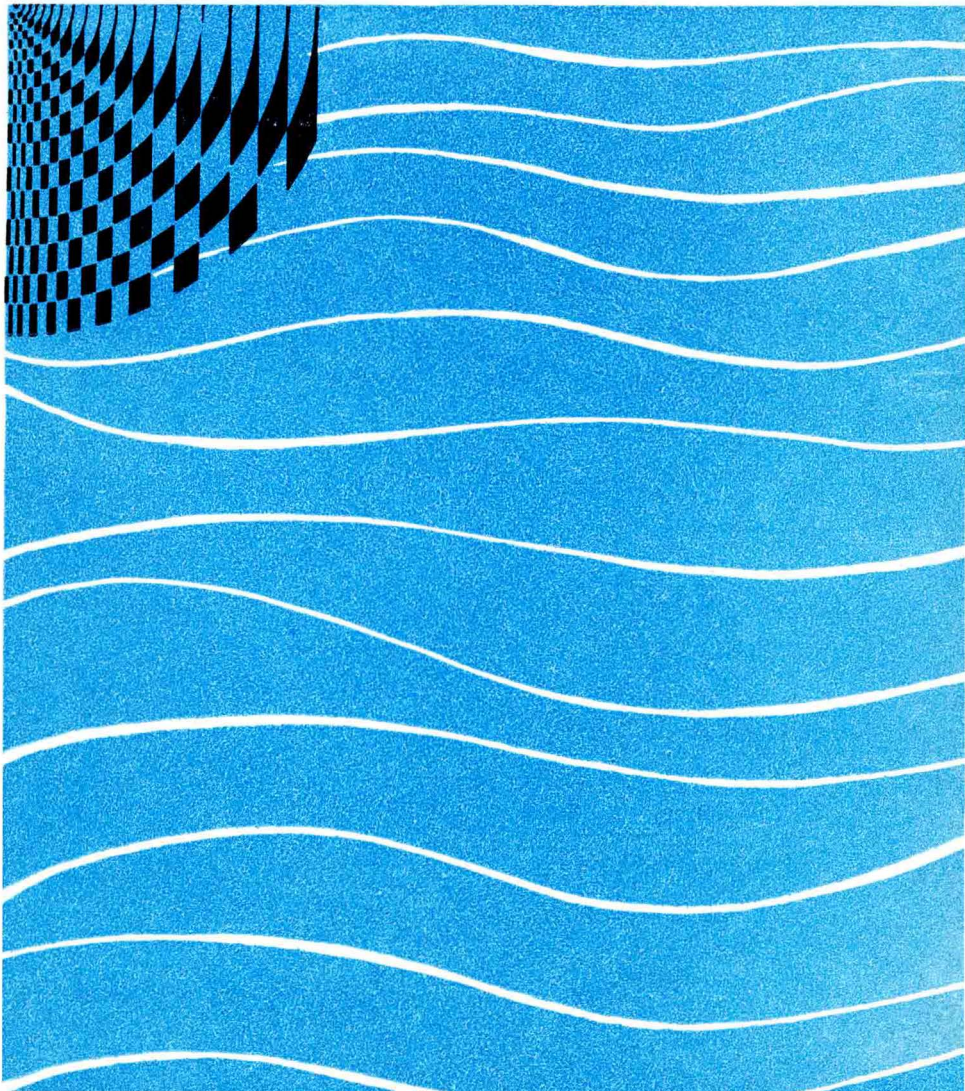
ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ



АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 110 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1978

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

СВЕРДЛОВСК

УДК 577.472:577.391:628.394

Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Сб. статей. Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В сборнике представлены материалы научных исследований по экологии водоемов-охладителей АЭС.

Помимо общих вопросов экологической оценки влияния АЭС на водоемы-охладители, в сборнике рассматриваются специальные радиоэкологические аспекты этой проблемы. Часть работ посвящена изучению биологических последствий радиоактивного загрязнения водоемов, часть — информации о миграции и накоплении радиоизотопов в различных компонентах водоемов.

Сборник представляет интерес для широкого круга специалистов в области экологии водных организмов, санитарной гидробиологии, радиоэкологии, радиационной гигиены и для работников по защите окружающей среды.

Ответственные редакторы
Н. В. Куликов, М. Я. Чеботина.

© УНЦ АН СССР, 1978

П $\frac{21002-843}{055(02)7}$ 19—1978

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

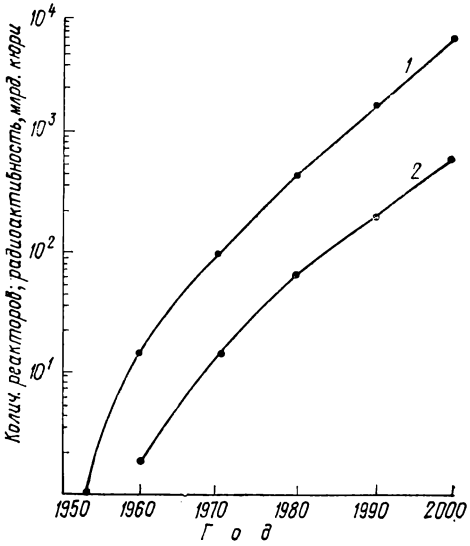
Н. В. КУЛИКОВ

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

В связи с тем, что ресурсы обычного ископаемого топлива уже в начале следующего тысячелетия в основном будут исчерпаны (по имеющимся прогнозам уголь — к 2100 г., нефть — к 2025 г.), в настоящее время разрабатываются программы наращивания мощности электроэнергетики за счет использования ядерно-энергетических реакторов. Предполагается, что к 2000 г. число энергетических реакторов достигнет 5—5,5 тысяч, в результате чего более 50% всей электроэнергии в мире будет вырабатываться атомными станциями, и они составят 90% из числа вновь строящихся (Израэль, Теверовский, 1972; Климов, 1972).

С точки зрения влияния на окружающую среду производство электроэнергии на основе ядерного топлива считается наиболее чистым, поскольку устраняются выбросы в атмосферу сажи, твердых частиц, двуокиси серы, углекислого газа, ртути, ликвидируются огромные золоотвалы, отпадает необходимость сжигания кислорода атмосферы. Однако быстрое развитие ядерной энергетики повлечет за собой значительное увеличение радиоактивных отходов в виде продуктов деления и наведенных нейтронами радионуклидов (см. рисунок). При эксплуатации атомных электростанций предусматривается сброс в биосферу определенных количеств криптона-85, трития и углерода-14, содержание которых в воздухе в последние годы непрерывно возрастает (Peterson и др., 1969; Задубан, 1972). Некоторая часть радиоактивных отходов проникает в водоемы-охладители АЭС с технологическими стоками (Моисеев, Рамзаев, 1975).

Быстрый рост ядерной энергетики потребует расхода сотен миллионов кубометров воды для устранения избыточного тепла через системы охлаждения АЭС. Общий расход воды в Советском Союзе на нужды энергетики к 2000 г. достигнет $^1/_3$ стока всех рек страны (Веников, 1975). Значительная доля этой воды будет использована атомной энергетикой, поскольку на современных атомных станциях объем тепловых сбросов в виде подо-



Рост общего числа ядерно-энергетических реакторов в мире *1* и суммарной радиоактивности продуктов деления *2* (Задубан, 1972).

гретой воды в расчете на единицу вырабатываемой мощности электроэнергии почти в 1,5 раза больше, чем на обычных теплоэлектроцентралях. Подогрев воды, обусловленный прокачиванием ее значительных масс через агрегаты станций, будет влиять на качество воды и экологический режим водоемов. Имеющийся опыт эксплуатации тепловых и атомных электростанций показывает, что это влияние складывается из следующих основных факторов (Мордухай-Болтовской, 1974).

1. Механическое травмирование мелких гидробионтов в результате ударов о заградительные решетки перед входом в насосы и при прохождении их с охлаждающей водой через насосные установки и конденсаторные трубки. Например, молодь рыб, прошедшая конденсатор и испытавшая, помимо механических травм, температурный шок, теряет способность к ориентированному движению и часто становится добычей хищников. Отмечается также гибель многих видов планктонных организмов (до 80—90%). Ниже места водосброса обычно скапливается много погибающих или мертвых планктонных животных.

2. Повышение температуры воды водоема в районе сброса подогретых вод. На этом этапе тепловое загрязнение воды воздействует на всю гидрофауну и флору, включая бентос. Считается, что подогрев воды до 20—25° положительно влияет на жизнь гидробионтов, а свыше 30°, наоборот, угнетает их развитие. Однако в целом влияние подогрева воды на гидрологию и биологию водоемов изучено далеко не достаточно, в частности, до сего времени не разработаны научно обоснованные нормы теплового загрязнения водной среды.

3. Изменение других экологических факторов ниже водосброса электростанций (усиление течений, размыв грунтов, изменение кислородного режима в зоне подогрева, поступление в водоем промышленных и бытовых загрязнений, в том числе радиоактивных веществ от атомных электростанций).

Небольшое число маломощных АЭС не вызывало опасений в отношении влияния на окружающую среду (Петросьянц, 1972).

Однако с увеличением в сотни раз в ближайшие десятилетия числа крупных атомно-энергетических установок возрастет и их экологическое воздействие особенно на водоемы (реки или замкнутые водоемы), используемые для удаления избытка тепла и, частично, радиоактивных сбросов. К сожалению, масштабы этого воздействия в настоящее время оценить трудно, поскольку экологические исследования водоемов-охладителей АЭС находятся в самой начальной стадии (Алексахин, 1973). Этим, по-видимому, можно объяснить то обстоятельство, что общественность ряда стран выступает против размещения атомных электростанций на водоемах общего назначения и вблизи населенных пунктов (Comar, 1969; Barnaby, 1970; Коммонер, 1974; Веников, 1975).

В зонах сброса радиоактивных веществ в водоемы-охладители действие радиационного фактора проявляется на фоне подогрева воды и механического травмирования многих представителей мелких гидробионтов. Повышение температуры воды может способствовать увеличению накопления радионуклидов гидробионтами и увеличению тем самым лучевых нагрузок на них (см. статьи А. Е. Каткова и других, Н. В. Куликова и других в настоящем сборнике). Дополнительное же травмирование и повреждение гидробионтов при прохождении через агрегаты станции будет снижать их общую резистентность, что может приводить к различным синергическим эффектам.

Существующие санитарные нормы содержания радионуклидов в воде контролируют лишь питьевые качества воды и не учитывают экологические особенности гидробионтов («Нормы радиационной безопасности», 1972). Вместе с тем известно, что радиоактивные вещества, поступая в водоемы, в силу специфики этих экосистем быстро поглощаются гидробионтами и донными отложениями, в результате чего содержание их в воде резко снижается (Куликов, 1971). Поэтому даже в тех случаях, когда содержание радиоактивных веществ в воде не превышает допустимых норм для питьевой воды, концентрация радиоизотопов в водных организмах может поддерживаться на таком высоком уровне, что эти организмы становятся вредными для здоровья человека (Корнберг, Дэвис, 1971).

Очевидно, в ближайшие годы должны быть разработаны принципы экологического нормирования содержания радиоактивных веществ в водоемах, учитывающие не только питьевые качества воды, но и свойства водоема как целостной экосистемы, включающей в себя живые и косные компоненты. Для обоснования экологических норм необходимо определить перечень критических радионуклидов в водоемах-охладителях разных типов АЭС, изучить закономерности их миграции и депонирования в основных компонентах водоема, выявить наиболее чувствительные звенья водных биоценозов к радиоактивному загрязнению и другим примесям с учетом воздействия механического повреж-

дения гидробионтов, подогрева воды и изменения гидрологических факторов. Очень важно установить критические пищевые цепи, прямо или косвенно связанные с организмом человека, и наметить способы их прерывания в случае необходимости. В ходе выполнения этих работ необходимо выявлять организмы-биоиндикаторы, позволяющие экспресс-методом оценивать уровни загрязнения водоема в целом и отдельных его компонентов (Корнберг, Дэвис, 1971).

Для решения этих вопросов потребуется комплексный подход к экологическим исследованиям водоемов-охладителей. На наш взгляд, такие работы могли бы быть успешно выполнены специальными исследовательскими группами радиоэкологического профиля при крупных промышленных АЭС, расположенных в разных почвенно-климатических зонах и оснащенных необходимой экспериментальной базой и техникой. Создание таких групп будет способствовать не только решению практически важных задач обеспечения бесконфликтного взаимодействия ядерно-энергетических установок с окружающей средой, но и разработке смежных проблем экологии и биогеоценологии. Водоемы-охладители и отдельные почвенно-растительные комплексы в окрестностях АЭС при их всестороннем обследовании и описании превратятся в образцовые экологические стационары, на базе которых будут изучаться структура и обменные вещественно-энергетические функции биогеоценозов с применением самых современных методов исследования.

ЛИТЕРАТУРА

Алексахин Р. Н. Достижения и некоторые актуальные задачи водной радиоэкологии.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.

Веников В. А. Энергетика и биосфера.— Методологические аспекты исследования биосферы. М., «Наука», 1975.

Задубан М. Необходимость решения проблем радиоэкологии в связи с развитием ядерной энергетики.— Сборник докладов радиоэкологической конференции, т. 1. Старый Смоковец, 1972.

Израэль Ю. А., Теверовский Е. Н. Возможность широкого мирного использования атомной энергии при обеспечении радиационной безопасности населения.— Труды I Международной конференции по мирному использованию атомной энергии. United Nations, IAEA, 1972, vol. 11.

Климов А. Г. Радиоэкологические проблемы развития ядерно-энергетических реакторов.— Сборник докладов радиоэкологической конференции, т. 1. Старый Смоковец, 1972.

Коммонер Б. Замыкающийся круг.— Природа, человек, технология. Л., Гидрометеоиздат, 1974.

Корнберг Х., Дэвис Д. Пищевые цепи в пресных водах.— Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.

Куликов Н. В. Радиоэкология пресноводных растений и животных.— Современные проблемы радиобиологии.— Радиоэкология, т. 2. М., Атомиздат, 1971.

Моисеев А. А., Рамзаев П. В. Цезий-137 в биосфере. М., Атомиздат, 1975.

Мордухай-Болтовской Ф. Д. Формы воздействия тепловых и атомных электростанций на жизнь водоемов.— Материалы Второго симпозиума по влиянию тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Борок, 1974 (Ин-т биологии внутренних вод).
Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). М., Атомиздат, 1972.
Петросьянц А. М. От научного поиска к атомной промышленности. М., Атомиздат, 1972.
Barnaby F. A. Is nuclear power worth the risk?— Sci. J., 1970, vol. 8.
Comar C. Some thoughts about radioactive contamination of the environment from peacetime applications of atomic energy (SM-117/70).— Environmental contamination radioactive materials. Vienna, IAEA, 1969.
Peterson H. T., Martin I. E., Weaver C. L., Harward E. D. Environmental tritium contamination from increasing utilization of nuclear energy sourses (SM-117/78).— Там же.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

Д. И. ГУСЕВ, А. Н. МАРЕЙ, Г. И. ГНЕУШЕВА,
А. Е. КАТКОВ, В. Д. СТЕПАНОВА, М. И. ГРАЧЕВ

ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

При размещении атомных электростанций большое значение придается выбору источников технического водоснабжения. Для АЭС с прямоточными системами охлаждения конденсаторов турбин в качестве водоемов-охладителей используются реки, озера, водохранилища и прибрежная зона морей. В водоемы-охладители поступает в виде тепла около $^2/_3$ всей энергии, вырабатываемой атомными электростанциями. Для охлаждения конденсаторов турбин АЭС мощностью 1000 *Мвт* (эл) требуется около 50 $м^3/сек$ воды, температура которой на сбросе повышается почти на 10° С.

Изучение зарубежными специалистами сбросов малоактивных жидких стоков АЭС в водоемы-охладители показало, что вместе с термальными водами по специальной канализационной системе производятся сливы жидких радиоактивных стоков с низким уровнем активности. В составе стоков АЭС в водоемы попадают тритий, кобальт-58 и 60, железо-59, цинк-65, хром-51, сурьма-124, цезий-134 и 137, стронций-90, йод-131 и другие радионуклиды. Радиоактивность годовых сбросов с одной атомной станции составляет от единицы до нескольких десятков кюри смеси осколочных и наведенных радионуклидов и от сотен до нескольких тысяч кюри трития.

Так, на каждой из тринадцати АЭС США годовые сбросы продуктов деления и коррозии в 1967—1969 гг. не превышали 34,6 *кюри*, а трития — 5200 *кюри* (Belter, 1970). Лимит концентрации смеси радионуклидов для сбросов большинства АЭС США установлен в $1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*, а для остальных АЭС — в 12—300 раз выше. Лимит концентрации трития в стоках АЭС США установлен $3 \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* (фактические сбросы были значительно меньше). При этом широко практиковалось разбавление радиоактивных отходов большими объемами термальных вод АЭС в процессе сброса.

В Великобритании с каждой из семи АЭС в 1969 г. сбросы радиоактивных отходов в эстуарии составили от 2,3 до 194 *кюри* смеси продуктов деления и наведенных радионуклидов при установленном лимите от 40 до 200 *кюри/год*, а сбросы трития — 10—233 *кюри* при лимите 1500—2000 *кюри/год* (Dougall, Newell, 1970). Отходы также сбрасывались после разбавления большими объемами термальных вод.

В Италии в речные системы с двух АЭС с 1964 по 1969 г. сброшено 20,75 и 55,8 *кюри* смеси осколочных и наведенных радионуклидов при средней годовой удельной активности сбросов $1{,}8 \cdot 10^{-8}$—$7{,}5 \cdot 10^{-8}$ *кюри/л*. Сбросы трития составляли 600—1000 *кюри/год* (Antonucci и др., 1970). В морскую среду с АЭС «Латина» за этот период слито 438 *кюри* трития и 108,525 *кюри* других радионуклидов. Концентрации радиоактивных веществ в речной воде за счет сбросов АЭС повышались на 1-2 *пкюри/л*, что соизмеримо с загрязнением глобальными выпадениями. Загрязнение тритием было в 100 раз ниже допустимого уровня для питьевой воды.

Разбавление радиоактивных стоков термальными водами при сбросе практикуется также в Индии на АЭС «Тарапур». Концентрации различных радионуклидов осколочного и наведенного происхождения в отходах типичного состава с этой АЭС перед сбросом в 1970 г. были на уровне $3{,}8 \cdot 10^{-9}$—$8{,}7 \cdot 10^{-8}$ *кюри/л* (Patel и др., 1973). Среднегодовая концентрация смеси в морской воде у устья сбросных каналов была не более $1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*.

Тактика сбросов отходов в водоемы с АЭС ФРГ свидетельствует о необходимости нормирования концентраций радионуклидов в отходах до (лимит $5 \cdot 10^{-7}$ *кюри/л*) и после их разбавления ($1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* — допустимая среднесуточная концентрация).

Годовой сброс отходов в ФРГ рассчитывают с учетом периода низких расходов воды в речной системе (Aurand и др., 1970). В качестве критерия при этом принимается допустимая концентрация смеси продуктов деления и активации в воде, равная 10—30 *пкюри/л*. Среднее значение концентрации трития для расчета сбросов АЭС в ФРГ принято $3 \cdot 10^{-9}$ *кюри/л* с учетом того, что на общий сброс АЭС выделен только 1% генетически обоснованного норматива поступления трития в организм человека, и лишь одна треть отнесена на питьевую воду, загрязненную сбросом трития в поверхностные воды. При таком строгом подходе в речную систему с расходом воды 1000 *м*^{3}/*сек* допускается сброс трития не более 10 000 *кюри/год*.

В СССР при проектировании и строительстве АЭС проведены более строгие ограничительные мероприятия по охране водоемов-охладителей от загрязнения радионуклидами. В качестве норматива для АЭС в СССР установлена допустимая концентрация смеси наведенных и осколочных радионуклидов в сбросной воде $1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*. В наши правила проектирования АЭС

введено требование, запрещающее использовать охлаждающие воды АЭС для разбавления малоактивных стоков. Поэтому на каждой АЭС существуют замкнутые оборотные системы водоснабжения, обеспечивающие многократное повторное использование в техническом цикле вод, образующихся после очистки радиоактивных отходов. В водоемы-охладители могут попадать при этом только душевые воды санпропускников, которые являются практически чистыми, и небольшое количество очищенных стоков, являющихся излишними (дебалансными) водами. Для слива этих дебалансных вод и вод от санпропускников на АЭС в СССР предусмотрена отдельная канализационная система, в которую дополнительно попадают только ливневые воды. Отвод этой системы в водоем-охладитель проектируется, как правило, на значительном удалении от сбросного канала термальных вод.

Количество дебалансных вод и вод санпропускников на АЭС не более 1000 *м*^{3}/*сутки*. Поэтому даже при удельной активности порядка $1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* и в объеме 1000 *м*^{3}/*сутки* сбросы радионуклидов в водоем-охладитель ограничиваются величинами около 10^{-4} *кюри/сутки* и не более 1 *кюри/год* в расчете на 100 *Мэв* (эл).

Контроль радиоактивности сбросов АЭС в СССР осуществляется двухступенчато. Дебалансные воды, подлежащие сбросу в водоем, сначала собираются в накопительные емкости. После их заполнения определяется концентрация радионуклидов в воде эксплуатационными службами АЭС. Разрешение на сброс выдает служба радиационной безопасности АЭС по результатам этих анализов.

Однако в процессе слива контролируется фактическая радиоактивность сбросной воды. Кроме того, органы саннадзора дополнительно отбирают пробы воды на сбросе из промливневой канализации, осуществляя также контроль радиоактивности воды, донных отложений, флоры и фауны непосредственно в водоеме.

Введение ограничения на сброс радиоактивных веществ с АЭС в СССР является основным мероприятием, обусловившим охрану водоемов от радиоактивного загрязнения. Длительная эксплуатация Нововоронежской АЭС не вызвала значительного загрязнения р. Дона, в которую удалялись термальные воды (Абрамов и др., 1974). Концентрации радионуклидов в реке ниже и выше по течению от сбросного канала статистически не различаются и находятся на уровне, обусловленном глобальными выпадениями. В Белоярском водохранилище, используемом в качестве водоема-охладителя Белоярской АЭС, концентрация радионуклидов в воде не отличается от концентрации их в контрольном оз. Исетском и находится на уровне, обусловленном глобальными выпадениями (Любимова, Пискунов, 1974). В водоеме-охладителе Кольской АЭС также не отмечено повышения

уровня радиоактивности воды, донных отложений и гидробионтов. Радиоактивность морской среды в зоне сброса термальных вод Ленинградской АЭС формируется главным образом под влиянием глобальных выпадений. Все это дает основание к широкому народнохозяйственному использованию водоемов-охладителей АЭС.

В СССР на базе действующих, строящихся и проектируемых АЭС создаются рыборазводные и рыбовыростные хозяйства. На Кольской АЭС в зоне сброса теплых вод производится садковое выращивание форели, начаты эксперименты по выращиванию бестера, карпа и сига. Рыболовство широко осуществляется на Белоярском водохранилище и водоеме-охладителе Кольской АЭС. Гигиенический контроль в этих водоемах выявил отсутствие заражения рыбы радионуклидами за счет сбросов АЭС. На некоторых АЭС в СССР предусмотрено создание баз для получения кормов из хлореллы, выращиваемой с помощью теплых вод. Теплые воды планируется использовать для обогрева теплиц, орошения почвы.

В связи с многопрофильным использованием водоемов-охладителей АЭС в СССР проведен комплекс гигиенических исследований, направленных на разработку требований и нормативов содержания радионуклидов в воде этих водоемов. Установлено, что в зоне сброса термальных вод при повышении температуры воды на 5—10° С наблюдается повышение скорости и уровня накопления радионуклидов в тканях промысловых гидробионтов.

Радиоизотопы кобальта, цезия, стронция, железа, хрома, цинка в тканях рыб, особенно в мышцах, накапливаются в теплой воде в два-пять раз больше, чем в холодной. Коэффициенты накопления (КН) в среднем увеличиваются в три раза. В некоторых кормовых гидробионтах этот показатель еще выше. Поэтому в целях снижения доз облучения населения за счет поступления радионуклидов по пищевой цепочке из водоема-охладителя необходимо исключить сброс радиоактивных отходов вместе с теплыми водами АЭС. При нормировании сбросов АЭС в водоемы-охладители необходим трехкратный коэффициент запаса на увеличение кумуляции радионуклидов из водной среды под влиянием теплового фактора.

При комплексном использовании пресноводных водоемов-охладителей АЭС наибольшее внимание нужно обращать на то, что большинство радионуклидов поступает населению с рыбой, выращиваемой в этих водоемах. Мы исходили из предположения, что данный источник загрязнения рациона составляет 5% предела дозы облучения отдельных лиц (для населения СССР), и ввели коэффициент безопасности, равный трем, на увеличение кумуляции рыбами радионуклидов за счет сброса тепла в водоем-охладитель. На основании этого нами были вычислены рабочие пределы концентраций наиболее значимых радионуклидов в

воде озер, водохранилищ и рек в зонах размещения АЭС, *кюри/л* и был введен коэффициент безопасности, равный 3:

	Рабочий предел		Рабочий предел
Хром-51	$5 \cdot 10^{-9}$	Кобальт-60	$1 \cdot 10^{-11}$
Марганец-54 . . .	$4 \cdot 10^{-10}$	Цинк-65	$3 \cdot 10^{-11}$
Железо-55	$5 \cdot 10^{-10}$	Стронций-89 . . .	$1 \cdot 10^{-10}$
Железо-59	$3 \cdot 10^{-11}$	Стронций-90 . . .	$3 \cdot 10^{-12}$
Кобальт-58	$3 \cdot 10^{-9}$	Цирконий-95 . . .	$2 \cdot 10^{-10}$
Ниобий-95	$3 \cdot 10^{-10}$	Йод-131	$7 \cdot 10^{-11}$
Рутений-103 . . .	$3 \cdot 10^{-9}$	Цезий-134	$3 \cdot 10^{-12}$
Рутений-106 . . .	$4 \cdot 10^{-10}$	Цезий-137	$5 \cdot 10^{-12}$
Сурьма-124 . . .	$7 \cdot 10^{-10}$	Церий-141	$3 \cdot 10^{-10}$
Сурьма-125 . . .	$3 \cdot 10^{-10}$	Церий-144	$4 \cdot 10^{-10}$

Эти данные могут служить в качестве нормативов при гигиенической оценке фактических и прогнозируемых уровней загрязнения радионуклидами воды водоемов-охладителей, применяемых преимущественно для разведения и добычи рыбы и питьевого водоснабжения.

Рекомендуемые рабочие пределы концентраций радионуклидов в воде водоемов-охладителей охватывают только уровень загрязнения за счет стоков АЭС и не включают уровней радиоактивности за счет глобальных выпадений.

При использовании радиоактивной воды для орошения полей поступление большинства радионуклидов по цепочке вода — почва — растения — животное — человек будет менее значимо, чем поступление по цепочке вода — рыба — человек. Следовательно, использование из таких водоемов воды в орошаемом земледелии не внесет существенной поправки в величины рекомендуемых рабочих пределов. Исключением является кобальт-60, цинк-65, стронций-89, стронций-90. Для кобальта-60 и цинка-65 лимитирующим допустимую концентрацию окажется внешнее облучение от поверхности почвы. Поэтому при использовании воды для орошаемого земледелия рабочие пределы концентраций их в воде не должны превышать соответственно $3 \cdot 10^{-12}$ и $1 \cdot 10^{-11}$ *кюри/л*.

Стронций-89 и стронций-90 чаще всего поступают в организм человека с рыбой и молоком. При использовании воды из водоемов-охладителей для полива лугов рабочий предел концентрации этих радионуклидов в воде необходимо установить не выше $4 \cdot 10^{-11}$ и $1 \cdot 10^{-12}$ *кюри/л* соответственно.

Из представленных данных видно, что гигиеническая оценка водоемов-охладителей АЭС требует дифференцированного подхода, базирующегося на тщательном изучении местных условий, характеристик водоема, характера перспективы его народнохозяйственного использования. Наиболее надежной гарантией обеспечения радиационной безопасности населения является внедрение на АЭС надежных систем переработки (очистки) радиоактивных вод и создание оборотных систем водоснабже-

КН ртути-203 в тканях и органах рыб (*Carassius carassius L.*) при различной температуре воды за 30 суток

Температура воды, °С	Мышцы	Кости	Чешуя
1—2	8,5±0,6	4,3±0,2	41,7±1,2
17	62,0±7,0	74,1±11,9	209,7±20,3
22	82,1±8,8	92,8±10,7	259,5±36,4
27	107,3±12,7	131,0±20,1	257,6±24,8

Температура воды, °С	Жабры	Кожа	Голова	Внутренние органы
1—2	107,3±4,1	25,0±0,9	27,8±0,7	59,8±8,8
17	400,8±47,7	143,6±22,5	153,0±10,7	162,1±16,1
22	519,3±113,2	153,2±22,0	206,5±26,2	408,5±23,8
27	525,2±101,6	149,8±25,9	191,3±14,0	637,4±89,1

ния, исключающих сбросы радионуклидов в водоемы с жидкими стоками.

В гигиеническом и экологическом аспекте особого одобрения заслуживает программа использования в народном хозяйстве тепла, снимаемого с конденсаторов турбин. Это важно не только с точки зрения «оздоровления» водоемов-охладителей. Под влиянием теплового фактора существенно меняются миграционные характеристики многих вредных химических примесей (ртути, свинца, цинка, других тяжелых металлов, пестицидов, углеводородов, включая канцерогены).

Под влиянием тепла возрастает растворимость многих вредных химических соединений, кумулированных донными отложениями водоемов, а также увеличиваются КН их в тканях промысловых водных организмов. Наши исследования, выполненные с помощью меченых атомов, отчетливо показали влияние тепла на увеличение кумуляции химических элементов у рыб (см. таблицу). КН ртути-203, т. е. отношение концентрации в тканях к концентрации в воде, во всех органах с повышением температуры воды увеличивались. Это нужно учитывать при размещении АЭС и ТЭС как источников сброса термальных вод.

ЛИТЕРАТУРА

Абрамов В. М., Александров А. П., Алещенков П. И. и др. Радиационная безопасность в атомной энергетике.— Атомной энергетике XX лет. М., Атомиздат, 1974.

Любимова С. А., Пискунов Л. И. Накопление стронция-90 и цезия-137 в водных растениях Белоярского водохранилища и оз. Исетского на Среднем Урале.— Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Борок, Изд-во АН СССР, 1974.

Antonucci L., Bramati L., Fiorentino F., Malossi S. Management experience with Radioactive Wastes from enel Nuclear Power Station.— Management Low-Intermediate Level Radioactive Wastes. Proc. Symp. Aix-en-Provance, 7-11 Sept. 1970. Vienia, IAEA, 1970.

Aurand K., Schwibach J., Wolter R., Krause H. Management of Low-and-Intermediate-Level Radioactive Liguid and solid wastes in the Federal Republic of Germany.— Там же.

Belter W. G. Recent Development in the United States Low-Levels Radioactive Waste — Management program a prevision for the 1970-s.— Там же.

Dougall I., Newell J. E. Management of Low-and-Intermediate-Level Radioactive Wastes at the Nuclear Power Station of the United Kingtom cenral electricity generating board.— Там же.

Patel B., Valanju P. G., Mulay C. D. Radioecology of certain Molluscs in Indian coastal Waters.— Radioactive contamination marime environment. Vienna, IEAE, 1973.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

Ю. И. МОСКАЛЕВ, В. Ф. ЖУРАВЛЕВ

ОКИСЬ ТРИТИЯ В ПРОБЛЕМЕ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

В связи с развитием атомной энергетики, строительством атомных электростанций, исследовательских и энергетических реакторов в окружающую среду наряду с другими радионуклидами возможно поступление газообразного трития и окиси трития.

Поэтому исследования, связанные с изучением миграции трития в атмосфере по пищевым, биологическим цепочкам, оценкой доз для населения, токсичности, относительной биологической эффективности (ОБЭ) и обоснованием предельно-допустимого поступления (ПДП) и средней допустимой концентрации (СДК) трития, являются актуальными и имеют большое научно-практическое значение.

В естественных условиях тритий образуется в верхних слоях атмосферы в результате взаимодействия нейтронов вторичного космического излучения с ядрами атомов азота и кислорода. Скорость его образования 10—20 *кюри/сутки*. Он образуется также при расщеплении ядер различных элементов космическими лучами большой энергии.

Естественным путем образование трития происходит со скоростью 1,6 *Мкюри/год*. Постоянно в атмосфере содержится 28 *Мкюри трития*. Значительные количества трития могут выделяться при испытании водородного оружия, особенно при термоядерных взрывах. При взрыве водородной бомбы мощностью 1 *Мт* выделяется 16 *кг* трития (11,1 *Мкюри*). От взрывов ядерного оружия до 1963 г. в атмосферу поступило 1900 *Мкюри* трития (Eriksson, 1965). Величина дозы «комитмент» у населения в Северном и Южном полушариях равна 1 и 4 *мрад* соответственно.

Доза «комитмент» в гонадах от ядерных взрывов, проведенных до 1971 г., за счет внешних источников радиации (84 *мрад*) и инкорпорированных радионуклидов (34,7 *мрад*) составляет 120 *мрад*, из них на долю трития приходится 4 *мрад*, или 3,3%.

Годовые дозы в гонадах от инкорпорированных естественных радионуклидов («Ionizing»..., 1972) следующие, *мрад/год*:

H^3	0,001	Ra^{228}	0,03
C^{14}	0,7	Rn^{222}	0,07
K^{40}	19,0	Rn^{220}	0,003
Rb^{87}	0,3	Po^{210}	0,6
U^{238}	0,03	Тотально	20,7
Ra^{226}	0,02		

До искусственного образования трития от ядерных взрывов уровни трития в водах средних широт колебались от 6 до 24 *пкюри/л* (Kaufman, Libby, 1954; Von Butler, Libby, 1955). Около 90% натурального трития находится в гидросфере, 10% в стратосфере и только 0,1% в тропосфере. Низкое содержание трития в тропосфере объясняется тем, что в форме окиси тритий быстро вымывается дождем. Мощности доз, возникающие от естественного трития, были вычислены на основании предположения, что отношение трития к водороду в теле такое же, как в поверхностных водах. При средней энергии β-частиц 5,69 *кэв* мощность дозы от естественного трития в мягких тканях от 0,6 до 2,5 *мкрад* в год.

Тритий может образовываться также при подземных ядерных взрывах. Он может присутствовать в качестве составной части заряда, выделяться в результате термоядерных реакций, образовываться в результате захвата нейтронов литием, содержащимся в горных породах. Загрязнение тритием окружающей среды может происходить также от различных источников освещения со светосоставами постоянного действия на тритиевой основе.

В мирное время основной источник выделения трития в окружающую среду — ядерная энергетика. По данным 1969 г., мировой баланс трития в окружающей среде составил 1700 *Мкюри* (Magno, 1971). Тритий образуется в реакторах при бомбардировке элементов и делении реакторного горючего. Быстрые нейтроны образуют тритий из ^{10}B контрольных стержней или из ^{14}N остаточного воздуха. Однако эти источники невелики по сравнению с облучением тепловыми нейтронами дейтерия, ^{3}He или ^{6}Li в реакторном охладителе (Bramati, 1964).

При тепловых и медленных нейтронах образование трития обусловлено изотопом ^{6}Li, при быстрых — в основном ^{7}Li. Выход трития в виде продукта деления в реакторах составляет 0,01% (Verzaux, 1952).

Реакторы на тяжелой воде имеют утечку трития до 2—3% в год (Holmquist, 1964). Реактор, сделанный для Индии, мощностью 350 *Мвт* имеет запас тяжелой воды $1{,}5 \cdot 10^5$ *кг* и концентрацию трития 11 *кюри/кг*.

В последнее время развивается производство термоядерной энергии. Термоядерные реакторы на реакциях дейтерия — трития потребляют тритий как термоядерное горючее. Реактор мощно-

Таблица 1

Среднегодовой выброс трития с жидкими отходами зарубежных АЭС, имеющих реакторы PWR и BWR за 1968—1969 гг.

АЭС	Мощность, *Мвт*	Активность, *кюри*	Концентрация трития в сбросах, % от ПДК
	PWR		
Shippingport	90	30,13	0,005
Jankee	175	1465,0	0,145
Indian Point I . . .	265	577,25	0,057
San Onofre	430	2925,0	0,155
Connecticut Jankee .	573	2387,0	0,160
	BWR		
Drezden-1	200	4,45	0,002
Big Rock Point . . .	71	31,0	0,011
Humbolt Bay	68	86,5	0,001

стью 312 *Мвт* потребляет ежедневно 228 *г* трития, а в год $2{,}6 \cdot 10^6$ *кюри* на 1 *Мвт* электроэнергии (Homeger, 1965).

Утечка трития из тяжеловодного реактора мощностью 200 *Мвт* составляет 200 *кюри/Мвт* в год. Было рассчитано, что от всех реакторов на тепловых нейтронах выход трития составит 19 *кюри/Мвт* в год. Предполагаемое накопление трития вследствие работы энергетических реакторов к 2000 г. составит 720 *Мкюри*. Тритий, как продукт деления в процессе воспроизводства реакторного топлива, выбрасывается в атмосферу, почву и в поверхностные воды с низко активными жидкими отхо-

Таблица 2

Скорость образования трития и величина накопления его при производстве электрической и тепловой энергии

Год	Производство энергии, 10^3 *Мвт*		Скорость образования трития	Накопленный тритий
	электрической	тепловой	*Мкюри/год*	
1965	1,9	6,2	0,03	0,03
1970	9,6	31	0,1	0,3
1975	46	150	0,7	2
1980	120	390	2	6
1985	240	780	3	16
1990	430	1300	6	32
1995	670	2200	10	58
2000	1030	3320	15	96
Стационарное состояние	1030	3320	15	260

дами. Около 25% трития (как продукта деления) выбрасывается в газовой фазе (Albenezins, Ondrejcin, 1960).

Образование трития в водо-водяных реакторах (PWR и BWR) во многом зависит от химического состава теплоносителя, регулирующих стержней и т. д. Например, исследование на реакторах PWR фирмы «Вестингауз» показали, что при мощности реакторов 800—1000 *Мвт* с циркалоевым покрытием ТВЭЛ образование трития из ^{10}B составляет 660 *кюри/год* (Fletcher, 1970). Хогг (Hogg, 1972) приводит данные о выбросах трития от АЭС в окружающую среду в форме НТО (табл. 1).

Выброс трития в атмосферу через вентиляционные трубы АЭС для BWR при концентрации трития в теплоносителе $1 \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* составляет $1 \cdot 10^{-7}$ *кюри/сек* (Kent и др., 1971).

В атомной энергетике тритий в основном является продуктом тройного деления (Cowser и др., 1961). При ежегодном производстве энергии его количество к 2000 г. может составить $96 \cdot 10^6$ *кюри* (табл. 2).

Если количество трития, накопленного к 2000 г. (96 *Мкюри*), разбавить в полном объеме циркулирующей в природе воды ($2{,}74 \cdot 10^{16}$ *м*^{3}), то повышение его концентрации увеличит средние дозы от этого элемента в питьевой воде до $5{,}6 \cdot 10^{-7}$ *бэр/год* и поступлений через воздух $2{,}6 \cdot 10^{-7}$ *бэр/год*. Облучение от всех источников трития к 2000 г. составит величину $2 \cdot 10^{-6}$ *бэр/год* (Former, 1972). Эта доза незначительна по сравнению с дозой от фонового облучения ($1 \cdot 10^{-1}$ *бэр/год*).

Наблюдения за радиоактивностью внешней среды вблизи ядерных реакторов в штате Южная Каролина в 1971 г. показали, что средние концентрации трития в питьевой воде составляли 1300 *пкюри/л*. Максимальные концентрации трития в зерне, фруктах, овощах, мясе домашней птицы 30 *нкюри/г* сырого веса (Hogg, 1972). Образование трития и поступление его в окружающую среду не должно приводить к существенному повышению уровня природного радиоактивного фона (Dierkes, Fendler, 1973).

В работе Кригера и других (Krüger и др., 1974) приведены данные о возможности загрязнения тритием внешней среды от атомных электростанций с реакторами, охлаждаемыми под давлением. При работе АЭС образуется значительное количество трития (до 150 *кюри/год*). Если сброс трития происходит в поверхностные водные потоки, то для достижения допустимых уровней его содержания (0,3 *мкюри/м*^{3}) необходимо при разбавлении использовать значительные количества воды ($5 \cdot 10^5$ *м*^{3}*/год*, или 10 *л/сек*).

Несмотря на то, что тритий мало опасный изотоп, как считают некоторые исследователи, биологическое действие его разнообразно. Необходимо постоянно учитывать возможность облучения тритием обслуживающего персонала и населения вблизи АЭС за счет вдыхания паров трития и поступления его по пище-

вым цепочкам. Клайн и Стюарт (Kline, Stewart, 1974) изучали накопление и выведение трития травой. Небольшие участки луговой растительности они экспонировали под колпаком, содержащим тритиевую воду. Накопление окиси трития растениями, приводящее к полуравновесному состоянию в листьях и стеблях, происходило спустя 66 и 1970 *мин* соответственно. Удаление окиси трития из листьев и стеблей на свету осуществлялось приблизительно с одинаковой скоростью (периоды полуудаления равны соответственно 35 и 25 *мин*). В темноте периоды полуудаления окиси трития из листьев и стеблей составляли соответственно 400 и 2180 *мин*. Основные пути поступления и выведения окиси трития были связаны с переходом через устьица и непосредственно через эпидермальные ткани. Скорость выведения окиси трития из растений зависела от интенсивности транспирации. Накопление окиси трития в корнях и почве происходило с одинаковой скоростью. Период достижения полуравновесия окиси трития в почве наступал значительно позднее, чем для наземных частей растений.

Из приведенных данных вытекает важный практический вывод о том, что опасность радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий тритием при однократном поступлении радионуклида в атмосферу меньше в условиях солнечной теплой погоды, чем прохладной туманной, когда транспирация у растений затруднена. При разовом загрязнении тритием атмосферы роль почвенного источника радионуклида для растений невелика из-за медленного обмена трития между почвой и воздухом.

Таким образом, тритий в газообразном состоянии в виде паров тритиевой воды и окиси трития может в значительных количествах поступать в атмосферу, в воды рек и озер. Это, в свою очередь, создает благоприятные условия для миграции трития по пищевым биологическим цепочкам и для накопления его в растениях, фруктах и овощах на загрязненной территории. Определенные количества трития могут накапливаться в мясе домашней птицы и молоке.

Для того чтобы оценить характер воздействия трития на организм, необходимо изучать особенности обмена, распределения и биологического действия его в широком диапазоне доз при однократном и длительном поступлении в организм с учетом отдаленных эффектов поражения.

В настоящее время как у нас, так и за рубежом имеется много работ по кинетике накопления, распределению, выведению трития из организма, а также о биологическом действии в условиях острого и хронического поступления в организм. Среди соединений трития в практике одним из наиболее важных является окись трития. Опасность облучения газообразным тритием примерно в 1000 раз меньше, чем окисью трития, из-за его инертности. Исследования по кинетике обмена газообразного

трития показали, что при поступлении в организм животных окисление его не превышает 0,5%, а в организме человека — не более 0,05%. Выделение газообразного трития из организма происходит очень быстро: при периоде полувыведения 3,3 *мин* — до 90%, при периоде 14,5 *мин* — 7% (Журавлев, Калязина, 1974). Поэтому наибольшую опасность представляет окисленная доля газообразного трития или чистая окись трития.

Токсичность соединений трития определяется скоростью обмена его соединений в организме, наиболее опасными из них являются те, которые при попадании в организм подвергаются медленному метаболизму. Доза «комитмент» при инкорпорации окиси трития и органических соединений, меченных тритием, (Vennart, 1969) следующая, *бэр/мккюри:*

Путь поступления	^3HHO или ^3H_2O	Органические соединения
Через рот	$8 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-5}$
Ингаляции или инъекции в кровь (включает всасывание через кожу) .	$8 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-4}$

Вследствие более медленного метаболизма органические соединения трития будут обладать большей токсичностью. Так, можно ожидать, что меченный тритием глицерил-тристеарат (период полувыделения 30—40 суток) будет обладать большей токсичностью, чем окись трития. Нуклеозиды и аминокислоты при попадании в клетки могут создавать высокие локальные дозы. Так, тритий, содержащийся в ядре клетки, создает дозу 0,27 *рад* на 1 распад.

Большие сложности представляет оценка биологической опасности органических соединений, меченных тритием, вследствие неравномерного распределения их в организме и более медленного выведения.

Веннарт (Vennart, 1969) на основании средних тканевых доз на органы полагает, что тритированные тимидин и фолиевая кислота приблизительно в три раза более, а тритированный кортикостероид приблизительно в 30 раз менее токсичны, чем тритированная вода. Тритированные половые гормоны также менее токсичны, чем тритированная вода, главным образом, из-за того, что подобно кортикостероидам они быстро элиминируются из тела. Когда соединения трития поступают в организм через желудочно-кишечный тракт, значительная доля их будет разрушаться в кишечнике. Благодаря этому доза облучения на основные органы после заглатывания тритированного тимидина будет обусловлена тритированной водой, так как предполагается, что основная доля тимидина или экскретируется, или разрушается в кишечнике до тимина или других соединений, которые катаболизируются до тритированной воды. Приблизительно только 1/8 часть поступившего в организм радиоизотопа пере-

ходит через стенку кишечника в виде тритированного тимидина и только 2% действительно инкорпорируются в ДНК. В результате этого средняя доза облучения таких важных тканей, как костный мозг и семенники, на единицу радиоактивности, попавшей в кишечник, для тритированного тимидина оказывается даже несколько меньше, чем для тритированной воды (Lambert, Clifton, 1968; Vennart, 1969). Сравнение доз для ядра клетки и оценка биологической эффективности позволяют предположить, что тритированный тимидин будет только в несколько раз токсичней тритированной воды в соответствии со средними дозами, полученными для целых органов (Berry и др., 1966; Bond, Feinendegen, 1966). Рекомендованные уровни для органических форм трития, проникающих в кровь, устанавливаются равными 0,1 таковых для окиси трития. Исходя из наших данных, эта рекомендация консервативна, и для окончательного решения необходимы дальнейшие исследования по метаболизму и биологическому действию различных органических соединений, меченных тритием.

Известно, что по своим химическим и физическим свойствам окись трития идентична воде. Многочисленные исследования свидетельствуют о равномерном распределении окислов трития в водной фазе организма. При любом пути поступления в организм окись трития быстро всасывается и равномерно распределяется в водной фазе органов и тканей. Поэтому при оценке воздействия трития на организм необходимо учитывать возможность поступления его не только по пищевым цепочкам, но и через органы дыхания и неповрежденную кожу. Всасывание трития через кожу составляет примерно 50% от ингаляционного поступления.

Изучение распределения и выведения окислов трития из организма крыс за длительный промежуток времени при однократном и повторном введении различных количеств показало, что выведение окиси трития является сложной функцией времени и может быть представлено в виде трех экспонент с периодами 1,9 и 56 дней. Тритий, включенный в структурные элементы тканей, выводится гораздо медленнее, чем из водной фазы: $T_1=8$ дней (3%); $T_2=124$ дня (0,6%). Вследствие медленного выведения концентрация трития в сухом остатке органов и тканей в поздние сроки значительно превышает концентрацию трития в воде (Истомина, 1968).

На основании экспериментов по кинетике выведения окиси трития рассчитаны уровни тканевых доз для крыс и собак. Было показано, что на долю сухого остатка приходится не более 8% суммарной дозы. Эти данные имеют важное практическое значение. Они показывают, что оценка тканевых доз по содержанию окиси трития в водной фазе не приведет к значительному занижению тканевых доз, создаваемых тритием, находящимся в структурных элементах органов. Так как основная часть трития

быстро выводится из организма, суммарная доза быстро нарастает в первые дни эксперимента. У крыс она достигает 90% к 20-му, у собак 80% — к 10-му дню. При этом в течение первого месяца доза создается главным образом за счет активности, находящейся в водной фазе, в более поздние сроки за счет трития, включенного в структурные элементы.

Значительный интерес представляют данные по изучению кинетики накопления окиси трития в условиях длительного поступления изотопа в организм. Исследования показали, что при введении окиси трития в количестве 0,002 *мккюри/г* уже через две недели наступает равновесие между поступлением, выведением и накоплением окиси трития в организме. Кратность накопления трития в водной фазе у крыс оказалась равной 3,5—4,5. В настоящее время накоплен фактический материал по изучению биологического действия окиси трития (Истомина, Москалев, 1972).

В результате проведенных работ получены новые данные, позволяющие оценить не только уровни «остро», «подостро», но и хронически эффективных доз окиси трития, отдаленные последствия и действие окиси трития на состояние кровотворения, функцию внутренних органов, иммунологическую реактивность и потомство. Материалы исследований показывают, что собаки и кролики при воздействии остроэффективных доз окиси трития в 2—3 раза чувствительнее крыс. Через 30 дней при введении окиси трития в количестве 1,0 *мкюри/г* (доза, вызывающая гибель 50% крыс за 30 дней) поглощенная тканевая доза становится равной 1,2 *крад*, в то время как у собак — приблизительно 0,4 *крад* (Журавлев, 1968).

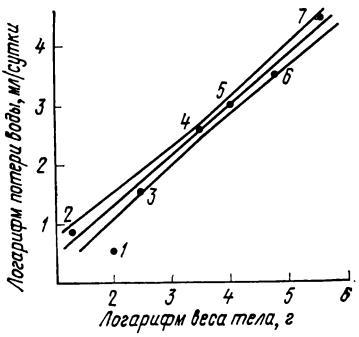
Установлено, что токсичность окиси трития для крыс при введении изотопа в вену, брюшную полость и желудок одинакова. Это свидетельствует о том, что биологическое действие окиси трития не зависит от пути поступления изотопа в организм.

Клинико-физиологические и патоморфологические исследования подопытных животных не выявили существенных отличий в клинике интоксикаций окисью трития от действия других радионуклидов и внешних источников радиации. Можно говорить лишь о более остром развитии лучевого заболевания при введении остроэффективных доз окиси трития и о более быстром восстановлении нарушений со стороны периферической крови и других функций. В отдаленные сроки после поражения окисью трития у крыс возникают опухоли различных органов и тканей, в том числе опухоли молочных желез, гипофиза, яичников, паращитовидной и щитовидной желез, а также лейкозы (Казбекова, 1963). В связи с тем, что лейкозы — одна из наиболее изученных форм патологии, развивающаяся и у человека после воздействия ионизирующей радиации, интересно также сравнить частоту лейкозов у крыс при поражении окисью три-

тия с таковой у человека после облучения рентгеновскими и ν-лучами. При введении окиси трития в количестве 0,15 и 0,3 *мкюри/г* средняя суммарная частота возникновения лейкозов у самцов составляет 0,13% на 1 *рад* аккумулированной дозы, у самок приблизительно 0,045%. При переносе этих данных с животных на человека можно предположить, что суммарная частота лейкозов, развивающихся у человека и крысы за время их жизни, одинакова. Принимая среднюю продолжительность жизни человека 70 лет и внося соответствующие поправки на продолжительность жизни крыс, получим, что частота лейкозов у мужчин 23, а у женщин 8 случаев в год на 1 *рад* из 10^6 человек. Рассмотренные выше экстраполяционные расчеты показывают, что окись трития обладает более высокой лейкемогенной активностью, чем протоны, рентгеновские и ν-лучи. Важное практическое значение имеет обоснование коэффициентов относительной биологической эффективности (ОБЭ) трития. Исследования по биологическому действию радиоактивных изотопов, обладающих разными энергиями излучения, указывают на увеличение токсичности β-излучателей с уменьшением энергии β-частиц, что связано с различной плотностью ионизации, создаваемой радионуклидами в тканях (Москалев и др., 1973).

Ряд авторов по различным тестам оценивали величину коэффициентов ОБЭ для окиси трития. В среднем ОБЭ окиси трития составляет 1,7. Наши данные (Москалев и др., 1973) показывают, что при поражении крыс окисью трития и облучении γ-лучами ^{137}Cs ОБЭ по критерию продолжительности жизни составляет от 1,35 до 2,0. По снижению количества лейкоцитов ОБЭ=1,9, по изменению веса селезенки — от 1,74 до 1,89; по изменению веса зобной железы — от 1,61 до 2,09. При поражении собак окисью трития доза, вызывающая гибель 50% животных, к 30 суткам составляет 0,15 *мкюри/г* (0,37 *крад*), а при воздействии ^{137}Cs — 3,0 *мкюри/г* (0,5 *крад*). Отсюда следует, что мягкий β-излучатель тритий приблизительно в 1,35 раза эффективнее жесткого.

Для оценки предельно допустимого уровня поступления окиси трития в организм человека необходимо располагать сведениями о периоде полувыведения ее из организма. Многочисленные исследования, проведенные с окисью трития, показывают, что кинетика выведения ее из организма человека описывается двумя экспонентами. При этом 97% окиси трития выводится из организма с периодом полувыведения 10 суток (колебания от 4 до 18 суток). Величина этого полупериода зависит от возраста, сезона и климатических факторов и характеризует обмен воды. Небольшая доля окиси трития (приблизительно 3%) выводится с полупериодом от 30 до 100 дней и, вероятно, характеризует кинетику обмена трития в органических структурах. Сократить период полувыведения трития из организма можно увеличением потребления жидкости.



Соотношение между содержанием воды в теле и весом твердого остатка.

1 — кенгуровая крыса; *2* — мышь; *3* — крыса; *4* — кролик; *5* — собака; *6* — человек; *7* — лошадь.

Существуют значительные различия в периоде полувыведения трития из организма животных, которые в основном обусловлены интенсивностью обменных процессов в организме и условиями обитания животных.

Сделаны попытки оценить соотношение между весом тела животного и скоростью обновления воды (см. рисунок). На семи видах млекопитающих показано, что ежедневное обновление воды на единицу веса происходит пропорционально весу тела: чем крупнее животное, тем медленнее происходит обновление воды на единицу веса тела. Известно, что скорость обновления воды падает с увеличением веса тела животного, поэтому биологические параметры, которые контролируют задержку и обмен воды у мелких лабораторных животных, по-видимому, отличаются от таковых у крупных животных и человека. Из рассмотренной группы животных за пределы 95% вероятности выпадают лишь кенгуровые крысы, что свидетельствует о существовании у них особых механизмов, способствующих консервации воды и выживанию животных в условиях ограниченного поступления воды в организм (Richmond и др., 1962).

Широкий комплекс экспериментальных исследований по изучению кинетики обмена, распределения, выведения трития из организма, а также сведения о биологическом действии его на организм животных, позволили экспериментально обосновать допустимые уровни содержания его в организме и рекомендовать величины СДК и ПДП (Москалев и др., 1969).

Учитывая, что газообразный тритий менее токсичен, чем окись трития, предельно допустимые концентрации его значительно выше. Предел допустимого поступления газообразного трития через органы дыхания для персонала составляет $4{,}8 \cdot 10^6$ *мккюри/год*. СДК его в воздухе рабочих помещений не должна превышать $2{,}0 \cdot 10^{-6}$, а в атмосфере воздуха $6{,}6 \cdot 10^{-8}$ *кюри/л*. Предельно допустимое содержание окиси трития в организме человека не должно превышать 1 *мкюри*. ПДП для персонала через органы дыхания составляет величину $1{,}2 \cdot 10^4$ *мккюри/год*, СДК окиси трития в воздухе производственных помещений $4{,}8 \cdot 10^{-9}$, в атмосфере воздуха $1{,}6 \cdot 10^{-10}$ и в воде $3{,}2 \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* («Нормы радиационной безопасности», 1972).

ЛИТЕРАТУРА

Журавлев В. Ф. Токсичность и клиническая картина поражения окисью трития различных видов животных.— Окись трития. М., Атомиздат, 1968.

Журавлев В. Ф., Калязина Н. С. Кинетика обмена газообразного трития.— Гигиена и санитария, 1974, № 6.

Истомина А. Г. Тканевые дозы при однократном введении окиси трития.— Окись трития. М., Атомиздат, 1968.

Истомина А. Г., Москалев Ю. И. Кинетика накопления и тканевые дозы при хроническом введении крысам окиси трития.— Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации. М., Атомиздат. 1972.

Казбекова Д. А. Патологическая анатомия поражения окисью трития.— Окись трития. М., Атомиздат, 1963.

Москалев Ю. И., Штуккенберг Ю. М., Журавлев В. Ф. Рекомендации по предельно допустимым концентрациям окиси трития в воздухе производственных помещений.— Гигиена труда и профзаболеваний, 1969, № 2.

Москалев Ю. И., Журавлев В. Ф., Истомина А. Г. Относительная биологическая эффективность окиси трития в отдаленные сроки.— Гигиена и санитария, 1973, № 6.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). М., Атомиздат, 1972.

Albenezins E. L., Ondrejcin R. S. Nuclear Fission Produced Tritium.— Nucleonics, 1960, vol. 18, N 9.

Berry R. J., Oliver R., Reinskin A. Reproductive Death of Mammalian Gells Due to Beta-Radiation from Incorporated Thymidine Labelled with H^3 or C^{14}.— Health Phys., 1966, vol. 12.

Bond V. P., Feinendegen L. E. Intranuclear H^3 Thymidine Dosimetric Radiobiological and Radiation Protection Aspects.— Там же.

Bramati L. Production of Tritium in Nuclear Reactors.— Seminare Protection Contre Dangers Tritium Conf. 640 413, 1964.

Cowser K. E., Hendee W. R., Paterson C. A. Kr^{85} and Tritium in an Expanding World Nuclear Power Industry.— Health Phys. USAEC Report ORNL-4007, 1961.

Dierkes L., Fendler H. G. Release of Tritium to the environment due to the operation of research and power reactors.— Health Phys. Problem Intern. contamination. Proc. IRPA 2 und Europ. Congr. Rad. Protect. Budapest, 1973.

Eriksson E. An account of the major pulses of tritium and their effects in the atmosphere.— Tellus, 1965, vol. 17.

Fletcher M. D. Primary coolant chemistry of RWR'S.— Intern. Water Conf. 31-th Annual Meet. Pitsburg, 1970, Pt. 1.

Former C. Tritium in Fast Reactors Energy.— Intern. J. Applied Radiation Isotopes, 1972, vol. 9, N 6.

Hogg M. New Radwaste retention system.— Nucl. Energy Int., 1972, vol. 17, N 189.

Holmquist C. E. Hazards of Tritium Oxides Induced in Heavy Water Reactors.— Seminare Protection Contre Dangers Tritium. Conf. 640413, 1964.

Homeger W. G. Thermal and Chemical Aspects of the Thermonuclear Blannet Problem USAEC Report. RLE-TR-435, 1965.

Ionizing Radiation. N. Y., Levels United Nations., 1972, vol. 1.

Kaufman S., Libby W. F. The natural distributionof tritium.— Phys. Rev., 1954, vol. 93.

Kent C. E., Levy S., Smitch J. M. Effluent control for Biling Water Reactors.— Environ. Aspects Nucl. Power Stat. Proc. Sympos. N. Y., 1970. Vienna, 1971.

Kline J. R., Stewart M. L. Tritium uptake and loss in grass vegetation which has been exposed to an atmospheric source of tritiated water.— Health Phys., 1974, vol. 26, N 6.

Krüger F. M., Heminger B., Wilhelm H. Tritium aus Kernkraft werken mit Druckwasserreactoren.— Rept. Staate. Zentr. Stralenschutz, 1974, N 157.
Lambert B. E., Clifton R. J. Radiation Doses Resulting from the Ingestion of Tritiated Thymidine by the Rat.— Health Phys., 1968, vol. 15, N 3.
Magno P. Environmental aspects of radioactive waste discharges from a nuclear fuel reprocessing plant.— Amer. Pull Health Assotiation 99th Annual Meeting, 1971.
Richmond C. R., Langham W. H., Trujillo T. T. Comparative metabolism of Tritiated water by Mammals.— J. Cell. Compar. Physiol., 1962, vol. 59, N 1.
Vennart J. Radiotoxicology of Tritium and C^{14} compounds.— Health Phys., 1969, vol. 16.
Verzaux P. Investigation of the Collision Cross-Section of Litium for Neutrons.— J. Phys. Radium. 1952, vol. 31.
Von Butler H., Libby W. F. National distribution of cosmicray produced tritium. Part II.— J. Inorg. Nucl. Chem., 1955, vol. 1.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР
ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

И. А. ШЕХАНОВА, Э. В. ОРЛОВ, Г. С. ШЛЕЙФЕР

ПРОБЛЕМА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ И ЕГО ВЛИЯНИЯ НА РЫБ

В настоящее время в связи с прекращением массового испытания ядерного оружия отмечается значительное снижение выпадения радиоактивных продуктов деления (Нелепо, 1970). Так, в 1967 г. на поверхность земного шара ^{90}Sr выпало 4,6% от выпавших в 1963 г., а в 1970 г. — 0,4%. Можно предположить, что аналогичная картина характерна и для ^{137}Cs, поскольку величина отношения между этими нуклидами в атмосфере и в выпадениях колеблется мало (Volchok, 1967; Шведов, Патин, 1968). Таким образом, влияние атмосферного поступления на радиоактивное загрязнение суши и океана в настоящее время должно быть незначительным (Патин, Петров, 1973).

И все же проблема радиоактивного загрязнения естественных водоемов и действие низких уровней ионизирующих излучений на гидробионты остается актуальной (Шеханова, Алексахин, 1975). Это определяется все бо́льшим использованием ядерной энергии в мирных целях и связанным с этим пропорциональным увеличением количества радиоактивных отходов. Еще в 1967 г. М. Эйзенбад указывал, что в результате испытаний ядерного оружия в атмосферу выброшено 10^7 *кюри* ^{90}Sr. В результате мирного использования ядерной энергии к 2000 г. количество ^{90}Sr в отходах может достичь 10^{12} *кюри*. Если 0,1% этого количества перейдет в окружающую среду, биосфера окажется загрязненной ^{90}Sr в 100 раз больше, чем это наблюдается за счет глобальных выпадений от проведенных ядерных испытаний (Эйзенбад, 1967).

Интересно проанализировать современные уровни содержания долгоживущих искусственных радионуклидов в открытом океане, морях и пресноводных водоемах. В настоящее время одними из основных компонентов глобального радиоактивного загрязнения являются ^{90}Sr и ^{137}Cs. Наиболее полно исследована концентрация ^{90}Sr в океане (табл. 1, составленная по литературным данным: Середа, 1962, 1964; Попов, Патин, 1966; Патин, 1970; Поликарпов, 1970; Volchok и др., 1971; Буянов, Петров, 1973; Патин, Петров, 1973; Прохорычева, 1974; Miyake и др., 1974, и др.).

Таблица 1

Среднее содержание ^{90}Sr в поверхностных водах Мирового океана, *пкюри/л*

Район Мирового океана	Годы								
	1956	1958	1960	1962	1964	1966	1968	1970	1972
Океан									
Атлантический									
северное полушарие	0,07	0,07	0,09	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	—
южное полушарие	0,04	0,04	0,05	0,1	0,1	0,08	0,07	—	—
Тихий									
северное полушарие	1,5	1,1	0,4	0,4	0,4	0,3	0,2	—	—
южное полушарие .	—	—	0,11	0,08	0,1	0,12	0,06	—	—
Индийский	—	0,11	0,11	0,10	—	—	—	—	—
Море									
Северное	—	0,5	0,6	0,4	0,8	0,5	0,3	0,4	—
Балтийское	—	0,3	0,6	0,8	1,0	1,0	1,0	—	20—50*
Черное	—	0,08	0,3	0,6	0,7	0,8	1,0	—	0,6
Средиземное	—	—	0,1	0,4	0,4	0,1	0,5	—	—
Красное	—	—	0,11	0,11	—	—	—	—	—
Азовское	—	—	—	—	—	—	4,5	1,2	1,7

* В портовой части городов Польши (Ulewicz и др., 1974).

Сведений о содержании в пресноводных водоемах ^{90}Sr и других радионуклидов значительно меньше. Они приведены в табл. 2, составленной по данным исследователей (Поляков и др., 1964; Середа, Бобовникова, 1965а; б; Гедеонов, Анкудинов, 1967; Бобовникова и др., 1970; Брагин, 1973; Вадзис, Калниня, 1973).

Анализ приведенных данных позволяет выделить две тенденции в современном развитии процесса загрязнения водоемов долгоживущими радионуклидами. Одна из них отражает стабилизацию или даже некоторый спад концентрации ^{90}Sr в поверхностных водах океанов (особенно Тихого), другая — очевидное повышенное содержание ^{90}Sr во внутренних морях и пресноводных водоемах. Это, видимо, является следствием геохимического перераспределения компонентов глобального радиоактивного загрязнения между поверхностью суши и водой (Патин, Петров, 1973). Иногда процесс миграции радиоактивных веществ с суши в море сопровождается загрязнением обширных прибрежных акваторий отходами атомной индустрии (Середа, 1964; Вдовенко и др., 1966; Нелепо, 1970).

Накопление радиоактивных элементов в рыбах зависит от характера распределения и уровня содержания этих элементов в водоемах. В процессе жизнедеятельности рыбы усваивают содер-

Таблица 2

Содержание ^{90}Sr в пресноводных водоемах, *пкюри/л*

Исследованный водоем	Годы					
	1957	1962	1963—1965	1967—1969	1970—1971	1972
Реки						
США	—	—	—	—	—	10—30
европейской части СССР	—	1,2	1,5—3,6	—	—	—
азиатской части СССР	—	0,8	—	—	—	—
Озера						
Латвии	—	—	—	2,5—5,0	—	—
Казахстана	—	—	—	—	2,9—5,0	—
Рыбинское водохранилище	1,1	—	—	—	—	—

жащиеся в воде искусственные радионуклиды либо как изотопы биогенных элементов (^{32}P, ^{45}Ca, ^{35}S и др.), либо как аналоги биогенных элементов (^{90}Sr, ^{137}Cs и др.). Существенное влияние на интенсивность усвоения радионуклидов оказывает характер питания рыб, так как основное количество минеральных веществ, в том числе и радиоактивных, рыбы усваивают с кормом. Степень усвоения растворенных радионуклидов зависит от вида, возраста, физиологического состояния рыб, от качества потребляемого корма, а также от целого ряда абиотических факторов. Наиболее существенный из них — уровень минерализации воды и концентрация в ней элементов-аналогов (Шеханова, 1975).

Способность рыб усваивать растворенные вещества приводит к тому, что содержание искусственных радиоактивных элементов в

Таблица 3

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в морских и пресноводных рыбах, *пкюри/кг* сырой массы

Рыбы	^{90}Sr		^{137}Cs	
	в костях	в целой рыбе	в мышцах	в целой рыбе
Океанические	26	5	21	18
Морские	—	87	59	53
хищные	—	—	—	75
мирные	—	—	—	30
Полупроходные	—	119	—	—
Пресноводные	—	144	350*—1580**	—
хищные	500*—1630**	—	760—13000	—
мирные	1400—2750	—	160—1430	—

* Концентрация в водоеме Ca 40, K — 2—3 *мг/л*.
** То же, 20 и 0,5—0,7 *мг/л* соответственно.

Таблица 4

Расчетные дозы облучения рыб в водоемах, создаваемые от инкорпорированных искусственных радионуклидов, *рад/сутки*

Рыбы	^{90}Sr		^{137}Cs	
	в костях	в целой рыбе	в мышцах	в целой рыбе
Океанические	$6\cdot10^{-7}$	$0,5\cdot10^{-7}$	$5\cdot10^{-7}$	$4,6\cdot10^{-7}$
Морские	—	$2,0\cdot10^{-6}$	$1,5\cdot10^{-6}$	—
хищные	—	—	—	$1,9\cdot10^{-6}$
мирные	—	—	—	$0,8\cdot10^{-6}$
Полупроходные	—	$2,8\cdot10^{-6}$	—	—
Пресноводные	—	$3,4\cdot10^{-6}$	$9\cdot10^{-6}$—$4\cdot10^{-5}$	—
хищные	$1,2\cdot10^{-5}$ $3,9\cdot10^{-5}$	—	$2\cdot10^{-5}$—$1\cdot10^{-4}$	—
мирные	$3,3\cdot10^{-5}$ $6,7\cdot10^{-5}$	—	$4\cdot10^{-6}$—$3,7\cdot10^{-5}$	—

их органах и тканях превышает концентрацию радионуклидов в окружающей среде. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs в промысловых рыбах приведены в табл. 3, составленной на основе анализа литературных данных (Тимощук, Соколова, 1970; Прохорычева и др., 1971; Соколова, 1971; Бакунов и др., 1973; Брагин, 1973; Брагин, Матмуратов, 1973; Слока и др., 1973; Патин, Петров, 1973; Прохорычева, 1973, 1974).

Количество усвоенных радионуклидов влияет на величину дозы облучения, которую получают отдельные органы и ткани или организм рыбы в целом. Исходя из уровня содержания ^{99}Sr, ^{137}Cs в морских и пресноводных рыбах была рассчитана поглощенная доза, формируемая за счет инкорпорированных радионуклидов (Белоусова, Штуккенберг, 1961) по формуле: $P=5,12\cdot10^4\cdot C\cdot E_{ср}$, где P — мощность дозы, *рад/сутки*; C — концентрация радионуклида, *кюри/кг*; $E_{ср}$ — средняя энергия излучения β-частиц.

Было принято, что ^{90}Y находится в тканях в равновесии с ^{90}Sr, учитывалось только β-излучение ^{137}Cs (табл. 4).

Доза облучения мягких тканей рыб от естественных источников ионизирующего излучения составляет около 10^{-4} *рад/сутки* (Перцов, 1973; Прохорычева, 1974; Зайцева, 1975; Шеханова, 1975). Сравнение этой величины с данными табл. 4 показывает, что океанические и морские рыбы в настоящее время облучаются в основном за счет естественных источников радиации. В организме пресноводных рыб (особенно обитающих в водоемах со слабой степенью минерализации) накопление искусственных радионуклидов таково, что формируемая за счет них доза приближается к дозе от естественных источников радиации.

Проводя расчет поглощенной дозы, мы не учитывали возможность облучения рыб за счет внешних по отношению к целой рыбе или отдельному органу источников. В то же время исследования показали, что доза облучения от радионуклидов, накопленных в донных отложениях и водных растениях, значительно выше, чем от инкорпорированных в рыбе изотопов (Питкянен, Зайцев, 1974; см. статью С. П. Пешкова и других в наст. сборнике). Помимо этого, жизненно важные органы — гонады и почки, собственное накопление в которых ^{90}Sr незначительно, получают дополнительную дозу облучения от костей и от находящихся в кишечнике кормовых органов, способных к высокой степени аккумуляции радионуклидов. Следовательно, реальная доза облучения рыб, обитающих в пресноводных водоемах, будет выше значений, приведенных в табл. 4.

Заключая анализ современных уровней радиоактивного загрязнения естественных водоемов и обитающих в них рыб, необходимо подчеркнуть следующее. До тех пор, пока концентрация искусственных радионуклидов в организме рыб не превышает уровня содержания естественных радиоактивных веществ, а доза облучения сопоставима с естественной дозой радиации, нет оснований предполагать неблагоприятное воздействие этого фактора на их биологическое состояние. В течение длительной эволюции рыбы приспособились к существующим в природе дозам облучения. Перед специалистами в области водной радиобиологии и радиоэкологии стоит нерешенная проблема: определить уровни радиоактивного загрязнения водной среды и дозы, способные привести к первичным неблагоприятным изменениям в водоемах, например, к угнетению отдельных наиболее радиочувствительных видов и к изменению в структуре экосистемы в целом (Шеханова, Алексахин, 1975).

Возможны два пути решения этой проблемы: моделирование условий радиоактивного загрязнения в хронических опытах с рыбами в аквариумах и проведение наблюдений за ихтиофауной искусственно загрязненных водоемов.

Наши исследования показали, что длительное обитание рыб в растворе ^{90}Sr концентрацией 10^{-6} *кюри/л* приводят к нарушениям в структуре и функции воспроизводительной системы (Шеханова, Воронина, 1971; Воронина, 1973; Шеханова и др., 1973; Воронина и др., 1974; Шеханова, 1975). У самок вьюна плодовитость снижается в два раза по сравнению с контролем. У самцов тиляпии семенники дегенерируют до наступления половой зрелости. Самки, выращенные в таком растворе, дают потомство с интактными самцами; однако молодь через некоторое время после выклева погибает. Плотва, живущая в водоеме с повышенным содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs, размножается, но значительно хуже, чем в сходных по гидрохимии чистых водоемах.

В последние годы мы продолжали исследовать влияние длительного облучения с низкой мощностью дозы на воспроизводи-

тельную функцию тиляпий. Полученные ранее данные подтвердились. Кроме того, было установлено, что самки, живущие в растворе ^{90}Sr концентрацией 10^{-6} *кюри/л*, после нерестов, идущих с интервалами в 20—40 дней, типичными для данного вида, утрачивают способность к воспроизводству. Взрослые половозрелые самцы, помещенные в опытный раствор, примерно через три месяца также становятся стерильными. Накопление ^{90}Sr и ^{90}Y в гонадах незначительное, причем в семенниках уровень накопления выше, чем в яичниках. Мощность дозы от инкорпорированных радионуклидов в семенниках — $4 \cdot 10^{-2}$; в яичниках — $2 \cdot 10^{-2}$ *рад/сутки* (Шеханова, Печкуренков, 1969). Основную дозу облучения гонад рыб вносит ^{90}Y, содержащийся в костной ткани, и проходящая по кишечнику загрязненная пища, поскольку заглатываемые рыбами органические частицы сильно сорбируют радионуклиды. Измерение у тиляпии мощности дозы с помощью термолюминесцентных дозиметров («Методическое пособие...», 1975) показало, что она составляет 3—10 *рад/сутки* и зависит от степени насыщения рыбы кормом. Суммарная доза облучения гонад тиляпии, при которой у самцов наступает стерильность, составляет 550—600 *рад*. Самки утрачивают способность к воспроизводству после облучения в дозе 1000—1200 *рад*. Облучение гонад за счет проходящего по кишечнику пищевого комка приводит к тому, что высокая интенсивность облучения может иметь место задолго до существенного накопления радиоизотопов в костях и мягких тканях, т. е. сразу после перехода личинок рыб на активное питание.

У рыб выращенных в воде с содержанием ^{90}Sr $5 \cdot 10^{-8}$ *кюри/л* мощность дозы облучения гонад составляет примерно 0,2 *рад/сутки*. Через два года у них отмечается лишь слабая тенденция к снижению воспроизводительной функции, выражающаяся в относительном уменьшении количества жизнеспособных эмбрионов и и предличинок. Сравнение частоты нерестов самок в опыте и контроле по критерию Колмогорова — Смирнова не выявило между ними заметных отличий ($\lambda^2_{эксп} = 0{,}38$; $\lambda^2_{0,5} = 1{,}84$). В результате трехмесячного наблюдения (как в контроле, так и в опыте) отмечалось уменьшение среднего веса выметанных икринок, связанное с изменением качества и количества корма. У контрольных самок в трех последовательных нерестах он составлял соответственно 7,39; 6,48 и 6,20, а у опытных — 6,90; 6,82 и 6,76 *мг*. Отношение средних весов икринок опытных самок к весам икринок контрольных меняется без видимой закономерности.

Нами были получены факты, свидетельствующие о снижении жизнестойкости рыб, подвергшихся длительному облучению при относительно малых мощностях дозы. Опыты с тиляпиями показали, что хроническое облучение рыб дозой около 2 *рад/сутки* (при концентрации ^{90}Sr 10^{-6} *кюри/л*) вызывает снижение устойчивости их к паразитарным и инфекционным заболеваниям (Шеханова и др., 1975).

Таблица 5

Расчетные дозы облучения почек карпа в эксперименте

Концентрация раствора, *кюри/л*	Показатель	Количество суток				
		15	30	90	180	270
		Мощность дозы, *рад/сутки*				
$5\cdot10^{-8}$	1*	$1,6\cdot10^{-3}$	$2,8\cdot10^{-3}$	$4,6\cdot10^{-2}$	$0,9\cdot10^{-2}$	$0,6\cdot10^{-2}$
	1+2	$3,3\cdot10^{-3}$	$0,8\cdot10^{-2}$	$8,9\cdot10^{-2}$	$6,9\cdot10^{-2}$	$7,1\cdot10^{-2}$
$1\cdot10^{-6}$	1	$1,6\cdot10^{-2}$	$5,7\cdot10^{-2}$	0,1	0,1	0,15
	1+2	0,27	0,66	1,5	2,9	2,4
		Суммарная доза, *рад*				
$5\cdot10^{-8}$	1	0,01	0,05	2,1	9,3	14,5
	1+3	0,02	0,12	4,2	20,3	34,0
$1\cdot10^{-6}$	1	0,12	0,2	5	20	35
	1+3	1,9	8,2	70	275	532

* 1 — инкорпорированные ^{90}Sr и ^{90}Y; 2 — 0,5 мощности дозы от скелета; 3 — 0,5 дозы от скелета.

С 1973 по 1975 гг. были проведены исследования иммунологической реактивности рыб, в течение длительного времени содержавшихся в растворах стронция-90 концентрацией $5\cdot10^{-8}$ (I вариант) и $1\cdot10^{-6}$ *кюри/л* (II вариант). Влияние ионизирующей радиации на гуморальные и клеточные факторы иммунитета исследовали на годовиках карпа. Опыт проходил в двух повторностях: в первой — рыбы жили в растворах 180, во второй — 270 дней. Изучали фагоцитарную активность лейкоцитов, выживаемость рыб при заражении различными дозами вирулентной культуры *Aeromonas punctata,* процесс антителообразования, бактериостатические свойства сыворотки крови.

При проведении иммунологических исследований регулярно у части рыб определяли уровень накопления радионуклидов в отдельных органах и тканях для последующего расчета тканевой дозы. Основное внимание было обращено на дозу, поглощенную почками, выполняющими у рыб функцию кроветворения. Было принято, что вся энергия, образующаяся при распаде инкорпорированных в почках ^{90}Sr и ^{90}Y, поглощается тканью почек (Löevinger, 1956; Козлов, 1965). Кроме того, учитывали облучение почек за счет накопленного в костях ^{90}Y, принимая, что пробег β-частиц со средней энергией 0,75 *Мэв* в мягкой ткани равен 3,04 *мм* (Кимель, Машкович, 1966). Почки у рыб располагаются в непосредственной близости к осевому скелету, толщина их у годовиков карпа не более 3 *мм*, следовательно, можно предполагать, что половина энергии излучения ^{90}Y от костной ткани будет поглощена почками. Результаты расчета мощности дозы и сум-

марной дозы облучения почек за счет инкорпорированных радионуклидов и данные, характеризующие вклад в дозу облучения от ^{90}Y, накопленного в осевом скелете, приведены в табл. 5.

Фагоцитарную активность лейкоцитов опытных и контрольных рыб изучали in vivo в брюшном эксудате. Рыбам внутрибрюшинно вводили 1—2-суточную культуру *Aeromonas punctata* в объеме 0,3—0,5 *мл*. Через определенные интервалы времени капилляром брали брюшной эксудат, наносили на обезжиренное предметное стекло, обрабатывали и определяли количество фагоцитирующих (% к общему числу просмотренных лейкоцитов) и нефагоцитирующих клеток.

У контрольных рыб в течение всего опыта количество фагоцитирующих клеток не изменялось и составляло 9—28% от числа просмотренных. В I варианте опыта после 15-дневного пребывания рыб в растворе не выявлено изменений фагоцитарной реакции. На 30-е сутки отмечено уменьшение фагоцитарного индекса до 3—17%. В последующие 60 дней активность фагоцитов остается приблизительно на одном уровне. Через 180 дней после начала опыта заметно увеличивалось количество фагоцитирующих клеток до 7—32%.

Во II варианте опыта через 15 дней после помещения рыб в растворы отмечена тенденция к угнетению фагоцитарной активности до 4—17%. Через 30 дней количество фагоцитирующих клеток составляло 4—15%. После 180 дней содержания рыб в растворе была выявлена тенденция к повышению активности фагоцитов. Итак, отмечается фазовый характер изменения активности фагоцитов у рыб под влиянием хронического облучения.

Бактериостатические свойства сыворотки крови опытных и контрольных рыб изучали фотонефелометрическим методом, основанным на изменении оптической плотности мясо- или рыбо-пептонного бульона при росте микробов с добавлением и без добавления сыворотки крови рыб. Оптическую плотность определяли на фотоэлектроколориметре (ФЭК-М) с зеленым фильтром. Антимикробную активность рассчитывали по формуле

$$A = \frac{D'_{о} - D_{о}}{D'_{к} - D_{к}} \times 100,$$

где A — антимикробная активность, %; $D'_{о}$ — исходная плотность опытного варианта; $D_{о}$ — оптическая плотность опытного варианта, определенная через 3 *ч*; $D'_{к}$ — исходная оптическая плотность контрольного варианта; $D_{к}$ — оптическая плотность контрольного варианта, определенная через 3 *ч*.

В первые 15 дней после перемещения рыб в растворы ^{90}Sr у опытных особей в обоих вариантах была отмечена статистически достоверная стимуляция бактериостатических свойств сыворотки крови. Нарастание оптической плотности в опыте составляло 98—99% против 120% в контроле. В последующие 30—90

дней антимикробные свойства сыворотки крови опытных рыб держались на уровне контроля. Через 270 дней отмечено стойкое подавление антимикробных свойств в обоих вариантах опыта. Показали в контроле в это время составляли 59%, в I варианте — 103%, во II варианте — 132%. Характеристика доз, при которых наблюдались изменения, приведена в табл. 5.

После заражения различными дозами вирулентной культуры *Aeromonas punctata* исследовали выживаемость рыб. Рыб выдерживали в растворах один, три, шесть месяцев, затем брали по 10—15 особей из каждого варианта и заражали двухсуточной бульонной культурой. Учитывали количество рыб, погибших в опыте и в контроле после заражения.

Опыты показали, что у облученных рыб степень устойчивости к вирулентному штамму была ниже, чем у необлученных после месяца пребывания в радиоактивных растворах в 1,8 и 2,3, а через три месяца в 2,6 и 3,2 раза. Спустя шесть месяцев у опытных групп рыб было отмечено повышение устойчивости к заражению вирулентной культурой бактерий (в 1,2—1,3 раза по сравнению с контролем), однако эти различия недостоверны.

Для исследования процесса антителообразования контрольных и опытных рыб трехкратно с интервалом в семь дней иммунизировали микробным антигеном. Реакцию агглютинации проводили объемным методом по Видалю, интенсивность антителообразования оценивали по четырехбалльной системе («Методическое пособие....», 1975).

На седьмой день после последней иммунизации у контрольных рыб титр антител составил 1 : 10—1 : 40. У опытных рыб, которые до иммунизации находились в растворах в течение 75 суток, реакция агглютинации была отрицательной. На 21-й день у контрольных титр агглютининов достиг 1 : 10—1 : 60, у рыб из I варианта опыта — 1 : 10—1 : 20, из II варианта — едва 1 : 10 и был слабо выражен. Максимум титра агглютининов у контрольных рыб был достигнут на 36-й день и составил 1 : 2560. Максимальный титр у рыб из I варианта наблюдался на 52—60-й, у рыб из II варианта — на 66—80-й дни и составил соответственно 1 : 640—1 : 1260 и 1 : 173—1 : 1280. Помимо более позднего появления агглютининов и сравнительно малых титров, у опытных рыб отмечена пониженная (по сравнению с контролем) интенсивность реакции агглютинации. Угнетение антителообразования начиналось у карпов после облучения почек дозой около 4 *рад* при мощности дозы 0,1 *рад/сутки*.

Проведенные исследования позволили дополнить известную картину радиационного поражения рыб в условиях, моделирующих радиоактивное загрязнение водоема, и уточнить зависимость эффекта облучения от дозы. В опытах с длительным содержанием тиляпий в растворе активностью $n \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* суммарные дозы, вызывающие стерильность, у взрослых самцов оказались соизмеримыми по величине с дозами острого

облучения, дающего тот же результат (Solberg, 1938; Натали, 1940; Welander и др., 1949; Ромашов, Головинская, 1960; Черфас, 1962, и др.). Близкие к нашим данные были получены другими авторами в хронических экспериментах с разными видами рыб (Hyodo-Taguchi, Egami, 1970; Hyodo-Tagychi и др., 1971).

Опыты с размножением тиляпий в растворе относительно низкой активности ($n \cdot 10^{-8}$ *кюри/л*) по своей продолжительности (более двух лет) не имеют аналогий. В оценке воспроизводительной способности облученных рыб был принят функциональный подход— она определялась по количеству полноценных потомков на жизнестойкой личиночной стадии. Комбинируя пары производителей, учитывали потенции не только самок, но и самцов, более чувствительных к облучению. Результаты во многом совпали с данными проведенных ранее в нашей лаборатории наблюдений, в которых на протяжении полутора лет была прослежена судьба трех поколений тиляпий (Воронина, 1973). Все это убеждает нас в том, что тенденция к снижению воспроизводительной способности рыб, проявившаяся в растворе указанной активности, не является случайной. Таким образом, соответствующую ей мощность дозы 0,2 *рад/сутки* по влиянию на систему размножения рыб, по-видимому, пока следует считать нижней границей, на которой прослежен четкий эффект. Вероятная реализация рецессивных мутаций во втором поколении должна сдвинуть эту границу еще ниже.

Наблюдения за выживаемостью тиляпий при различной степени воздействия на них возбудителей инфекционных и паразитарных заболеваний обнаружили серьезное уменьшение адаптационных резервов организма у облученных рыб. Если в нормальных условиях в опыте (10^{-8} *кюри/л*), как и в контроле, гибли единичные экземпляры и разница между ними была незначительна, то в экстремальных условиях отношение количества погибших облученных рыб к контрольным резко возрастало.

Вызываемые облучением сдвиги в тонких физиологических механизмах у рыб, выполняющих защитные функции, были раскрыты в опытах с карпом. При длительном облучении рыб с мощностью дозы на осевой скелет $0{,}1^{-4}$ *рад/сутки* и суммарной поглощенной дозой 20—1200 *рад* наблюдалось угнетение фагоцитарной активности лейкоцитов периферической крови. Подобные данные были получены В. П. Голощаповым (1967, 1968) в опытах на теплокровных животных.

Опыты по изучению влияния облучения на бактериостатические свойства сыворотки крови рыб показали зависимость эффекта от дозы. Более стойкое подавление антимикробных свойств сыворотки наблюдалось после экспозиции рыб в течение 270 *суток*. Исследования на теплокровных животных, в частности на крысах, показали, что выраженное снижение бактерицид-

ных свойств сыворотки крови отмечалось при внутреннем облучении лишь при суммарных дозах 400—870 *рад*. Однако умеренное кратковременное угнетение этого показателя обнаруживалось при дозе 45—90 *рад* (Невструева и др., 1972).

В целом проведенные исследования позволяют заключить, что превышение дозы облучения в 100—200 раз против формируемой за счет естественных источников радиации, не вызывая ярко выраженных морфологических изменений, влечет за собой снижение жизнестойкости рыб, подавление воспроизводительной функции. В связи с этим тенденция к повышению концентрации искусственных радионуклидов в замкнутых морях и пресноводных водоемах заставляет осторожно подходить к решению проблемы сброса радиоактивных отходов в водную среду. С целью сохранения рыбных ресурсов и создания нормальных условий для их воспроизводства результаты изучения закономерностей формирования дозовой нагрузки и действия ионизирующей радиации на рыб должны учитываться при нормировании содержания радиоактивных веществ в естественных водоемах.

ЛИТЕРАТУРА

Бакунов Н. А., Панарин А. П., Федотова Л. В. Накопление Cs^{137} промысловыми видами Каспийского моря.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.

Белоусова И. М., Штуккенберг Ю. М. Естественная радиоактивность. М., Медгиз, 1961.

Бобовникова Ц. И., Середа Г. А., Шулепко З. С. Соотношение между содержанием Sr^{90} в выпадениях, почве и реках по данным измерений за 1961—1967 гг. в Подмосковье.— Радиоактивность атмосферы, почвы и пресных вод. Труды Ин-та экспериментальной метеорологии ГУГМС, 1970, вып. 5.

Брагин Б. И. Кальций, стронций, стронций-90 и микроэлементы в ихтиоценозе.— Экология гидробионтов водоемов Казахстана. Алма-Ата, «Наука», 1973.

Брагин Б. И., Матмуратов С. А. К вопросу накопления Sr^{90} и Cs^{137} некоторыми видами рыб в пресноводном водоеме.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинанте», 1973.

Буянов Н. И., Петров Ю. М. Sr^{90} и Cs^{137} в поверхностных водах Балтийского, Северного, Ирландского и Норвежского морей.— Там же.

Вадзис Д. Р,. Калниня З. К. Распределение Sr^{90} в воде и в донных отложениях озер Латвии.— Там же.

Вдовенко В. М., Колесников А. Г., Гедеонов Л. И., Нелепо Б. А., Степанов А. В., Флейшман Д. Г., Яковлева Г. В., Анхудинов Е. П., Дмитриев В. Н., Иванова Л. М., Максимова А. М. Загрязнение Атлантического океана и его морей долгоживущими радионуклидами по наблюдениям в 1963—1964 гг.— Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Vienna, IAEA, 1966.

Воронина Э. А. Рост и плодовитость тиляпии (Tilapia mossambica Peters) в условиях хронического облучения радиостронцием. Автореф. канд. дисс. М., 1973.

Воронина Э. А., Пешков С. П., Шеханова И. А. Темп роста и плодовитость рыб при обитании их в сфере с повышенным уровнем радиации.— Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. Труды ВНИРО, 1974, т. 100.

Гедеонов Л. И., Анкудинов Е. П. Исследование радиоактивного загрязнения воды некоторых водоемов Ленинградской области и северо-западного бассейна СССР в 1961—1966 гг. М., Атомиздат, 1967.
Голощапов П. В. Состояние показателей иммунологической реактивности крыс при хроническом введении стронция-90.— Вопросы радиационной иммунологии и микробиологии. Тезисы докл. VI межинститутской конференции. М., 1967.
Голощапов П. В. Состояние иммунобиологической реактивности животных и их потомства при хроническом поступлении стронция-90. Автореф. канд. дисс. Челябинск, 1968.
Зайцева И. Г. Особенности эмбриогенеза некоторых промысловых видов рыб под действием ионизирующего облучения. Автореф. канд. дисс. М., 1975.
Кимель Л. Р., Машкович В. П. Защита от ионизирующих излучений. М., Атомиздат, 1966.
Козлов А. П. Принцип расчета поглощенных доз ионизирующих излучений для гидробионтов, обитающих в радиоактивной среде.— Вопросы радиационно-гигиенического обследования моря. М., Воениздат, 1965.
Методическое пособие по радиобиологическим исследованиям рыб на разных стадиях онтогенеза. М., ОНТИ ВНИРО, 1975.
Натали В. Ф. Влияние лучей рентгена на половую железу самцов *Lebistes retuculatus*.— Уч. зап. Моск. пед. ин-та, 1940, т. 22, вып. 1.
Невструева М. А., Шубик В. М., Токин И. Б. Гуморальные факторы естественного иммунитета.— Влияние инкорпорированных радиоизотопов на иммунологические процессы. М., Атомиздат, 1972.
Нелепо Б. Ядерная гидрофизика. М., Атомиздат, 1970.
Патин С. А. Радиоактивные загрязнения морской среды. М., 1970, (ЦНИИТЭИРХ).
Патин С. А., Петров А. А. Искусственная радиоактивность морской воды и промысловых гидробионтов Мирового океана.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.
Перцов Л. А. Ионизирующие излучения биосферы. М., Атомиздат, 1973.
Питкянен Г. Б., Зайцев Ю. А. Особенности радиационных условий развития икры пресноводных рыб, относящихся к различным экологическим группам.— Экология, 1974, № 6.
Поликарпов Г. Г. Нерешенные проблемы водной радиоэкологии.— Радиобиология, 1970, т. 10, вып. 2.
Поляков Ю. А., Аничкова Н. И., Леонтьев А. М. Бета-активность воды, ила и растительности Рыбинского водохранилища.— Радиоактивная загрязненность морей и океанов. М., «Наука», 1964.
Попов Н. И., Патин С. А. Основные черты глобального распределения стронция-90 на поверхности Мирового океана (1960—1961 гг.).— Исследования радиоактивной загрязненности вод Мирового океана. Труды Ин-та океанологии, 1966, т. 82.
Прохорычева Н. П. Радиоактивное загрязнение промысловых гидробионтов Западного бассейна.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.
Прохорычева Н. П. Современная радиационная обстановка в районах морского промысла «Западного бассейна». Автореф. канд. дисс. Л., 1974.
Прохорычева Н. П., Бакунов Н. А., Перцов Л. А. Стронций-90 и цезий-137 в тканях промысловых рыб Атлантики.— Вопросы морской радиобиологии. Труды АтлантНИРО, 1971, вып. 45.
Ромашов Д. Д., Головинская К. А. Радиационная биология и генетика рыб.— Ионизирующие излучения и наследственность. Итоги науки. Биол. науки, т. 3. М., Изд-во АН СССР, 1960.
Середа Г. А. Загрязненность морей и океанов искусственными радиоактивными веществами.— Вопросы ядерной метеорологии. М., Атомиздат, 1962.
Середа Г. А. Искусственная радиоактивность океанов.— Радиоактивная загрязненность морей и океанов. М., «Наука», 1964.

Середа Г. А., Бобовникова Ц. И. Стронций-90 в воде пресных водоемов Советского Союза в 1961—1962 гг.— Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии. М., Атомиздат, 1965а.
Середа Г. А., Бобовникова Ц. И. Стронций-90 в пресных водоемах.— Гидрохимические материалы, 1965б, т. 39.
Слока Я. Я., Калниня З. К., Вадзис Д. Р., Лейнерте М. П. Sr^{90} в воде, грунтах и водных организмах в латвийских озерах различного типа.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.
Соколова И. А. Кальций, стронций-90 и стронций в морских организмах. Киев, «Наукова думка», 1971.
Тимощук В. И., Соколова И. А. Радиоэкологические исследования Дуная и прилегающей части Черного моря.— Морская радиоэкология. Киев, «Наукова думка», 1970.
Черфас Н. Б. Радиационное поражение гонад карпа.— Вопросы ихтиологии, 1962, т. 2, вып. 1 (22).
Шведов В. П., Патин С. А. Радиоактивность морей и океанов. М., Атомиздат, 1968.
Шеханова И. А. Биологические и рыбохозяйственные аспекты нормирования содержания радиоактивных веществ в водной среде. М., 1975 (ЦНИИТЭИРХ).
Шеханова И. А., Печкуренков В. Л. Влияние накопления растворенного в воде стронция-90 производителями вьюна на их потомство.— Вопросы ихтиологии, 1969, т. 9, вып. 2 (55).
Шеханова И. А., Воронина Э. А. Влияние радиоактивного загрязнения водной среды на воспроизводительную способность рыб.— Труды ВНИРО, 1971, т. 79.
Шеханова И. А., Алексахин Р. М. Некоторые актуальные задачи водной радиоэкологии.— Информ. бюлл. Научн. совета по проблемам радиобиологии АН СССР, 1975, вып. 19.
Шеханова И. А., Воронина Э. А., Кляшторин Л. Б., Печкуренков В. Л., Яржомбек А. А. Влияние ионизирующей радиации на биологическое состояние рыб.— Радиоэкология водных организмов. т. 3. Рига, «Зинатне», 1973.
Эйзенбад М. Радиоактивность внешней сферы. М., Атомиздат, 1967.
Hyodo-Taguchi Y., Egami N. Inhibitory effects of β-rays from $^{90}Sr - ^{90}Y$ on gonad formation in embryos of Oryzias Latipes.— Zool. Magazine, 1970, vol. 70, N 8.
Hyodo-Taguchi Y., Egami N., Mori N. Histological effects of β-rays from $^{90}Sr - ^{90}Y$ on the orary of the marine goby, chasmichthys glosus.— J. Faculty Science University, Tokyo, 1971, Sec. 4, vol. 12, N 2.
Löevinger R. Distribution of absorbed energy around a point sourcce of beta-radiation.— Science, 1956, vol. 112, N 3.
Miyake J., Saruhashi K., Kanazawa T., Katsuragi J., Sugimura Y. Sr-90 and Cs-137 in the Pacific.— Radiat. Res, 1974, vol. 59, N 1.
Solberg A. M. The susceptibility of Fundulus heteroclitus embryos to x — radiation.— J. Exper. Zool., 1938, vol. 78, N 4.
Ulewicz K., Mochniewski P., Dega K., Doboszynski T., Omeljanowica M. Badania nad dynamica zanieczyszczenia wod basenow portowych.— Rocz. PAM Szezecinie, 1974, vol. 10.
Volchok H. L. Strontium-90 deposition in New-York City.— Science, 1967, vol. 156.
Volchok H. L., Bowen V. T., Folsom T. R., Broecker W. S., Schuert E. A., Bien G. S. Oceanic distributions of radionuclides from nuclear explosions.— Radioactivity in the marine environment. National academy of science, USA, 1971.
Welander A. D., Donaldson L. R., Foster R. T., Bonham K., Seymour A. H., Lowman L. J. The effects of Roentgen rays on adult rainbow trowt.— Univ. Appl. Fish. Lab., 1949, N 17.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

М. И. ШАЛЬНОВ

РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ И МУТАБИЛЬНОСТЬ ОРГАНИЗМОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ РАЗМЕРОВ И СТРУКТУРЫ ГЕНОМА

В радиобиологии и радиационной генетике стало традиционным рассмотрение радиочувствительности и мутабильности разных видов организмов в зависимости от размеров генома, характеризуемого содержанием РНК или ДНК. Это позволяет яснее представить существенную часть экспериментальных данных по самым различным организмам — от вирусов, в геноме которых содержится однотяжевая РНК или ДНК (около 10^{-6} *пкг*), до млекопитающих, в хромосомах которых содержится большое количество сложно упакованной двухтяжевой ДНК — около 5 *пкг* (Terzi, 1961; Kaplan, Moses, 1964; Тимофеев-Ресовский и др., 1968; Sparrow и др., 1968; Дертингер, Юнг, 1973; Abrahamson и др., 1973; Окада, 1974; Conger, 1974). Эти сопоставления отвечают классическим принципам попадания и мишени и накапливающимся данным о том, что основной мишенью, ответственной за репродуктивную гибель клеток и радиоиндуцированный мутагенез, является ДНК хромосом. Систематизация данных по видовой радиочувствительности и их компактная схема особенно нужна в радиоэкологии, занимающейся сопоставлениями радиочувствительности организмов в сложных биогеоценозах, охватывающих разные таксономические группы.

Рассмотрение летальности Л, выражаемой обратными величинами $Д_{37}$ или $Д_0$ в зависимости от С содержания РНК или ДНК на геном, является общепринятым. Используется обычно прямоугольная система координат с двойной логарифмической сеткой, так как значения $Л = 1/Д_{37}$ или $1/Д_0$ изменяются в пределах четырех порядков величин (от 10^{-6} до 10^{-2} *рад*$^{-1}$), а значения С — семи порядков (от 10^{-6} до 10 *пкг*). Выяснено, что зависимость летальности Л от размеров генома С не монотонна: экспериментальные точки на двойной логарифмической сетке распределяются по четырем или восьми дискретным группам.

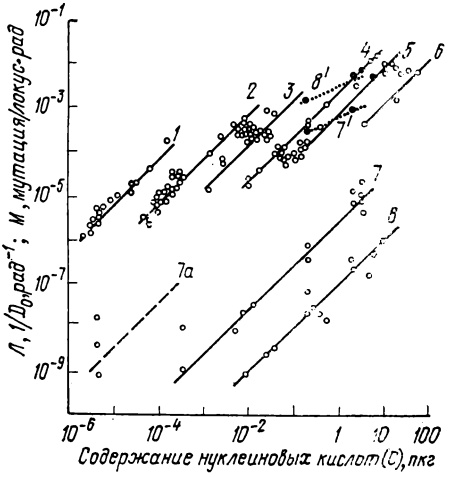


Рис. 1. Летальность Л и мутабильность М организмов в зависимости от размеров генома С, характеризуемого содержанием РНК или ДНК.

1—6 — летальность; *7*, *7а* — радиоиндуцированная мутабильность: частота генных мутаций («больших»); *8* — спонтанная мутабильность: частота генных мутаций («больших»); *7′* — «малые» радиоиндуцированные генные мутации, *8* — «малые» спонтанные мутации (средняя степень гетерозиготности).

Внутри каждой группы радиотаксонов (Sparrow и др., 1968), соблюдается линейная зависимость Л от С. У нас (Shalnov, 1975) получается шесть радиотаксонов (рис. 1).

В литературе обсуждаются относительные значения коэффициентов $K_c = Л/С$, характеризующих прямые линии регрессии для радиотаксонов, однако их биофизический смысл не расшифрован. Предполагается, что они включают в себя разные факторы, относящиеся как к поражению, так и к восстановлению. Об относительных и абсолютных значениях К для шести радиотаксонов рис. 1 можно судить по рис. 2.

Опираясь на данные радиационной химии и биохимии нуклеиновых кислот о выходах одиночных и двойных разрывов спирали ДНК, а также о выходах межуглеродных разрывов и ковалентных сшивок (Крушинская, 1973; Шальнов, 1973), мы

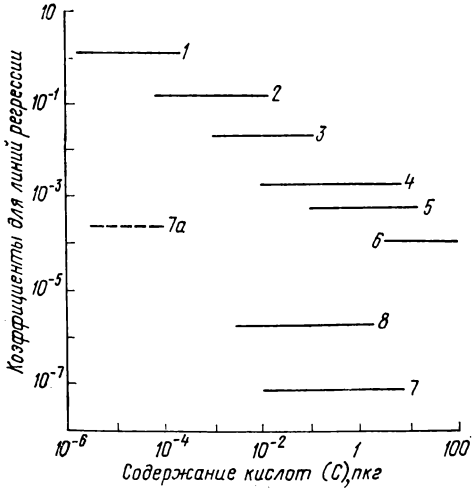


Рис. 2. Постоянные для прямых линий регрессии *1—7* на рис. 1.

Летальность: *1* — вирусы и фаги с односпиральной РНК или ДНК, $K_1 = 1{,}0 = G_1$; *2* — фаги с двуспиральными ДНК и гаплоидные бактерии, $K_2 = 0{,}1 = G_2$; *3* — диплоидные бактерии и гаплоидные дрожжи, $K_3 = 0{,}02 - G_2 \cdot f$; *4* — диплоидные дрожжи, клетки насекомых и млекопитающих, $K_4 = 2 \cdot 10^{-3} = G_x \cdot f$; *5* — полиплоидные дрожжи, клетки млекопитающих, $K_5 = 5 \cdot 10^{-4} = G_x \cdot f'$; *6* — клетки растений, $K_6 = 1 \cdot 10^{-4} = G_x \cdot f''$. Мутабильность: *7* — $K_7 = G_0/A^2$ при $G_0 = 2$ и $A = 3{,}54 \cdot 10^3$; $K_{7a} = G_0/A$; *8* — $K_8 = 25K_7$.

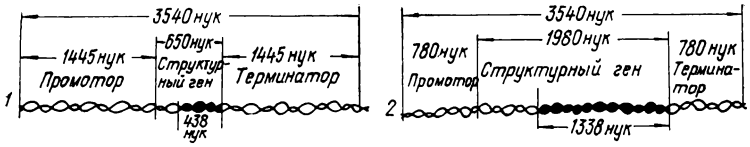


Рис. 3. Ориентировочная структура локуса ДНК, контролирующего синтез двух типов РНК.

1 — 438 *нук*, участок, кодирующий и -РНК для в-цепей гемоглобина; *2* — 1338 *нук*, то же для постоянных и изменяющихся компонентов тяжелых цепей иммуноглобулина.

попытались расшифровать коэффициенты К, вскрыть их физическое и химическое содержание (Шальнов, 1976а, б). Из равенства $K_1 = G_1$ для первого радиотаксона и $K_2 = G_2$ для второго можно сделать вывод, что летальность вирусов и фагов с односпиральными РНК или ДНК обусловлена одиночными, а фагов и гаплоидных бактерий с двуспиральными ДНК двойными разрывами сахарофосфатных цепей. По мере увеличения мишени и усложнения структурно-функциональной организации генома К уменьшается. Это уменьшение учтено безразмерным множителем f. Для третьего радиотаксона $f = 0{,}2$, что соответствует необратимой части лучевых повреждений ДНК. Иначе говоря, репродуктивная гибель диплоидных бактерий, гаплоидных дрожжей и других клеток, относящихся к третьему радиотаксону, обусловлена нерепарированными двойными разрывами их хромосомной ДНК.

Для четвертого радиотаксона элементарной реакцией, приводящей к репродуктивной гибели, может быть повреждение одновременно двух гомологичных хромосом. Вероятность такого повреждения равна произведению вероятностей двух независимых случайных событий, каковыми могут быть двойные и одиночные разрывы межуглеродных связей и сшивки. Рассматривая радиационно-химические выходы (G) как меры вероятности, для четвертого радиотаксона можем принять: $G_x = G_2^2 = G_2 \cdot G_{c-c} = G_2 \cdot G_{сш} = 0{,}01$. Это значение выхода удовлетворяет линии регрессии для четвертого радиотаксона при $f = 0{,}2$. Оставляя это значение выхода для летального повреждения ДНК генома в пятом и шестом радиотаксонах, мы находим для них численные значения $f' = 0{,}05$ и $f'' = 0{,}01$, которые согласуются с экспериментальными данными о необратимой части поражения для полиплоидов и растительных объектов.

Рассмотрение данных по репродуктивной гибели вирусов, фагов, бактерий и клеток млекопитающих, основанное на принципе попадания, свидетельствует о том, что ДНК генома представляет мишень не только для поражающих, но и для модифицирующих факторов, в частности, для ферментов репарации. С их повреждением связана существенная часть всего поражения. То же можно сказать и о восстановлении.

Существование радиотаксонов следует рассматривать как факт генотипической адаптации видов к экстремальным факторам воздействия. Организмы, устойчивые к излучению, вероятно, проявят устойчивость и к другим факторам, действующим по принципу попадания и мишени, в частности, к ядам. Пределы генотипической адаптации или генотипической устойчивости внутри каждого радиотаксона предопределены размерами и структурой генома: при заданном числе попаданий чем меньше геном, тем он более поражаем. Разница между летальностью организмов с малым геномом и большим достигает 2,5 порядка. Это максимальная ширина «полосы летальности» (см. рис. 1). При одних и тех же размерах генома летальность в соседних радиотаксонах различается в 5—10 раз. Это, видимо, результат разнообразия репаративных систем, возникших в процессе эволюции в клетках с одинаковым содержанием ДНК.

Данные по мутабильности организмов с разным содержанием ДНК на гаплоидный геном приведены на рис. 1. Зависимость частоты генных мутаций, индуцированных электромагнитными излучениями, от размеров генома характеризуется прямыми линиями регрессии *7* и *7а*. Впервые прямая *7* была рассмотрена Абрахамсоном с коллегами (Abrahamson и др., 1973) и обсуждена одним из его соавторов (Conger, 1974), а также в отчете Научного комитета ООН («Генетические последствия радиации», 1975).

Первый вопрос, который возникает в связи с линейной зависимостью *M* от *C* (линия регресии *7*),— правомерно ли считать генные мутации, учитываемые классическими методами, однолокусными. В Докладе ООН («Генетические последствия радиации», 1975) приводятся данные по изучению доминантных генных мутаций у мышей при облучении одного из родителей. Фенотипически эти мутации проявляются в первом поколении (F_1) в виде белковых аномалий и регистрируются методами биохимической генетики. В этой же работе было показано, что частоты мутаций у мышей на локус на рад, которые определяются этими методами, имеют такой же порядок величин, что и частоты, определяемые методами классической гинетики, т. е. близки к $2 \cdot 10^{-7}$ *мутаций·локус/рад*. Это свидетельствует об однолокусном характере мутационных событий, подтверждением чему может служить также рассуждение, приводящее к расшифровке смысла постоянной $K = M/C$ и оценке длины локуса А по частоте генных мутаций *M*. По молекулярно-генетическим понятиям, генные мутации, трансверсии и транзиции возникают при повреждении оснований ДНК (Шальнов, 1973). Они проявляют себя фенотипически при двух достаточно твердо установленных условиях: когда в пределах одного генного локуса повреждено не более одного основания в одной из спиралей ДНК и когда в месте этого повреждения происходит замена комплементарной пары оснований с участием миграционного или репликативного

механизма. Если вероятность повреждения данного основания в локусе длиной А нуклеотидов равна G_0/A, где G_0 — выход повреждения оснований, равный, по нашим данным, в среднем $2 \cdot 100$ *эв*, то вероятность двух независимых событий, приводящих к замене пары оснований, равна G_0/A^2 (Крушинская, 1973; Шальнов, 1973). Соотношение $M = G_0 \cdot C/A^2$ удовлетворяет экспериментальной прямой *7* рис. 1 при $A = 3540$ нуклеотидов. Такая длина приемлема для локуса (рис. 3). Соотношение $M = G_0 \cdot C/A$ для вирусов и фагов с односпиральными ДНК и РНК согласуется с имеющимися данными по частоте генных мутаций, индуцируемых у ВТМ и фага ФХ174 (линия *7а* на рис. 1), это служит дополнительным свидетельством однолокусности генных мутаций, характеризуемых линией регрессии *7*.

Второй вопрос, к какому классу следует отнести наблюдаемые точковые мутации: к доминантным или рецессивным. Двусмысленность толкования генных мутаций, характеризуемых линией *7*, обусловлена следующими причинами. Мутации, индуцируемые облучением в генеративных клетках одного из родителей и обнаруживаемые методами биохимической генетики в первом поколении (F_1), действительно воспринимаются как доминантные, а при использовании методов классической генетики они учитываются в F_3-поколении как рецессивные летали. Частота возникновения генных мутаций не должна быть равна частоте их элиминации из популяции в виде рецессивных леталей. Это условие сбалансированного генного полиморфизма, условие поддержания груза генных мутаций у гетерозигот на постоянном оптимальном для существующего значения С-уровне.

Третий вопрос касается характера зависимости М от С: почему М пропорционально С, когда при единой для разных геномов длине локуса было бы более естественным постоянство М для всех организмов. Частоту «больших» и «малых» (биохимических) генных мутаций на локус на поколение, характеризуют линии регрессии *8* и *8′* соответственно (см. рис. 1). Между ординатами этих линий соблюдается соотношение $M_8 I = 2\sqrt{M_8}$, вытекающее из распределения Харди-Вейнберга для рецессивных и доминантных аллелей генетически сбалансированной панмиктической популяции. Ординаты линии *8′* характеризуют среднестатистический груз мутантных аллелей у гетерозигот, проявляющийся фенотипически либо в виде гомозиготных рецессивных леталей в третьем поколении, либо доминантных генных мутаций в первом поколении. Облучение всегда создает лишь некоторую добавку к уже имеющемуся грузу латентных генных мутаций и способствует их проявлению, увеличивая экспрессивность генов у отдельных особей и пенетрантность их в популяции (Шальнов, 1977). Поэтому не удивительно, что между радиоиндуцированными и спонтанными «малыми» и «большими» генными мутациями наблюдается параллелизм,

выражающийся в определенном соотношении их частот. Совершенно естественно, что ординаты линий *7′* и *7* для радиоиндуцированного мутагенеза оказываются связанными таким же соотношением, что и ординаты линий *8′* и *8* для спонтанных мутаций. Таким образом, если частота спонтанных «больших мутаций (прямая *8*) является производной груза малых мутаций (прямая *8′*), то и частота радиоиндуцированных «больших» мутаций (прямая *7*) будет производной добавочного груза «малых» рецессивных мутаций.

Отношение ординат *8* и *7* прямых, равное 25 *рад* на поколение, выражает дозу, повышающую частоту радиоиндуцированных мутаций до уровня спонтанных. Иначе говоря, 25 *рад* на поколение — доза, удваивающая частоту спонтанных генных мутаций у всех организмов, содержащих двуспиральную ДНК. Отношение ординат линий *8′* и *7′*, равное 5 рад на поколение, характеризует дозу удваивающую груз рецессивных генных мутаций в популяции. Более высокое положение полосы летальности по сравнению с уровнем радиоиндуцированной мутабильности (линия *7′*) согласуется с представлением об ограничивающем влиянии лучевой гибели клеток на увеличение груза генных мутаций в гетерозиготном (латентном) состоянии.

Таким образом, анализ видовой радиочувствительности и мутабильности на основе принципов попадания и мишени позволяет представить обозримую картину отношения разных организмов к такому важному фактору биотехносферы атомного века, как ионизирующее излучение.

ЛИТЕРАТУРА

Генетические исследования радиации. Докл. Научн. комитета ООН по действию атомной радиации. А (АС.82) Р. 302, 1975.

Дертингер Г., Юнг Х. Молекулярная радиобиология. М., Атомиздат, 1973.

Крушинская Н. П. Радиационнохимические превращения нуклеиновых кислот и их компонентов.— Первичные радиобиологические процессы. М., Атомиздат, 1973.

Окада Ш. Радиационная биохимия клетки. М., «Мир», 1974.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Иванов В. И., Корогодин В. И. Применение принципа попадания в радиобиологии. М., Атомиздат, 1968.

Шальнов М. И. Радиобиологические эффекты, связанные с повреждением нуклеиновых кислот.— Первичные радиобиологические процессы. М., Атомиздат, 1973.

Шальнов М. И. Молекулярные основы видовой радиочувствительности и мутабильности.— Радиобиология, 1976 а, № 19.

Шальнов М. И. Радиационные нарушения генетической регуляции белкового синтеза в организме млекопитающих.— Радиационное поражение и восстановление структур и биологических функций макромолекул. М., Медгиз, 1976б.

Шальнов М. И. Связь модифицируемости лучевого поражения с видовой и индивидуальной радиочувствительностью.— Пределы модифицируемости лучевого поражения. М., Атомиздат, 1977.

Abrahamson S., Bender M. A., Conger D., Wolff S. Uniformity of radiation-induced mutation rates among different species.— Nature, 1973, vol. 245, N 5426.
Conger A. D. Is DNA the onlycromosomal component contributing tu targen sise for mutation induction ionising radiation?— Mutation Res., 1974, vol. 25.
Kaplan H. S., Moses L. E. Biological complexyty and radiosenitivity.— Sciens, 1964, vol. 145.
Shalnov M. I. Radiobiological effects connected with DNA damage.— Studia biophysica, Bd 53. Berlin, 1975.
Sparrow A. H., Rogers A. F., Schwemmer S. S. Radiosensitivity studies with woody plants.— Radiation Botany, 1968, vol. 8.
Terzi M. Comparative analysis of inactivating efficiensy of radiation on different organisms.— Nature, vol. 191. London, 1961.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

С. П. ПЕШКОВ, И. А. ШЕХАНОВА, Г. Н. РОМАНОВ, Б. С. ПРИСТЕР, Г. П. ШЕЙН

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛОТВЫ (*Rutilus rutilus lacustris* Pall.) ПРИ ОБИТАНИИ ЕЕ В ВОДЕ, СОДЕРЖАЩЕЙ ^{90}Sr и ^{137}Cs

Повышенное содержание в воде искусственных радиоактивных веществ рассматривается в настоящее время как экологический фактор, оказывающий определенное действие на гидробионты. Основная масса работ по радиоэкологии рыб выполнена в период эмбрионального развития особей (Блинов, 1956; Фриц-Ниггли, 1961; Поликарпов, 1964; Куликов и др., 1968; Шеханова, 1971; Цыцугина и др., 1973). Критериями оценки действия радиации на развивающийся эмбрион в большинстве работ были увеличение смертности, большее количество аномальных особей в опытных вариантах по сравнению с контролем. Исследований по влиянию хронического облучения на взрослых рыб из-за сложности постановки эксперимента проведено мало (Шеханова, Воронина, 1971). Почти совсем не ставились эксперименты в условиях естественных водоемов (Воронина и др., 1974).

Цель данной работы — изучить рост и состояние воспроизводительной системы рыб при их хроническом обитании в естественных водоемах с повышенным содержанием радионуклидов. В качестве объекта исследования брали сибирскую плотву (*Rutilus rutilus lacustris* Pall.) Действие ионизирующей радиации на плотву исследовали в полевых условиях. Популяция плотвы длительное время обитала в экспериментальном водоеме, искусственно загрязненном смесью ^{90}Sr и ^{137}Cs в количестве $1{,}6 \cdot 10^{-7}$ и $3{,}9 \cdot 10^{-9}$ *кюри/л* соответственно. Изотопы в водоем вносили в форме нитратов без носителя.

Климат в месте расположения водоема континентальный. Годовая амплитуда температур составляла примерно 35°, а абсолютная 80—90°. Зимы холодные и продолжительные. Это определяло долгий ледостав и мощный ледовый покров (0,8—1,1 *м*). Увлажнение неустойчивое, поэтому наблюдались колебания уровня воды в водоеме. Донные отложения представлены

илом, мощность которого изменялась от 0,1 до 0,6 *м*. В некоторых частях дно каменистое, каменисто-песчаное и песчаное. Береговая линия изрезана слабо. Берега пологие, местами слабо заросшие жесткой водной растительностью.

За последние годы средняя майская температура воды составляла 10,1° С, а наиболее высокая (19—25°) наблюдалась в июле. В жаркие дни температура воды вблизи берега нередко достигала 28—30°. В сентябре она опускалась до 10—12°, а в октябре — до 4—5°.

Образование льда начиналось в конце октября — начале ноября, вскрытие водоема — в апреле; полное очищение ото льда происходило в начале мая.

Гидрохимический состав воды в экспериментальном водоеме был следующим, *мг/л*:

$^{3}+Fe_{общ.}$	0,024	$^{2}+Mg$	74,3
$-Cl$	68,2	$+K$	20,0
$-HCO_3$	143,4	$+Na$	16,0
$^{2}+Ca$	226,0	pH	7,52

По характеру минерализации воды водоема относятся к кальциево-магниевым, кроме того, имеются хлористые соединения натрия и калия. Эти элементы, особенно кальций, придают воде высокую жесткость. Ихтиофауна представлена плотвой сибирской *Rutilus rutilus lacustris* Pall., щукой *Esox lucius* L., окунем *Perca fluviatilis* L., язем *Leuciscus idus* L. Наиболее массовые—плотва и окунь. В качестве контрольного был взят водоем с высокой кальциево-магниевой минерализацией, сходный по составу ихтиофауны с экспериментальным. В экспериментальном и контрольном водоемах молодь отлавливали мальковой волокушей, а взрослых рыб — сетями с размером ячеи 16, 22, 28, 32 *мм*.

Исследовали концентрацию ^{90}Sr — ^{90}Y в отдельных органах и тканях плотвы и на основании полученных данных по приведенной формуле рассчитали мощность поглощенной дозы *Р рад/сутки* (Белоусова, Штуккенберг, 1961):

$$P = 5{,}12 \cdot 10^4 \cdot C \cdot E_{ср},$$

где C — содержание радионуклида, *кюри/кг*, $E_{ср}$ — средняя энергия излучения.

От инкорпорированных радионуклидов в анализируемой ткани мощность дозы облучения печени, почек, селезенки, гонад незначительна и составляет около 0,01 *рад/сутки* (табл. 1). В костной ткани концентрируется большое количество ^{90}Sr, в результате доза облучения костей приближается к 1 *рад/сутки*. Одновременно с этим депонированный в костях ^{90}Y оказывает влияние на величину поглощенной дозы близлежащих к костям мягких тканей. Аналогичное явление происходит и за счет содержащихся в кишечнике частиц пищи, характеризующихся высокой степенью концентрирования радионуклидов. В результате

Таблица 1

Расчетная мощность поглощенной дозы облучения органов и тканей плотвы в зависимости от инкорпорированных радионуклидов, *рад/сутки*

Органы и ткани	Содержание радионуклидов		КН	^{90}Sr	^{90}Y	$^{90}Sr+^{90}Y$
	распады/мин·г	*кюри/кг*				
Осевой скелет	88400	$4{,}0\cdot10^{-5}$	190	0,184	0,768	0,952
Черепная коробка	78600	$3{,}5\cdot10^{-5}$	166	0,161	0,672	0,833
Покровные кости	56200	$2{,}5\cdot10^{-5}$	120	0,225	0,480	0,705
Чешуя	75600	$3{,}4\cdot10^{-5}$	162	0,156	0,653	0,809
Мышцы	960	$4{,}3\cdot10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010
Гонады	820	$3{,}7\cdot10^{-7}$	1,5	0,002	0,008	0,010
Печень	920	$4{,}1\cdot10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010
Почки	1080	$4{,}8\cdot10^{-7}$	2,3	0,002	0,008	0,010
Кишечник	1500	$6{,}7\cdot10^{-7}$	3,2	0,003	0,012	0,015
Содержимое кишечника	10500	$4{,}7\cdot10^{-6}$	22,4	0,02	0,09	0,110
Жаберные лепестки	21500	$9{,}6\cdot10^{-6}$	41	0,044	0,184	0,228
Плавательный пузырь	940	$4{,}2\cdot10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010
Селезенка	1050	$4{,}7\cdot10^{-7}$	2,2	0,002	0,008	0,010

этого мощность поглощенной дозы в почках, печени и гонадах возрастет примерно в 20 раз. Замеры истинной мощности поглощенной тканевой дозы были проведены термолюминесцентными дозиметрами, которые помещали в различные участки тела выловленной из экспериментального водоема плотвы («Методическое пособие...», 1975). Мощность была следующая, *рад/сутки*:

Мозг	$0{,}48\pm0{,}24$
Мышцы	$0{,}19\pm0{,}09$
Почки	$0{,}24\pm0{,}12$
Печень	$0{,}19\pm0{,}09$
Гонады	
верх	$0{,}24\pm0{,}12$
низ	$0{,}19\pm0{,}09$
Кишечник	$0{,}19\pm0{,}09$

Помимо дозы облучения, которую получили отдельные органы и ткани от инкорпорированных изотопов, рыбы дополнительно облучались радионуклидами, содержащимися в воде, грунте, растениях. Применение термолюминесцентных дозиметров по-

Таблица 2

Характеристика дозового поля в экспериментальном водоеме

Расположение дозиметров	Участок			Средняя мощность дозы, *рад/сутки*
	с песчаным грунтом	с илистым грунтом	с подводной растительностью	
Над водой	0,04	0,04	0,05	0,04
На поверхности воды	0,32	0,79	0,35	0,49
На дне	0,67	0,93	0,83	0,81
На расстоянии от дна, *см*				
0,5	0,90	0,90	1,05	0,95
1,0	0,59	0,90	0,82	0,77
2,0	0,69	0,69	0,63	0,67
5,0	0,46	0,79	0,54	0,60
10,0	0,35	0,67	0,41	0,48
В толще воды	0,35	0,67	0,41	0,48

могло определить величину дозы в различных участках экспериментального водоема (табл. 2).

При малой длине пробега β-частиц ^{90}Y в воде (около 3 *мм*) мощность дозы за счет него достигала значительных величин только в придонных слоях, где он концентрируется так же, как и ^{137}Cs (Ровинский, 1967; Вадзис, Калниня, 1973; Любимова, 1973, и др.). В толще воды мощность дозы определяется γ-излучением ^{137}Cs и только небольшая доля ее обусловливается излучением ^{90}Sr — ^{90}Y.

Следует указать, что определение дозового поля в водоеме проводили летом, когда в воде, особенно на участках с илистым грунтом, находилось много взвешенных частиц ила и фитопланктон. В целом, из приведенных в табл. 2 данных можно заключить, что дополнительная доза облучения за счет радионуклидов, содержащихся в водоеме, дает существенный вклад в общую дозу облучения рыб.

Таким образом, все внутренние органы, в том числе и гонады плотвы, обитавшей в течение всей жизни в экспериментальном водоеме, облучались от внутренних и внешних источников с суммарной мощностью дозы 0,7 *рад/сутки*.

Для характеристики нерестового стада плотвы в экспериментальном водоеме было исследовано 185 рыб (105 самок и 80 самцов), отловленных в мае перед началом и во время нереста. Определяли соотношение самцов и самок в нерестовом стаде,

абсолютную и относительную плодовитости, темп роста и сроки нереста.

При изучении возрастного и полового состава нерестового стада плотвы установлено, что в нем присутствовали особи в возрасте от четырех до десяти лет, в основном пяти-, шести- и семилетние (табл. 3). Эти возрастные группы у самок составили 83,8%, а у самцов 76,5% от всех рыб, участвовавших в нересте. Наиболее многочисленна группа нерестящихся самок и самцов в возрасте шести лет. В нерестовом стаде самок было больше, чем самцов. Самцы со зрелыми половыми продуктами раньше появлялись на нерестилищах и держались здесь дольше, чем самки. Примерно то же наблюдалось и в контрольном водоеме. Темп роста взрослых рыб определяли по чешуе методом обратного расчисления (Чугунова, 1959).

Таблица 3

Возрастной и половой состав нерестового стада плотвы из экспериментального водоема

Возраст, лет	Самки	Самцы
10	0*	1 / 1,25
9	1 / 0,95	2 / 2,5
8	8 / 7,62	8 / 10,0
7	25 / 23,81	21 / 26,25
6	41 / 38,09	29 / 36,25
5	23 / 21,9	11 / 13,75
4	17 / 6,66	8 / 10,0

* В числителе — количество, в знаменателе — то же, %.

Самцы и самки плотвы интенсивно росли до шестилетнего возраста, после чего линейный рост замедлялся и до конца жизни длина их оставалась практически постоянной. Линейные размеры одних и тех же возрастных групп сильно различались по годам (рис. 1). Наиболее медленно росли рыбы девяти- и десятилетнего, а быстро четырех- и пятилетнего возраста. Самцы всех возрастных групп росли медленнее самок и к предельному возрасту достигали меньших размеров. В целом темп роста плотвы из экспериментального водоема был близок к темпу линейного роста рыб, обитавших в контрольном и других естественных водоемах, сходных по гидрологическим и гидрохимическим показателям.

В результате четырехлетних наблюдений было отмечено более позднее начало нереста плотвы в экспериментальном водоеме, чем в контрольном (рис. 2). Из-за более высокой температуры воды на нерестилищах экспериментального водоема выход эмбрионов из оболочки происходил в нем на 4—5 дней быстрее, чем в контроле.

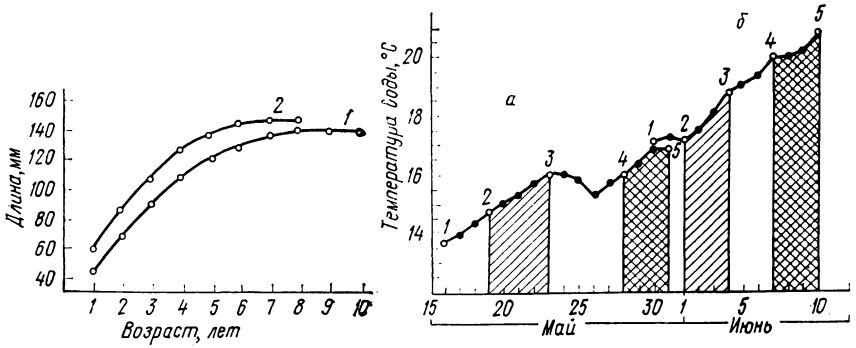


Рис. 1. Средний линейный темп роста самцов (*1*) и самок (*2*) плотвы, обитающей в экспериментальном водоеме.

Рис. 2. Зависимость сроков нереста и инкубации икры плотвы от температуры воды в контрольном (*а*) и экспериментальном (*б*) водоемах.
1—5 — начало и конец нереста, *2—3* — активный нерест, *4—5* — выклев личинок.

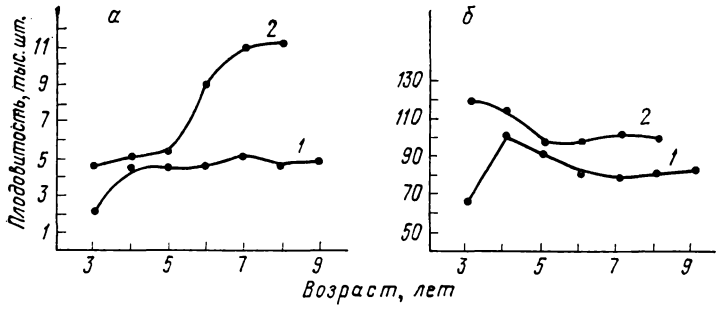


Рис. 3. Средние абсолютная (*а*) и относительная (*б*) плодовитость плотвы из экспериментального (*1*) контрольного (*2*) водоемов по возрастным группам.

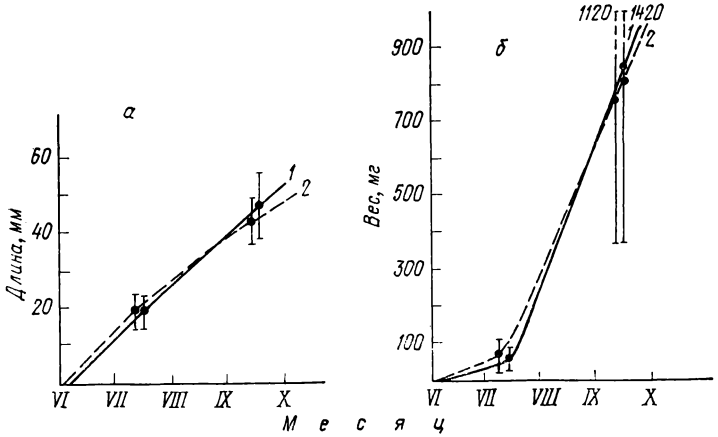


Рис. 4. Средние линейный (*а*) и весовой (*б*) прирост молоди плотвы из экспериментального (*1*) и контрольного (*2*) водоемов.

В экспериментальном водоеме рыбы имели более низкую плодовитость по сравнению с контролем. Это относится как к индивидуальной, так и к средней абсолютной и относительной плодовитости (рис. 3).

Тщательно проведенные гистологические исследования яичников самок плотвы из экспериментального водоема показали, что процесс оогенеза протекает нормально. У половозрелых самок, выловленных весной, в гонадах были нормально развитые, близкие к вымету яйцеклетки. В яичниках имелась единственная порция ооцитов, обособившихся для нереста в текущем году, что является характерным признаком данного вида. Не обнаружено никаких признаков нарушения ни в ооцитах старшей генерации, предназначенных для вымета, ни в составе или строении половых клеток резервного фонда.

У личинок плотвы, выловленных из экспериментального водоема, были обнаружены зачатки гонад, содержащих половые клетки на разных стадиях развития. Картина размножения первичных половых клеток и гоний была нормальной. Обращало на себя внимание и у личинок, и у половозрелых особей малое (по сравнению с нормой для данного вида) количество половых клеток.

Для исследования линейного и весового роста молоди плотвы в середине июля и в середине сентября было отловлено 79 особей из экспериментального водоема. В это же время по 50 экз. молоди отлавливали в контрольном водоеме.

Средние линейный и весовой прирост молоди плотвы представлены на рис. 4. Достижение больших линейных и весовых размеров молоди плотвы в контрольном водоеме в середине июля объясняется более ранним нерестом, но более хорошие кормовые условия позволяли молоди из экспериментального водоема к середине сентября догнать по длине и весу контрольных рыб. Видно, что в обоих случаях рыбы растут быстро, хотя отмечаются колебания в линейном и в весовом приросте. В других

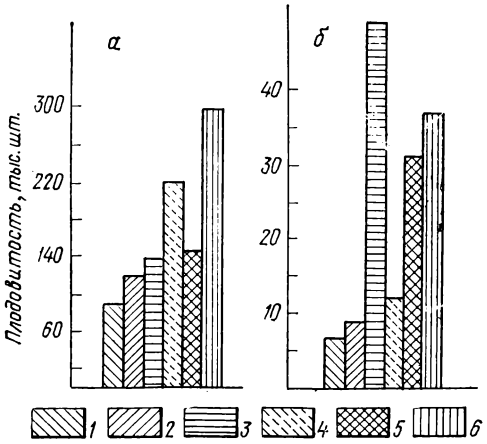


Рис. 5. Средняя относительная (*а*) и средняя абсолютная (*б*) плодовитость сибирской плотвы по различным географическим зонам СССР.

1 — эксперимент; *2* — контроль; *3—6* — зоны; *3* — [2]; *4*, *6* — [5]; *5* — [7].

водоемах этой географической зоны молодь плотвы растет приблизительно с такой же скоростью. Для более объективной оценки полученных результатов и наглядности взяты литературные данные за несколько лет по различным географическим зонам СССР (рис. 5). Колебания средней абсолютной и средней относительной плодовитости сибирской плотвы, выловленной в различных водоемах в неодинаковые сроки, значительны. Однако ни в одном из них плодовитость не была такой низкой, как в экспериментальном водоеме.

В целом проведенные исследования показали, что рыбы, обитавшие в экспериментальном водоеме, подвергались хроническому облучению за счет инкорпорированных радионуклидов и внешних источников. В результате этого поглощенная мощность дозы на гонады и почки составляла 0,7, на костную ткань — около 1,5 *рад/сутки*. При такой нагрузке линейный и весовой рост молоди и взрослых рыб, а также соотношение полов в нерестовом стаде и сроки наступления половой зрелости существенно не изменяются. Функция половых желез при длительном хроническом облучении несколько подавляется, что сказывается на снижении плодовитости. Сдвиг сроков нереста и уменьшение плодовитости свидетельствуют о неблагоприятном состоянии популяции плотвы в водоеме, загрязненном радионуклидами.

Средняя допустимая концентрация (СДК) ^{90}Sr в воде для отдельных лиц населения равна $4 \cdot 10^{-10}$, ^{137}Cs $1{,}5 \cdot 10^{-8}$ *кюри/л* («Нормы радиационной...», 1972). В воде исследованного нами экспериментального водоема содержалось 400 СДК ^{90}Sr и 0,26 СДК ^{137}Cs. При такой незначительной концентрации ^{137}Cs за счет абсорбции в иловых отложениях повышается величина дозового поля. Это следует учитывать при экологическом обосновании норм содержания искусственных радионуклидов в водоемах.

ЛИТЕРАТУРА

Белоусова И. М., Штукенберг Ю. М. Естественная радиоактивность. М., Медгиз, 1961.

Блинов А. В. О различной чувствительности эмбрионов амфибий на разных стадиях их развития к действию рентгеновских лучей.— Вопросы радиобиологии. М., Медгиз, 1956.

Вадзис Д. Р., Калниня З. К. Распределение стронция-90 в воде и водных отложениях озер Латвии.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.

Воронина Э. А., Пешков С. П., Шеханова И. А. Темп роста и плодовитость рыб при обитании их в среде с повышенным уровнем радиации.— Труды ВНИРО, 1974, т. 100.

Куликов Н. В., Тимофеева Н. А., Шишенкова Л. К. О радиочувствительности развивающихся эмбрионов линя *Tinca tinca* L.— Радиобиология, 1968, т. 8, вып. 2.

Любимова С. А. Сорбция Sr^{90} и Cs^{137} донными отложениями пресноводного озера.— Радиоэкология водных организмов, т. 2. Рига, «Зинатне», 1973.

Методическое пособие по радиобиологическим исследованиям рыб на разных стадиях онтогенеза. М., ОНТИ, 1975.

Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964.
Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). М., Атомиздат, 1972.
Ровинский Ф. Я. Миграция стронция-90 в непроточных водоемах.— Радиохимия, 1967, т. 9, вып. 1.
Фриц-Ниггли Х. Радиобиология, ее основы и достижения. М., Атомиздат, 1961.
Цыцугина В. Г., Рисик Н. С., Лазоренко Г. Е. Искусственные и естественные радионуклиды в жизни гидробионтов. Киев, «Наукова думка», 1973.
Чугунова Н. И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М., Изд-во АН СССР, 1959.
Шеханова И. А. О влиянии на биологическое сотояние рыб радиоактивных элементов, растворенных в воде. М., 1971 (ВНИРО).
Шеханова И. А., Воронина Э. А. Влияние радиоактивного загрязнения водной среды на воспроизводительную способность рыб.— Труды ВНИРО, 1971, т. 79.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТ

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ
АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

Г. Б. ПИТКЯНЕН, В. Л. ШВЕДОВ, Н. Г. САФРОНОВА

ВЛИЯНИЕ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ УРАНА НА ПОПУЛЯЦИЮ ЩУКИ

С увеличением масштабов использования атомной энер гии в народном хозяйстве возрастает необходимость решени: проблемы удаления радиоактивных отходов и нормировани: поступления их во внешнюю среду. Цель данной работы — изу чение биологического действия радиоизотопов ^{90}Sr и ^{137}Cs н: организм пресноводных рыб и развивающуюся икру, а такж(определение критических уровней радиоактивного загрязнени: водоемов, при которых еще возможно нормальное развитие по пуляции гидробионтов.

Наблюдения проводили в экспериментальном водоеме, в ко тором концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs составляла 0,1 и 0,01, а в верх нем пятисантиметровом слое донного грунта 3,0 и 1,0 *мккюри/к:* соответственно. Объектом изучения была выбрана щука (*Eso: lucius* L.), в больших количествах обитающая в опытном и дру гих водоемах Южного Урала. Отлов взрослой рыбы производил ся сетями с различным размером ячеи в течение всего года, пре имущественно в весенний преднерестовый период. Было иссле довано 311 экземпляров щук, возраст которых определялся пс чешуе.

Отловленные в контрольном водоеме в период нереста самцы и самки использовались в качестве производителей в опытах по изучению биологического действия ^{90}Sr на развивающуюся икру. Икра оплодотворялась сухим методом из расчета 1♀ : 3 ♂ Икра и молоки были отобраны у трех самок и девяти самцов. Оплодотворенная икра в количестве 360—550 штук от каждой самки в трех повторностях раскладывалась на сетки из мельничного газа, которые размещались в эмалированных мисках объемом 0,7 *л* на расстоянии 2,0—2,5 *см* от поверхности воды, что улучшало аэрацию развивающейся икры.

Растворы приготовляли за две недели до опыта из химически чистой азотнокислой соли стронция-90 в концентрациях 0,1—8000 *мккюри/л*. Смену растворов и отбор погибшей икры производили ежедневно, а перед выклевом и во время него — два раза в сутки. Инкубация продолжалась девять суток при

9—13° С. Для определения дозовых нагрузок, приходящихся на органы взрослой рыбы, был использован метод авторадиографии, а расчет доз на развивающуюся икру производился на основании принципов, изложенных в статье Ю. А. Зайцева, Г. Б. Питкянен (1970), а также данных о накоплении радиоизотопов икрой щуки, полученных Н. В. Куликовым и другими (1971).

Щука — хищник, ведущий уже с девятидневного возраста активный образ жизни. Один из характерных показателей оценки условий обитания рыбы — динамика ее роста. Естественно, что на развитие и рост щуки, как и любой другой рыбы, решающее значение оказывает кормовая база. Учет этого фактора в естественных условиях представляет большую трудность, так как практически невозможно выбрать два водоема с одинаковыми биологическими и физико-химическими характеристиками. В связи с этим при определении роста щуки в опытном водоеме в качестве контроля использовались собственные и литературные сведения о темпах роста этого вида рыбы в водоемах, расположенных как на Южном Урале, так и в средней полосе РСФСР.

Результаты исследования весового роста щуки в зависимости от ее возраста по опытному и контрольным водоемам приведены на рис. 1. Вес тела щуки из экспериментального водоема в возрасте первых двух лет мало отличается от веса этой рыбы в других озерах и водохранилищах. Начиная с трехлетнего возраста кривая прироста веса у подопытных щук резко повышалась. Подобная динамика роста наблюдалась лишь в оз. Алабуга, отличающемся разнообразием ихтиофауны и хорошей кормовой базой для щуки.

Изучение дозовых нагрузок на организм взрослой щуки из экспериментального водоема показало, что величины их не превышали 42—46 в мягких тканях и 120 *рад/год* — в скелете. Следовательно, концентрация в воде ^{90}Sr (0,1 *мккюри/л*) и ^{137}Cs (0,01 *мккюри/л*) не оказывали вредного воздействия на рост взрослых щук в опытном водоеме. Однако изучение взрослых особей не в полной мере характеризует состояние популяции при воздействии радиационного фактора.

Наиболее радиочувствительным звеном в онтогенезе рыб является развивающаяся икра. Дозовые нагрузки на организм взрослых щук и на их развивающуюся в условиях опытного водоема икру были следующие:

	^{90}Sr	^{137}Cs
Концентрация в воде, *мккюри/л*	0,1	0,01
Концентрация в грунте, *мккюри/кг*	3,0	2,0
Доза, *рад/сутки*		
на взрослые особи	0,35	0,1
на развивающуюся икру	0,15	0,03

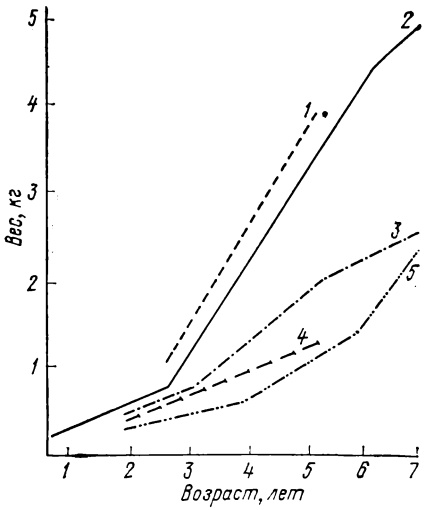


Рис. 1. Изменение веса щуки в зависимости от ее возраста.

1 — оз. Алабуга; *2* — опытный водоем; *3* — оз. Галичское (Кулемин, 1934); *4* — Рыбинское водохранилище (Кулемин и др., 1971); *5* — водоемы Южного Урала (данные рыбинспекции Челябинской обл., 1964).

При сравнении результатов видно, что мощность дозы, формирующаяся в развивающейся икринке, всего в два-три раза меньше (по отдельным изотопам), чем во взрослом организме щуки. Как показали расчеты, существенное влияние на дозу облучения икринок оказывают изотопы, сорбированные дном водоема.

Довольствуясь малым содержанием кислорода (1,5—2 *мг/л*), икра щуки может развиваться на донных отложениях, содержащих органические примеси, т. е. обладающих высокими сорбционными способностями в отношении некоторых элементов, в частности ^{137}Cs (Агафонов и др., 1960; Калниня, 1971; Любимова, 1971). Это может создать условия, при которых в процессе развития икра может оказаться в более неблагоприятных радиационных условиях, чем взрослые особи.

Исходя из вышеизложенного, необходимо оценить влияние различных доз на эмбриогенез щуки, а следовательно, и на восполнение популяции. В естественных условиях проводить такие исследования невозможно, так как выловить икринки на разных стадиях развития, а тем более личинки в последующие стадии постэмбрионального развития практически нельзя. Были проведены опыты в лабораторных условиях на искусственно оплодотворенной икре щуки (рис. 2). Эффект облучения, проявляющийся в увеличении уродств у эмбрионов щуки по сравнению с контролем, в условиях опыта наблюдался при высоком содержании ^{90}Sr в воде (более 400 *мккюри/л*). Основным типом уродств было искривление позвоночника. Встречались особи с микроцефалией, незамкнутой радужкой глаз. Пятидесятипроцентный выход уродств был зафиксирован в растворе 800 *мккюри/л*. С повышением концентрации изотопа количество аномальных эмбрионов увеличивалось, а тяжесть уродств возрастала. Это выражалось в более сильном искривлении позвоночника, недоразвитости головного отдела, водянке сердца и т. д. В растворах 2000 и 4000 *мккюри/л* все эмбрионы представляли разнообразный набор уродств. В этих же вариан-

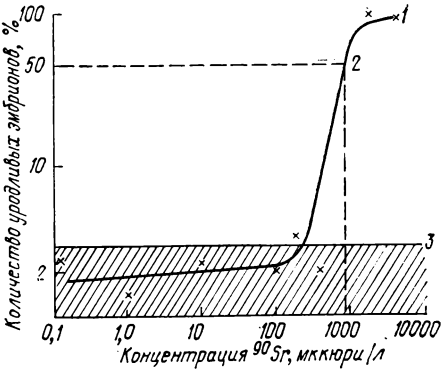


Рис. 2. Зависимость количества аномальных эмбрионов щуки от концентрации стронция-90 в воде (*1*, *2*) и верхняя граница доверительного интервала ($P = 95\%$) проявления уродств в контроле (*3*).

тах наблюдалось повышение гибели икринок (93,3—10,5%) по сравнению с контролем (5,0%). В растворе 8000 *мккюри/л* гибель икры наступала на четвертый-пятый дни от начала ее развития.

Согласно проведенным расчетам доз, которые икринка поглотила за период инкубации, радиационные повреждения эмбрионов щуки обнаруживаются при дозе, превышающей 1000 *рад*, что соответствует инкубации икры в растворе ^{90}Sr свыше 400 *мккюри/л*.

Таким образом, загрязнение водоема долгоживущими продуктами ядерного деления, в частности ^{90}Sr и ^{137}Cs в концентрациях 0,1 и 0,01 *мккюри/л*, соответственно, не влияет на рост и развитие щуки. По-видимому, указанные концентрации радиоизотопов также не оказывают существенного влияния на этот процесс восполнения популяции этого вида рыб, так как появление уродств и гибель эмбрионов вызывают дозы свыше 1000 *рад*.

Следовательно, лимитирующим фактором в нормировании сброса радиоактивных веществ в пресные водоемы являются не ранние этапы развития гидробионтов, а использование этих водоемов человеком с питьевой водой, рыбными продуктами и т. д. Другими словами, существующие нормы на питьевую воду, установленные на основе гигиенических принципов, обеспечивают нормальный рост и развитие гидробионтов, в частности рыбы.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М., Долгих Т. И., Савченко М. И., Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема.—Сборник работ лаборатории биофизики, ч. 2. Проблемы биофизики. Труды Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР, 1960, вып. 12.

Зайцев Ю. А., Питкянен Г. Б. Расчет дозовых нагрузок на икру щуки от Sr^{90} и Cs^{137}.— Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме. М., Атомиздат, 1970.

Калнинь З. К. Коэффициенты накопления стронция-90 в планктоне и грунтах озер различной трофности. — Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1971, вып. 78.

Кулемин А. А. Исследование ростовских озер в гидробиологическом и рыбохозяйственном отношении.— Рыбное хозяйство Ивановской промышленной области и ее перспективы. Иваново, Ивановское Гос. изд-во, 1934.

Кулемин А. А., Макковеева И. И., Солопова М. И. Возрастной состав, темп роста и упитанность щуки (*Esox lucius*) Плещеева озера.— Вопросы ихтиологии, 1971, т. 11, вып. 1 (66).

Куликов Н. В., Безель В. С., Ожегов Л. Н. Накопление Sr^{90} — Y^{90} икрой пресноводных рыб и расчет поглощенных доз облучения.— Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1971, вып. 78.

Любимова С. А. Некоторые закономерности миграции стронция-90 и цезия-137 в пресноводных озерах. Автореф. канд. дисс. Свердловск, 1971.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

Н. В. БЕСКРЕСТНОВ, А. Г. ФАТЬКИН, И. И. КОЛТИК

ОПЫТ ОРГАНИЗАЦИИ ДОЗИМЕТРИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ЗА ВОДОЕМОМ-ОХЛАДИТЕЛЕМ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

В связи со строительством Белоярской атомной электростанции (БАЭС) в верхнем течении р. Пышмы создано Белоярское водохранилище. Заполнение водохранилища осуществлялось в 1959—1963 гг. главным образом за счет весенних паводковых вод. Станция расположена на левом берегу водохранилища. Его протяженность около 20, ширина на широте БАЭС 3 *км*. Глубина водоема по форватеру р. Пышмы местами достигает 15—20 *м*. Зеркало водоема составляет 47 *км*^{2}. Плотина расположена в 7 *км* к югу от БАЭС. Прибрежная полоса водохранилища за пределами санитарно-защитной зоны АЭС частично используется совхозами под летние выпасы скота. На берегах водоема сооружено много баз отдыха предприятий городов Свердловска, Березовского и Асбеста (Пискунов и др., 1974).

До затопления чаша водохранилища представляла в основном лесные биогеоценозы (преимущественно сосняки), кустарниковые болота, примыкающие к пойме реки, и в меньшей степени пастбищно-луговые угодья. Прибрежная часть водохранилища характеризуется мелководьем, благоприятным для развития водной флоры. Водохранилище изучалось в процессе его подготовки и заполнения до начала и во время эксплуатации БАЭС. К настоящему времени химический состав воды установился: он характеризуется слабой щелочной реакцией (pH=7,7), катионный состав выражается соотношением Ca>Na≥Mg>K. Плотный остаток около 220 *мг/л* (Пискунов и др., 1974). Белоярское водохранилище еще находится в начальной стадии формирования. Оно не имеет широко развитой водной растительности, а илистые отложения либо незначительны, либо отсутствуют. Дно водоема в основном покрыто песчаными образованиями.

Задача текущего дозиметрического контроля — оценить радиационную обстановку окружающей местности расположения ядерных реакторов с целью предупреждения загрязнения радиоактивными веществами объектов внешней среды.

Такая оценка должна рассматриваться прежде всего с точки зрения основных путей воздействия радиоактивных загрязнений на население: вдыхание воздуха с радиоактивными примесями, непосредственно β- и γ-облучение в приземном воздухе и от осевших аэрозолей, поступление радиоактивных веществ (РВ) в организм человека вследствие миграции их по биологическим цепочкам. Поступление РВ во внешнюю среду возможно по следующим путям: через вентиляционные трубы, канализацию, водосбросный канал, в виде принудительного выхлопа пара из барбатёров. Коммуникации жидких стоков расположены следующим образом: к северу от БАЭС — полузакрытый промливневый канал и к югу в направлении пос. Заречного — хозфекальная канализация.

Высокоактивные воды из системы радиоактивного дренажа АЭС сосредоточиваются в специальных резервуарах. После необходимой выдержки и специальной водоочистки эти воды используются в оборотном цикле. Излишние (дебалансные) воды, если их активность не превышает среднегодовые допустимые концентрации (СДК), накапливают в специальных резервуарах. Душевые воды промышленной площадки с удельной активностью, не превышающей СДК, сбрасываются в хозфекальную канализацию.

Для оценки содержания естественных и искусственных радионуклидов в Белоярском водохранилище производится отбор проб воды, рыбы, водной растительности, донных отложений. На площади водосброса и в десятикилометровой зоне БАЭС осуществляются наземные измерения гамма-фона и отбор проб дерна (с глубины 0—5 *см*), разнотравья и сосновой хвои. В конце зимнего периода на постоянных пунктах наблюдения (ППН) производится отбор проб снежного покрова. Сбор атмосферных выпадений осуществляется с помощью кювет с месячной экспозицией в 19 точках, расположенных в разных направлениях и на разных расстояниях от БАЭС. На водохранилище установлено 15 постоянных точек отбора проб воды, донных отложений и гидробионтов. Пробы водных растений и донных отложений отбираются ежегодно в июле не менее 1 *кг* в сыром виде. В некоторых случаях в связи с отсутствием илистой фракции донные отложения представляют собой исключительно мелкодисперсный песок с незначительной примесью органического материала. На ряде точек водные растения представлены только водорослью кладофора. Рыба вылавливается по всему водоему с помощью ставной сети. Вес одной пробы 0,6—2,0 *кг*. Рыба разделывается по органам и тканям. После озоления проводится анализ на интегральную β-активность, ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Отбор проб воды осуществляется ежемесячно в промливневом, сбросном, заборном каналах, на водосбросе плотины, в 3 *км* северо-западнее БАЭС на сбросе очистных сооружений пос. Заречного и в р. Ольховке. Последняя берет начало из одно-

Ежегодные объемы отбора проб и дозиметрических исследований на Белоярском водохранилище и на площади водосбора

Проба	Внешняя дозиметрия БАЭС			Промышленная санитарная лаборатория			Каменск-Уральск (городская СЭС)			Институт биофизики		
	1*	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Гамма-фон	956	—	—	—	—	—	64	—	—	—	—	—
Почва (0,5 *см*)	24	24	24	—	—	—	16	16	48	—	—	—
Трава	—	—	—	18	18	18	16	16	48	—	—	—
Листья	—	—	—	18	18	36	—	—	—	—	—	—
Хвоя	—	—	—	18	18	36	16	16	48	—	—	—
Вода	117	117	117	44	44	88	15	15	45	48	—	96
Донные отложения	34	34	34	—	—	—	15	15	45	10	—	20
Водоросли	—	—	—	11	11	22	15	15	45	10	—	20
Атмосферные выпадения	240	240	120	—	—	—	—	—	—	12	—	36
Снег	24	24	48	—	—	—	16	16	48	4	4	8
Рыба	8	8	16	8	8	16	—	—	—	10	10	20
Всего за год	1403	447	359	117	117	216	173	229	327	94	14	200

* 1 — количество проб или замеров; 2 — количество радиометрических анализов; 3 — количество радиохимических анализов.

именного болота, куда сбрасываются дебалансные воды БАЭС и хозфекальные стоки пос. Заречного. Пробы отбираются в поверхностном слое (на глубине 0,5 *м*) в объеме 20 *л* для анализов на интегральную β-активность, ^{90}Sr и ^{137}Cs. Ежегодные объемы отбора проб и дозиметрических исследований на водохранилище и на площади водосбора группой внешней дозиметрии (ВД) БАЭС совместно с радиологическими лабораториями Госсаннадзора представлены в таблице.

Дозиметрический контроль показывает, что в среднем по водохранилищу содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs на 1,5—2 порядка меньше, чем средняя допустимая концентрация (СДК) этих радионуклидов в воде («Нормы радиационной...», 1972). За десять лет работы реакторов Белоярской АЭС (1964—1974 гг.) влияние воздушных выбросов и жидких сбросов практически ограничивается санитарно-защитной зоной АЭС и Ольховским болотом — местом сброса сточных вод из хозфекальной канализации, причем содержание радионуклидов в воде и приземном слое воздуха значительно ниже СДК. За пределами этих зон концентрация радионуклидов колеблется около уровня нормального фона, обусловленного геологическим строением района и глобальными радиоактивными выпадениями (Пискунов, Трейгер, 1974).

Рассматривая в совокупности результаты многолетних иссле-

дований радиоактивности компонентов Белоярского водохранилища (вода, водная растительность, рыба, донные отложения), можно заключить, что этот водоем не отличается от прудов и озер зоны отдыха г. Свердловска. Колебания радиоактивности антропогенного происхождения вне санитарно-защитной зоны связаны с уровнем глобальных выпадений (Пискунов, Трейгер, 1974).

За время эксплуатации БАЭС накоплен большой материал по контролю за радиационной обстановкой в наблюдаемой зоне. Однако еще мало данных о закономерностях накопления и распределения техногенных радионуклидов в окружающих биогеоценозах. Для этой цели необходимо выполнить специальные радиоэкологические исследования. Со строительством в санитарно-защитной зоне БАЭС радиоэкологического стационара Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР (Куликов, 1974) открываются новые возможности для обобщения имеющихся материалов внешней дозиметрии и проведения целенаправленных радиоэкологических исследований с перспективой внедрения научных достижений в охрану внешней среды от радиоактивного загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

Куликов Н. В. Проблемы пресноводной радиоэкологии в свете развития ядерной энергетики.— Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Борок, Изд-во АН СССР, 1974.

Пискунов Л. И., Трейгер С. И. О возможности количественной оценки радиоактивного загрязнения непроточных и слабопроточных водоемов по накоплению радиоизотопов в гидробионтах.— Гигиена и санитария, 1974, № 11.

Пискунов Л. И., Любимова С. А., Трейгер С. И., Казакова В. М. Некоторые результаты радиоэкологических и гидрохимических исследований Белоярского водохранилища в связи со сбросом теплой воды атомной электростанции.— Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Борок, Изд-во АН СССР, 1974.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). М., Атомиздат, 1972.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

Н. В. КУЛИКОВ, Л. Н. ОЖЕГОВ, М. Я. ЧЕБОТИНА, В. Ф. БОЧЕНИН

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ ГИДРОБИОНТАМИ ПРИ РАЗНОЙ ТЕМПЕРАТУРЕ ВОДЫ

Изучение поведения радионуклидов в системе вода — гидробионты в зависимости от температуры приобретает в последние годы большое научное и практическое значение в связи с быстрым ростом атомной энергетики, сопровождающимся, с одной стороны, частичным выходом радиоактивных веществ в открытые водоемы, а с другой — подогревом воды при удалении избыточного тепла в водоемы-охладители (Задубан, 1972; Климов, 1972).

В статье приводятся полученные в нашей лаборатории экспериментальные данные о накоплении ряда искусственных радионуклидов некоторыми представителями пресноводной флоры и фауны при разной температуре водной среды.

Опыты проводили в лабораторных аквариумах в трех повторностях с использованием воды оз. Б. Миассово (Южный Урал) следующего химического состава, *мг/л*: $^{+}K+^{+}Na$ 10,0; ^{++}Mg 9,5; ^{++}Ca 27,4; сухой остаток 180,0; pH 8,4. Температуру в разных экспериментах изменяли от 2 до 30°. Для исследований использовали семь радионуклидов (^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{106}Ru, ^{137}Cs и ^{144}Ce), которые интересны с радиоэкологической точки зрения (Корнберг, Дэвис, 1971; Рассел,1971). Радиоактивность экспериментальных растворов составляла $1-3\cdot10^{-5}$ *кюри/л*. В качестве объектов исследования служили элодея (*Elodea canadensis* Rich), харовая водоросль (*Chara tomentosa* L. G.), озерный бокоплав (*Rionlogammarus lacustris* Sars.), а также развивающаяся икра и личинки двух видов пресноводных рыб — щуки (*Esox lucius* L.) и окуня (*Perca fluviatilis* L.). Накопление радионуклидов каждым из перечисленных объектов изучали отдельно. Опыты с пресноводными растениями и бокоплавом проведены в феврале — марте, а с икрой и личинками рыб — в апреле — мае (в периоды нереста). Отбор и подготовку проб для радиометрического анализа осуществляли по общепринятой методике. Радиометрию образцов

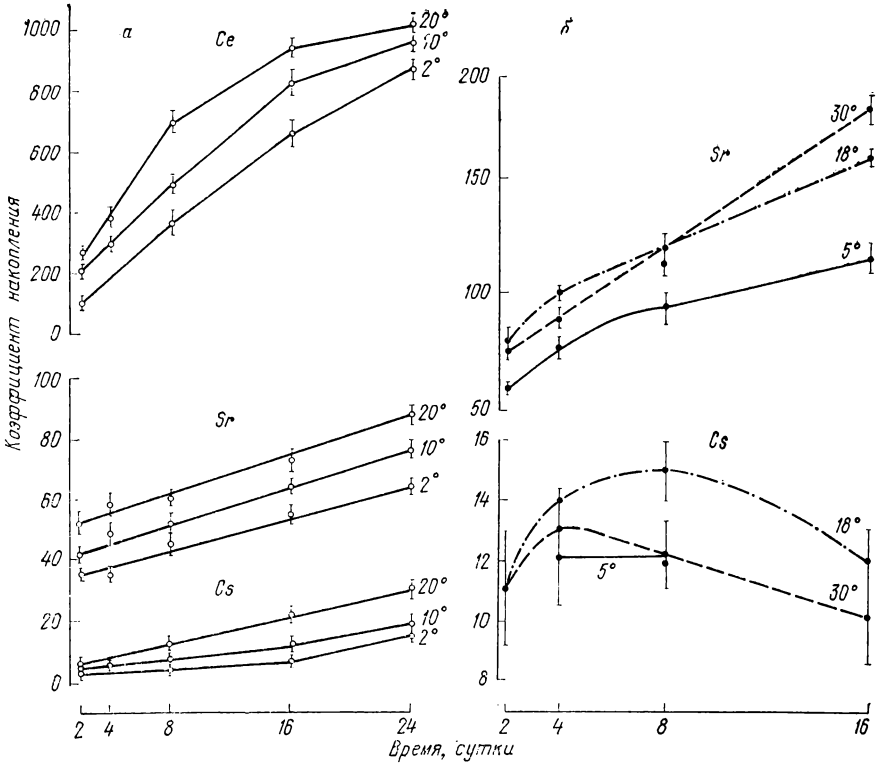


Рис. 1. Динамика коэффициентов накопления ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{144}Ce в элодее (*а*) и ^{90}Sr, ^{137}Cs в харовой водоросли (*б*) в зависимости от температуры водной среды.

Здесь и на других рисунках коэффициенты накопления представлены в расчете на сырую массу. Вертикальными линиями обозначены среднеквадратические ошибки средних значений.

производили с помощью пересчетной установки типа ПП-8 с торцевым счетчиком МСТ-17. Время счета подбирали такое, чтобы статистическая ошибка измерений не превышала 5%.

Изменение температуры воды от 2 до 20° увеличивает накопление радиоизотопов стронция, цезия и церия элодеей к концу эксперимента в полтора-два раза (рис. 1, *а*). При этом наибольшие коэффициенты накопления получены для ^{144}Ce, а наименьшие — для ^{137}Cs. Аналогичная зависимость накопления ^{90}Sr от температуры отмечена и для харовой водоросли. Вместе с тем накопления цезия этой водорослью практически не зависит от температуры воды (см. рис. 1, *б*).

Данные изменения коэффициента накопления семи радионуклидов у озерного бокоплава при температуре 2 и 20° через 10 дней пребывания рачков в радиоактивных растворах приведены на рис. 2. Повышение температуры воды в 10 раз (так же,

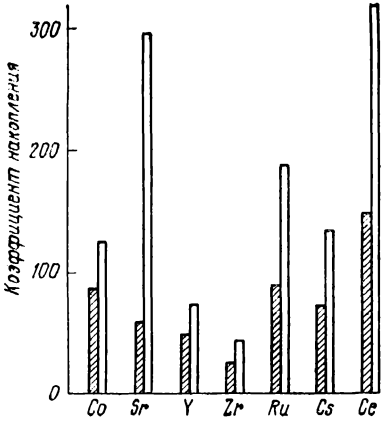


Рис. 2. Накопление радионуклидов кобальта, стронция, иттрия, циркония, рутения, цезия и церия озерным бокоплавом при различной температуре водной среды: 2° *(штриховка)* и 20° *(белое)*.

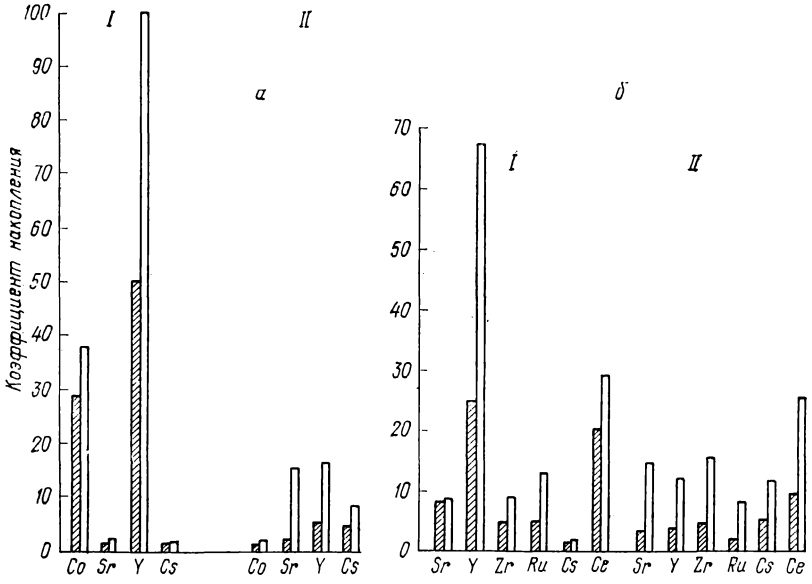


Рис. 3. Накопление радионуклидов кобальта, стронция, иттрия, циркония, рутения, цезия и церия щукой (*а*) и окунем (*б*) при различной температуре водной среды: 10° *(штриховка)* и 20° *(белое)*.
I — развивающаяся икра, *II* — личинки.

как в опытах с растениями) увеличивает накопление большинства радионуклидов в полтора-два раза. Лишь накопление ^{90}Sr при более высокой температуре возрастает почти в пять раз.

Значения коэффициентов накопления четырех радионуклидов для развивающейся икры и личинок щуки при температуре воды 10 и 20° представлены на рис. 3. Продолжительность инкубации икры при 10° составляла восемь суток, а при 20° — четверо суток. Время пребывания личинок в радиоактивных растворах после их выклева из икры составило 10 суток. В икре щуки в наибольшей степени накапливаются изотопы иттрия и кобальта. При этом изменение температуры воды от 10 до 20° приводит к увеличению накопления иттрия в два раза, а кобальта — примерно на 30%. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в икре не зависят от температуры и составляют величину, не превышающую 1,5—2 единицы. Аналогично накапливается ^{60}Co в личинках щуки. Между тем другие радионуклиды накапливаются личинками с гораздо большими коэффициентами накопления, чем ^{60}Co. Повышение температуры воды до 20° способствует увеличению накопления стронция в пять раз, а иттрия и цезия — в два раза.

В икре окуня, как и щуки, накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs не зависит от температуры воды. Накопление остальных радионуклидов с повышением температуры возрастает в 1,5—2,5 раза (см. рис. 3). В личинках окуня накопление всех изучавшихся радионуклидов при изменении температуры воды от 10 до 20° увеличивается в два-четыре раза.

Итак, наши данные показывают, что с повышением температуры воды накопление большинства радионуклидов гидробионтами увеличивается. Эти данные хорошо согласуются с результатами аналогичных опытов с пресноводными рыбами (Куликов и др., 1970, 1971; Ляпин и др., 1971; Нечаев и др., 1972). Однако для некоторых радионуклидов не удалось установить зависимость их накопления от температуры. Так, отсутствует температурная зависимость накопления цезия-137 харовой водорослью, изотопов стронция и цезия — икрой, а кобальта — личинками щуки и окуня.

ЛИТЕРАТУРА

Задубан М. Необходимость решения проблем радиоэкологии в связи с развитием ядерной энергетики.— Сборник докладов радиоэкологической конференции. Старый Смоковец, 1972 (ЧССР).

Климов А. Г. Радиоэкологические проблемы развития ядерно-энергетических реакторов.— Там же.

Корнберг Х., Дэвис Дж. Пищевые цепи в пресных водах.— Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.

Куликов Н. В., Безель В. С., Ожегов Л. Н. Накопление радиоизотопов развивающейся икрой линя (*Tinca tinca* L.) и окуня (*Perca fluviatilis* L.).— Экология, 1970, № 5.

Куликов Н. В., Безель В. С., Ожегов Л. Н. Накопление Sr^{90} — Y^{90} икрой пресноводных рыб и расчет поглощенных доз облучения.— Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1971, вып. 78.

Ляпин Е. Н., Гусев Д. И., Катков А. Е., Подгурский А. М., Нечаев Л. Н. Зависимость накопления радионуклидов тканями рыб от температурно-солевых условий среды.— Вопросы морской радиоэкологии. Труды Атлант. НИРО, 1971, вып. 44.

Нечаев Л. Н., Ляпин Е. Н., Гусев Д. И., Катков А. Е., Подгурский А. М. Кинетика обмена некоторых радиоактивных изотопов в тканях рыб при различном температурно-солевом режиме.— Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации. М., «Медицина», 1972.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

А. Е. КАТКОВ, Д. И. ГУСЕВ, А. В. ДЗЕКУНОВ,
М. И. ГРАЧЕВ, Е. Н. ЛЯПИН, В. Д. СТЕПАНОВА

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ ВОДЫ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РЫБОЙ

В связи с тепловым загрязнением водоемов-охладителей АЭС важно выяснить влияние этого фактора на водные биоценозы. Известно, что у пойкилотермных животных от температуры воды зависит уровень обмена веществ в целом и метаболизм отдельных элементов в частности. Существует прямая зависимость между температурой воды и показателями обмена радионуклидов в тканях водных обитателей (Гусев и др., 1971; Ляпин и др., 1971а, б; Нечаев и др., 1971, 1972). Однако отсутствие сведений о количественной связи между этими явлениями не позволяет обоснованно использовать данный феномен. Между тем необходимость в таких сведениях очевидна, по крайней мере с точки зрения возможности составления радиоэкологического прогноза в водоемах-охладителях АЭС и радиационно-гигиенического нормирования загрязнения этих водоемов. Наша цель — разработать применительно к реально возможным ситуациям модель зависимости от температуры воды уровней загрязнения радионуклидами тканей рыб. Использование такой модели предполагается прежде всего при разработке нормативов загрязнения водоемов-охладителей АЭС. В разработке модели приняты следующие допущения.

1. Радиоактивное загрязнение водоемов-охладителей сопутствует тепловому и рассматривается как точечное относительно всего водоема. Поэтому в сформировавшихся бассейнах равновесная система с постоянными значениями коэффициентов накопления (КН) может наблюдаться лишь относительно глобальных радионуклидов и природных элементов. Сбросные изотопы, тем более из категории микроэлементов, равновесной системы в водоеме в целом не обеспечивают и могут быть охарактеризованы динамическими КН. В водоемах-охладителях, следовательно, существуют зоны фонового уровня и повышенного надфонового загрязнения. По механизму обмена радионуклидов у гидробионтов такое зонирование позволяет условно выделить районы

с преимущественным сорбционным этапом метаболизма, с относительно равновесным состоянием обменных процессов и с преобладанием выделения накопленных радионуклидов, регулируемого уровнем глобальных поступлений изотопов. Поэтому рыбы в районе водосброса будут преимущественно накапливать радиоизотопы, а в других районах — освобождаться от них. Содержание радионуклидов в гидробионтах будет, таким образом, колебаться между уровнем, формируемым глобальными выпадениями (равновесным), и уровнем, максимально возможным за счет посещения очага загрязнения (неравновесным).

2. В радиационно-гигиеническом смысле наиболее неблагоприятным показателем концентрирования изотопов рыбой следует считать вариант пребывания сильно загрязненной рыбы в слабо загрязненной воде, т. е. наиболее типичный случай учета миграции рыбы из места первичного загрязнения в чистую воду. Гигиенически оправдано фиксирование внимания на крайнем случае кратковременного пребывания в чистой воде рыбы, мигрировавшей туда после продолжительного пребывания в районе водосброса. Оценкой степени загрязнения рыбы в этом случае служит КН. В экспериментальных исследованиях косвенным оценочным критерием может служить остаточная зараженность тканей или степень десорбции у очищающейся от радионуклидов рыбы. Коэффициент накопления радионуклидов вне зоны выброса у рыб, мигрировавших из очага загрязнения, выше, чем у рыб, не покидавших данный район. В течение одного сезона обитания рыбы в районе выброса и миграции в чистую воду темп накопления рассеянных элементов превышает темп выведения, обеспечивая возможность образования «необменного фонда» за счет асимметрии обменных процессов. Это явление нашло экспериментальное подтверждение (Гусев и др., 1971; Нечаев и др., 1971; см. статью В. Г. Куликовой, Н. В. Куликова и В. П. Гусевой в наст. сборнике).

3. Продолжительность перегрева (превышения показателей температуры в наиболее жаркие периоды времени по сравнению со средними из многолетних наблюдений в такие же периоды) принята нами 1—2 месяца. Повышение температуры воды в другие периоды не является необычным для данных видов рыб и рассматривается как фактор, способствующий продлению биологической активности еще на такой же срок. Градиенты температуры воды в реальных условиях составляют 4—10° и более (Пидгайко, 1971).

Для выявления количественной зависимости уровней загрязнения рыбы (рыбопродуктов) от величины перегрева в пределах разрабатываемой модели были выполнены специальные исследования. Эксперименты проводили в стеклянных аквариумах при радиоактивности воды 1,0 *мккюри/л* на взрослых половозрелых карасях в четырех вариантах в зависимости от температуры воды, по пять рыб на точку. Температура поддерживалась на постоян-

Степень увеличения коэффициентов накопления радионуклидов рыбой при повышении температуры воды (среднее по всем изотопам)

Ткани и органы	Температура, °С		
	0—17	17—22	22—27
Чешуя и плавники	3,37±0,62	1,36±0,17	1,88±0,66
Жабры	3,66±1,02	1,49±0,22	1,56±0,51
Ткани головы	3,92±1,27	1,56±0,33	1,30±0,18
Внутренности		2,20±0,68	2,50±0,83
Кожа	3,21±1,08	1,49±0,39	1,63±0,26
Мышцы	4,47±0,91	1,91±0,20	1,99±0,53
Осевой скелет	3,17±0,77	1,66±0,28	1,88±0,55
Среднее	3,63±0,34	1,64±0,20	1,82±0,28

ном уровне с показателями 0, 17, 22 и 27° при экспозиции около 30 суток. Экспозиция выбрана с учетом рекомендаций (Марей и др., 1958). Кормление рыб и чистка аквариумов производилась ежедневно. В качестве оценочного критерия избран КН радионуклидов в различных тканях. Представлены материалы 20 экспериментов в 80 аквариумах на 400 экземплярах рыб с ^{22}Na, ^{51}Cr, ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{54}Mn, ^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{106}Ru, ^{125}Sb, ^{131}I, ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{203}Hg, ^{210}Po при различных агрегатных состояниях в воде некоторых из них.

Обработанные статистически исследуемые параметры преобразованы в относительные величины, характеризующие степень увеличения КН при повышении температуры между двумя точками, как частное от деления КН при более высокой температуре на КН при более низкой. Учитывая, что в основе изменений КН у рыб лежат уровни обменных процессов, а также соответствие этому утверждению полученных материалов, мы произвели обобщение результатов по всем изотопам применительно к каждому органу. Их близкое сходство позволило усреднить данные и по органам в пределах исследованных температур (см. таблицу).

В результате статистической обработки из экспериментальной выборки были исключены единичные величины (например, от опытов с цирконием), отнесенные к разряду «статистических промахов». Кроме того, в интервале температур до 17° в расчетах не приняты сведения по КН во внутренностях, поскольку при 0° некоторые рыбы, судя по уровню активности внутренностей, не питались, в результате чего в расчеты могли быть включены разные сведения.

Приняв K/K_1 за степень изменения коэффициента накопления изотопов при изменении температуры воды от T_1 до T из табличных значений в интервалах температур 0 и 17°; 17 и 22°; 22 и 27°, выражаем $K_{17}/K_0=3{,}63$; $K_{22}/K_{17}=1{,}64$; $K_{27}/K_{22}=1{,}82$.

Из найденных отношений получены условные коэффициенты накопления $A=K/K_0$ по формулам:

$$A_0=1,$$
$$A_{17}=K_{17}/K_0=3{,}63;$$
$$A_{22}=K_{22}/K_0=K_{22}/K_{17}\cdot K_{17}/K_0=5{,}95;$$
$$A_{27}=K_{27}/K_0=K_{27}/K_{22}\cdot K_{22}/K_{17}\cdot K_{17}/K_0=10{,}83,$$

которые справедливы для всех изотопов в любых тканях рыб с вероятностью 95% при относительной ошибке 10—15% в пределах температуры воды от 0 до 30°.

Полученные значения условных коэффициентов накопления хорошо аппроксимируются логарифмической зависимостью вида

$$\ln A=b\cdot T,$$

где b — показатель изменения условного коэффициента накопления, вычисленный по методу наименьших квадратов (в данном случае 0,0834).

Поэтому условный коэффициент накопления зависит от температуры воды:

$$A=K/K_0=e^{0{,}0834\cdot T}. \qquad (1)$$

Полученную формулу (1) предлагается использовать для составления следующего уравнения оценки степени изменения абсолютного коэффициента накопления любого изотопа рыбой при изменении температуры от T_1 до T_2:

$$K_{T_2}/K_{T_1}=e^{0{,}0834\cdot(T_2-T_1)}. \qquad (2)$$

Проверка результатов различных аквариумных исследований, выполнявшихся при других целевых установках и в иных интервалах температур, показала справедливость данной формулы.

Формула (2) получена на основании условных коэффициентов накопления, найденных по фактическим данным в интервале температур от 0 до 27°. Однако можно предположить, что формула окажется приемлемой в ближайшей зоне за пределами упомянутого интервала температур для оценки напряженности обменных процессов. В практических целях с помощью полученного уравнения рассчитаны значения степени изменения уровня накопления интересуемых агентов рыбой (K_{T_2}/K_{T_1}) в зависимости от градиента температуры (ΔT):

$\Delta T=T_2-T_1$	K_{T_2}/K_{T_1}	$\Delta T=T_2-T_1$	K_{T_2}/K_{T_1}	$\Delta T=T_2-T_1$	K_{T_2}/K_{T_1}
1	1,08	11	2,51	21	5,75
2	1,18	12	2,72	22	6,23
3	1,28	13	2,94	23	6,82
4	1,39	14	3,22	24	7,39
5	1,52	15	3,49	25	8,00
6	1,65	16	3,78	26	8,76
7	1,79	17	4,14	27	9,49
8	1,95	18	4,48	28	10,38
9	2,12	19	4,86	29	11,25
10	2,29	20	5,31	30	12,18

Для оценки увеличения фактических уровней накопления (по максимальным значениям) достаточно подставить к анализируемому КН в качестве множителя соответствующее значение K_{T_2}/K_{T_1}. Если, например, в результате сбросов АЭС тепловой режим в районе водосброса возрос на 8°, то уровни накопления радионуклидов рыбой увеличатся в два раза. Оценкой будет служить КН радиоизотопа в рыбе вне пятна теплового загрязнения. Рекомендуется настоящую модель проверить также в отношении иных факторов, физиологический смысл накопления которых в организме рыб аналогичен рассмотренному.

Выводы

1. АЭС рассматривается в качестве локального источника радиоактивного загрязнения водоемов-охладителей, в которых предполагается наличие двух систем: равновесной (по глобальным радионуклидам и стабильным химическим элементам — компонентам водоема) и неравновесной (по сбросным изотопам). Уровни накопления радионуклидов в рыбе этих водоемов колеблются от равновесных Кн (рыба, мигрирующая в пределах незагрязненной зоны) до максимальных неравновесных (рыба наиболее продолжительное время обитала в загрязненном пятне). С учетом десорбции и выведения изотопов из рыб средние реальные уровни зараженности рыбы занимают промежуточное значение между названными величинами.

2. Тепловое локальное загрязнение водоема, сопутствующее (в том числе и территориально) радиоактивному и рассматриваемое как превышение показателей температуры в наиболее жаркий период (около двух месяцев) до 10° и более, способно за счет увеличения темпа накопления повысить в два-три раза неравновесные значения Кн сбросных нуклидов в пределах указанного срока и привести к аналогичному возрастанию средних уровней зараженности рыбы в неравновесной системе за счет асимметричности обменных процессов (отставания темпа выведения от темпа накопления).

3. Предложена формула (универсальная для всех гигиенически значимых радионуклидов) оценки увеличения названных неравновесных уровней зараженности товарной рыбы в наиболее неблагоприятных условиях изменения температуры.

4. Математическое описание исследованного биологического процесса в комплексе с ограничениями в его толковании предлагается использовать в качестве рабочей модели учета влияния теплового загрязнения на уровни зараженности рыбы в гигиеническом нормировании загрязнения водоемов-охладителей АЭС.

ЛИТЕРАТУРА

Гусев Д. И., Ляпин Е. Н., Катков А. Е., Нечаев Л. Н., Подгурский А. М. Экспериментальные материалы к характеристике скорости очищения рыбы от некоторых радионуклидов в условиях различной

температуры и солености воды.— Вопросы морской радиоэкологии. Труды АтлантНИРО, 1971, вып. 44.
Ляпин Е. Н., Гусев Д. И., Катков А. Е., Подгурский А. М., Нечаев Л. Н. Зависимость накопления радионуклидов тканями рыб от температурно-солевых условий среды.— Там же, 1971а.
Ляпин Е. Н., Катков А. Е., Гусев Д. И., Нечаев Л. Н. Характер распределения некоторых радионуклидов в теле рыбы после перемещения ее из загрязненной воды в незагрязненную.— Там же, 1971 б.
Марей А. Н., Сауров М. М., Лебедева Г. Д. К вопросу о передаче радиоактивного стронция по пищевой цепи из открытого водоема в организм человека.— Медицинская радиология, 1958, т. 3, вып. 1.
Нечаев Л. Н., Ляпин Е. Н., Гусев Д. И., Катков А. Е. Распределение отдельных осколочных и коррозийных радионуклидов по тканям рыб.— Вопросы морской радиобиологии. Труды АтлантНИРО, 1971, вып. 44.
Нечаев Л. Н., Ляпин Е. Н., Гусев Д. И., Катков А. Е., Подгурский А. М. Кинетика обмена некоторых радиоактивных изотопов в тканях рыб при различном температурно-солевом режиме.— Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации. М., «Медицина», 1972.
Пидгайко М. Л. Материалы к сравнительной физико-географической характеристике водоемов-охладителей электростанций Украины.— Гидрохимия и гидробиология водоемов-охладителей ТЭС СССР. Киев, «Наукова думка», 1971.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

В. Г. КУЛИКОВА, Н. В. КУЛИКОВ, В. П. ГУСЕВА

О НАКОПЛЕНИИ И ВЫДЕЛЕНИИ ^{90}Sr и ^{173}Cs У РЫБ

Несмотря на то что накоплению и распределению радиоизотопов в организме рыб уделяется в последние годы большое внимание (Ильин, Москалев, 1961; Rosenthal, 1963; Лебедева, 1968; Куликов и др., 1971; Ильенко, 1974), вопросы влияния пола, возраста и особенно физиологического состояния на поведение изотопов в этих гидробионтах слабо изучены.

В настоящей работе на примере аквариумной рыбки *Lebistes reticulatus* P. приводятся экспериментальные данные о накоплении и выделении ^{90}Sr у рыб в зависимости от пола и возраста и ^{137}Cs — в зависимости от пола и физиологического состояния.

Опыты проводили в стеклянных сосудах емкостью 15 *л*, заполненных фильтрованной водопроводной водой с общей минерализацией около 200 *мг/л* при содержании Ca^{2+} 31,2 и Mg^{2+} 7,9 *мг/л*. В одни аквариумы вносили в виде хлоридов ^{90}Sr, а в другие ^{137}Cs с концентрацией $2 \cdot 10^{-6}$ *кюри/л*. После этого в каждый аквариум помещали по несколько веточек (5—6) элодеи (*Elodea canadensis*) и по 70 рыбок. К началу опыта со стронцием возраст одной группы рыб был восемь, а другой — один месяц. Взрослых половозрелых рыб содержали отдельно по полу, а одномесячных — вместе. В опытах с цезием возраст рыб составлял 11 месяцев. В одном варианте опыта содержали самок, в другом — одних самцов, а в третьем — самок и самцов вместе. Рыбы находились в искусственных радиоактивных водоемах 16 суток и в течение всего опыта регулярно подкармливались живым кормом (дафнией, энхитреусом, мотылем). Через 2, 4, 8 и 16 суток отбирали пробы воды (по 1 *мл*) и рыб (по 3—5 экземпляров) для определения содержания в них радионуклида. Отобранных рыб предварительно ополаскивали в чистой воде, затем умерщвляли с помощью эфира, взвешивали в сыром и воздушно-сухом состоянии. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли радиометрически в сухих растертых препаратах с помощью радиометра типа «Волна» со счетной трубкой БФЛ-Т-25 при статистической ошибке счета не выше 5%. Через 16 суток всех рыб переносили из радиоактивной воды в аквариумы с чистой водой и в дальнейшем эту воду ме-

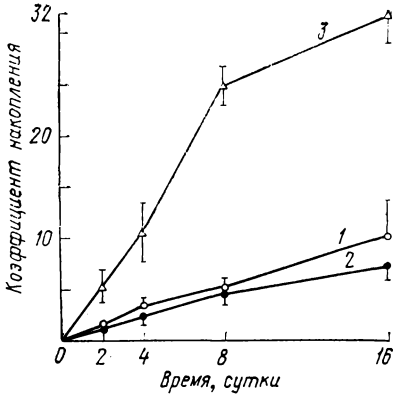


Рис. 1. Динамика коэффициентов накопления ^{90}Sr в организме гуппи в зависимости от пола и возраста.

1, *2* — восьмимесячные самки и самцы; *3* — одномесячные. Уровень достоверности 95% ($R_{0,05}$).

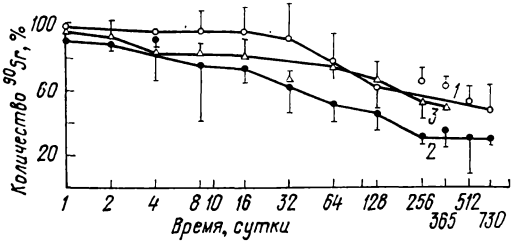


Рис. 2. Выделение ^{90}Sr из организма гуппи (% от накопленного за 16 суток).

1, *2* — восьмимесячные самки и самцы; *3* — одномесячные гуппи.

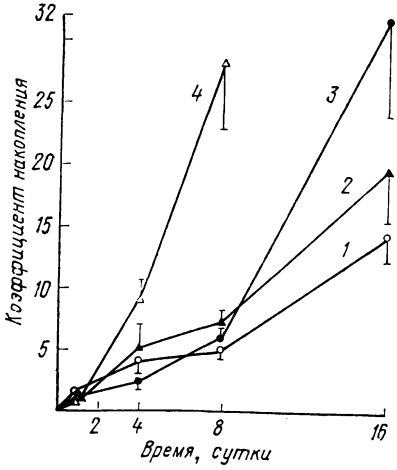


Рис. 3. Динамика коэффициентов накопления ^{137}Cs в организме половозрелых гуппи в зависимости от пола и физиологического состояния.

1, *4* — самки и самцы раздельно; *2*, *3* — самцы и самки — вместе.

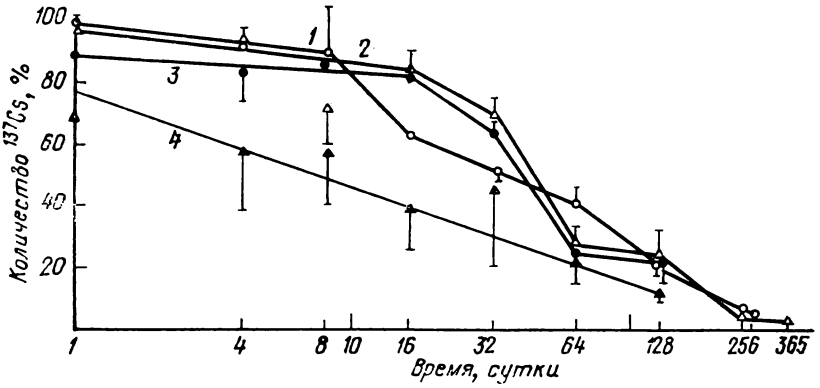


Рис. 4. Выделение ^{137}Cs из организма гуппи (% от накопленного за 16 суток).

1 — самки; *2* — самцы; *3*, *4* — самки и самцы вместе.

няли дважды в неделю. Наблюдения за выделениями стронция из организма рыб велись на протяжении двух лет, а за выделением цезия — в течение одного года.

Коэффициенты накопления ^{90}Sr у взрослых самок и самцов в течение всего времени пребывания их в радиоактивной воде практически одинаковы и составляют к концу опыта 7—10 (рис. 1). Молодыми рыбками стронций накапливается в большей степени, в результате чего на 16 сутки коэффициенты накопления у них достигают 30. Процесс накопления ^{90}Sr не прекращался до конца опыта и, как показали ранее проведенные исследования, коэффициенты накопления радионуклида в организме гуппи не достигают предельных значений даже через 220 суток пребывания их в стронцийсодержащей воде (Куликов и др., 1972). Повышенное накопление ^{90}Sr у молодых растущих рыб можно объяснить более интенсивным обменом веществ у них и формированием скелетных образований, в которые преимущественно поступает стронций вместе с его химическим макроаналогом кальцием.

Данные выведения ^{90}Sr из организма рыб после перемещения их в чистую воду представлены на рис. 2. Анализ этих данных показывает, что у всех трех групп подопытных рыб можно выделить подвижную фракцию ^{90}Sr, которая сравнительно легко выводится из организма, и более связанную фракцию, выделяющуюся медленно. При этом степень закрепления радионуклида зависит от пола и возраста. Методом графической интерполяции (Москалев, 1961) установлено (для сравнения всех групп рыб расчеты выполнены при продолжительности опыта 365 суток), что из организма самок 20% стронция выделяется с биологическим периодом полувыведения 34 сутки, а 80% — с периодом

Биологические периоды полувыведения $T_{1/2}$ ^{90}Sr и ^{137}Cs из организма самок и самцов гуппи

Возраст рыб, месяцы	Условия содержания	Пол рыб	$T_{1/2}$, сутки	Выведено из организма, % исходного количества
		Стронций-90		
8	Раздельное	Самки	34	20
			905	80
		Самцы	12	45
			565	55
1	Совместное	Самки и самцы	7,4	24
			538	76
		Цезий-137		
11	Раздельное	Самки	13	27
			75	73
		Самцы	23	33
			75	67
	Совместное	Самки	≈4—6 ч	8
			58	92
		Самцы	≈3—4 ч	33
			43	67

905 суток. В организме самцов стронций связывается менее прочно: 45% стронция выводится с периодом полувыведения 12 суток, а 55% — с периодом 565 суток. У молодых рыб в первые два месяца темпы выделения стронция также выше, чем у самок. В последующем они в значительной мере выравниваются: 24% стронция выводится с периодом полувыведения 7,4 суток, а 76% — с периодом 538 суток. Поскольку одномесячные гуппи в начале опыта по полу не разделялись, нам не удалось у них выявить влияние пола на выведение ^{90}Sr.

Если накопление ^{90}Sr не зависит от пола, то накопление ^{137}Cs зависит как от пола, так и от физиологического состояния рыб (рис. 3). При раздельном содержании рыб коэффициенты накопления ^{137}Cs у самцов оказались выше, чем у самок ($P=0{,}013$). При совместном же содержании эти различия стираются за счет снижения накопления радионуклида у самцов и некоторого повышения — у самок. Выделение ^{137}Cs из организма рыб также зависит от пола и физиологического состояния рыб (рис. 4). Расчеты показали, что у «холостых» самок 27% цезия выделяется с периодом полувыведения 13 суток, а 73% — с периодом 75 суток (см. таблицу). У «холостых» самцов цезий закрепляется в организме прочнее: 33% цезия выделяется с периодом полувыведения 23 суток, а 67% — 75 суток. При совместном содержании самцов и самок скорость выделения цезия из обеих половых групп повышается, по-видимому, за счет интенсификации обменных процессов в периоды нереста и формирования очередного потомства.

В целом ^{90}Sr в организме рыб закрепляется прочнее, чем ^{137}Cs. При одинаковом уровне накопления ^{90}Sr у обеих половых групп скорость выделения радионуклида из организма самцов выше, чем из организма самок. Следовательно, равный уровень накопления стронция в организме самцов (по сравнению с самками) поддерживается за счет ускорения процессов поглощения и выделения радионуклида. Несколько иначе ведет себя ^{137}Cs. Он накапливается в организме «холостых» самцов с большим коэффициентом накопления, чем в организме «холостых» самок. Однако повышение накопления цезия у самцов объясняется не столько интенсификацией обменных процессов цезия, сколько более прочным закреплением его в организме. При совместном содержании самцов и самок скорость выделения ^{137}Cs у обеих половых групп увеличивается.

ЛИТЕРАТУРА

Ильенко А. И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М., «Наука», 1974.

Ильин Д. И., Москалев Ю. И. О распределении, выведении и коэффициентах накопления стронция-90, цезия-137 и фосфора-32 у рыб.— Распределение, биологическое действие и миграция радиоактивных изотопов. М., Медгиз, 1961.

Куликов Н. В., Куликова В. Г., Любимова С. А. Миграция стронция-90 и цезия-137 из организма рыб с икрой во время нереста.— Экология, 1971, № 4.

Куликова В. Г., Береговая Э. И., Куликов Н. В. Переход стронция-90 из организма рыб в потомство.— Экология, 1972, № 4.

Лебедева Г. Д. Накопление и выведение радиоактивного стронция у пресноводных рыб при разных условиях.— Некоторые проблемы гидробиологии. Труды МОИП, отд. биол., 1968, т. 30.

Москалев Ю. И. О накоплении стронция-90 в костях крыс и кинетике его выведения.— Радиобиология, 1961, т. 1, вып. 1.

Rosenthal H. L. Uptake, turnover and transport of bone seeking elements is fishes. Ann. N. Y. Acad. Sci., 1963, vol. 109.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

А. И. ИЛЬЕНКО, И. А. РЯБЦЕВ

СТРОНЦИЙ-90 И ЦЕЗИЙ-137 В ПИЩЕВЫХ ЦЕПЯХ ПРЕСНОВОДНОГО БИОГЕОЦЕНОЗА

Большинство исследований, касающихся миграции радиоактивных изотопов в биогеоценозах, ограничивается изучением передвижения радиоактивных веществ по пищевым цепям, ведущим к человеку (Марей, 1961; Дибобес и др., 1969; Марей и др., 1970; Underdal, 1967, и др.). Дикие животные, как правило, не играют важной роли в этих пищевых связях, однако их участие в передвижении радиоизотопов по биологическим цепям и их перераспределение по компонентам биогеоценоза велико. Межвидовые отношения в биогеоценозе могут существенно влиять на уровень накопления радиоизотопов разными видами животных. «Поведение» различных радиоактивных элементов в пищевых цепях и их распределение по трофическим уровням неодинаково (Ильенко, 1970; Ильенко, Федоров, 1970). Оно связано с известной особенностью разных радиоизотопов концентрироваться в определенных тканях организма.

С радиоактивными элементами, распределенными в среде обитания, гидробионты имеют как непосредственный контакт — через покровы тела, так и косвенный — через пищевые связи. Другие экологические группы водных и околоводных животных, не обитающие непосредственно в толще воды, имеют разнообразные пищевые связи с загрязненным водным биогеоценозом. Для высших позвоночных животных — обитателей акваторий и их побережий — длина этих связей различна и в конечном счете определяет степень контакта их с загрязненной территорией.

Водная растительность и другие гидробионты являются пищей многих видов птиц и млекопитающих, которые в свою очередь служат пищей хищников или входят в рацион человека. Накопление радиоактивных изотопов в организмах, находящихся на разных трофических уровнях, зависит от длины пищевой цепи,

связывающей данный вид с радиоактивным загрязнением, особенностями употребления животными пищи и характером распределения в ней соответствующих радиоизотопов.

Настоящее исследование посвящено изучению закономерностей миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных звеньях пищевых цепей водного и околоводного биогеоценозов.

В естественном водоеме, загрязненном радиоизотопами, отлавливали рыб, около водоема отстреливали птиц и в зарослях тростника отлавливали млекопитающих. У пойманных животных определяли концентрацию радиоизотопов в содержимом желудков, кормовых объектах, скелете (^{90}Sr) и мягких тканях (^{137}Cs). Определение концентрации изотопов в биологических объектах проводилось по общепринятым методикам. Коэффициенты концентрирования в первом звене пищевой цепи вода → растение рассчитывались относительно содержания изотопов в воде.

В последующих звеньях пищевой цепи за единицу принималась концентрация радиоизотопа в пище животных, так как пища — основной источник поступления радиоактивных веществ в организм позвоночных животных. Коэффициенты концентрирования ^{90}Sr для некоторых растений и животных модельного водоема были следующие:

Тростник (*Phragmites communis*)	300
Рогоз (*Typha latifolia*)	200
Пузырчатка (*Utriculara* sp.)	1050
Рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus*)	4400
Горец земноводный (*Polygonum amphibium*)	1850
Дафнии (*Daphnia longisphina*)	3000
Гамарус (*Gamarus* sp.)	4400
Бентос	920

Водные растения и беспозвоночные животные накапливают большое количество радиоактивного стронция и поэтому могут играть существенную роль в распределении и миграции изотопа в гидроценозе.

В следующем звене пищевой цепи исследовали количественные закономерности перехода ^{90}Sr от растений к растительноядным животным: рыбам, птицам и мелким млекопитающим, питающимся преимущественно водной растительностью. В водоеме, искусственно загрязненном радиоизотопами с концентрацией 0,2 *мккюри* ^{90}Sr и 0,0025—^{137}Cs в 1 л воды, накопление ^{90}Sr в скелете нехищных рыб превышало содержание этого изотопа в пище. Количество ^{137}Cs в теле этих рыб было ниже, чем в корме. Коэффициент концентрирования ^{90}Sr при переходе его из пищи в организм мирных рыб превышает единицу, в то время как у ^{137}Cs он значительно ниже единицы. Следовательно, в данном звене пищевой цепи концентрация ^{90}Sr увеличивается, а ^{137}Cs снижается, по сравнению с предшествующим трофическим уровнем. Коэффици-

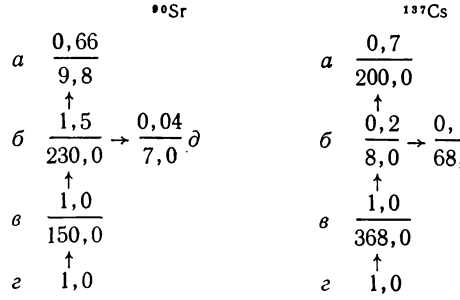
енты концентрирования ^{90}Sr и ^{137}Cs для видов рыб, обитающих в природном водоеме, относительно их пищи следующие:

	^{90}Sr	^{137}Cs
Плотва (*Rutilus rutilus*)	1,5	0,23
Язь (*Leuciscus idus*)	5,0	0,53
Окунь (*Perca fluviatilis*)		
мелкий (до 400 *г*)	2,6	0,42
крупный (900—1200 *г*)	2,3	4,2
Щука (*Esox lucius*)	3,3	2,3

Аналогичная закономерность отмечена для растительноядных птиц и млекопитающих, обитателей сухопутных биогеоценозов (Ильенко, 1974).

При изучении распределения радиоактивных изотопов в звене пищевой цепи мирные рыбы⟶рыбоядные хищники обнаружена другая зависимость. В организме крупных окуней и щук, питающихся в исследованном водоеме исключительно плотвой, увеличивается концентрация обоих радиоизотопов. В этом случае коэффициенты концентрирования для них превышают единицу, т. е. происходит увеличение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs. В то же время абсолютное содержание ^{90}Sr в скелете крупных окуней и щук, по сравнению с концентрацией в костной ткани плотвы, снижаются соответственно в 2,8 и 2,0 раза (Ильенко, 1970).

Иная закономерность наблюдается при миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs из рыбы в организм рыбоядных птиц. Так, в звене пищевой цепи рыбы (плотва)⟶рыбоядная птица (серебристая чайка *Larus argentatus*) количество ^{90}Sr в скелете последней снижается. Это, по-видимому, определяется тем, что скелет рыб и чешуя — основное депо ^{90}Sr, отрыгиваются чайками в виде погадок, поэтому поступление изотопа в организм птицы возможно лишь из мягких тканей жертвы и из воды, где радиоизотопа значительно меньше, чем в костных тканях (см. рису-



Количественное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевой цепи зооценоза пресноводного водоема относительно содержания радиоизотопа в пище жертвы (*числитель*) и в воде (*знаменатель*).

а — хищная рыба, *б* — жертва, *в* — пища жертвы, *г* — вода, *д* — рыбоядная птица.

нок). Закономерности концентрирования ^{137}Cs чайками такие же, как и у хищных птиц миофагов (Ильенко, 1970). Этого изотопа в мышцах чаек намного меньше, чем в поедаемых рыбах.

При анализе пищевой цепи, ведущей к речным чайкам, установлено, что содержание ^{90}Sr в их скелете выше, чем в пище. Возможно, это объясняется тем, что речные чайки *L. ridibundus* питаются в основном насекомыми, которых могут собирать вне загрязненного водоема. Кроме этого, чайки могли добывать рыбу на других не загрязненных водоемах, так как видовой состав рыб в изучаемом водоеме и в пище чаек был различный.

Как правило, чайки отрыгивают погадки на местах отдыха на территории гнездовых колоний. Эта же территория загрязняется пометом, скорлупой яиц и трупами птенцов, концентрация изотопов в которых выше, чем в скелете взрослых птиц. Таким образом, радиоизотопы мигрируют из организма чаек на территории колонии: осуществляется переход радиоизотопов из водоема на сушу. В связи с этим возникает вопрос о плотности радиоактивного загрязнения территории колонии.

Была обследована небольшая колония серебристых чаек (93 гнезда), расположенная на островке экспериментального водоема (Шишкин, 1975). Анализ проб почвы, взятых на территории колонии, показал, что наибольшая концентрация радиоизотопов была в прибрежной полосе, т. е. в той части острова, которая периодически затапливалась при подъеме воды в водоеме и где скапливался загрязненный ил. По-видимому, поступление изотопа из воды в почву играет значительную роль в распределении ^{90}Sr в поверхностном слое почвы острова. Поэтому места с наименьшей загрязненностью совпадали с возвышенными частями острова. Предполагалось, что чайки существенно влияли на уровень загрязнения острова. Однако это предположение не подтвердилось. Загрязненность территории колонии, места пребывания птиц в период размножения, была немного выше аналогичных участков на остальной части острова. Можно ожидать, что при продолжительном существовании колонии значение птиц в загрязнении ее территории будет возрастать, поскольку количество ^{90}Sr в 13 произвольно взятых гнездах чаек соответствовало наиболее загрязненным участкам побережья острова. Именно около гнезд накапливается большое количество остатков пищи, погадок и помета.

Кроме изложенных путей миграции радиоизотопов есть еще цепь, ведущая от водоема через водных и околоводных насекомых и амфибий к хищным рептилиям, часто обитающим по берегам водоемов. В результате изучения этого пути миграции радиоизотопов было выяснено, что в звене пища остромордых лягушек *Rana terrestris* → их организм наблюдаются такие же закономерности, как в звене насекомые → насекомоядные птицы. При переходе ^{90}Sr из пищи в скелет остромордых лягушек концентрация его увеличивается. Количество цезия-137 в теле земновод-

ных ниже, чем концентрация его в пище. Закономерность поступления радиоактивных изотопов в тело хищных пресмыкающихся в звене остромордая лягушка → уж такая же, как у хищных рыб. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в скелете и мягких тканях ужа *Natrix natrix* увеличивается по сравнению с количеством этих изотопов в теле жертвы (Ильенко, 1970).

Таким образом, связь популяций животных с источниками ионизирующей радиации осуществляется их поступлением в организм по пищевым цепям. Длина пищевых цепей, особенности трофических уровней и физико-химические свойства изотопов определяют количественное распределение радиоактивных элементов в звеньях пищевых цепей в биогеоценозе.

ЛИТЕРАТУРА

Дибобес И. К., Зайдман С. Я., Пантелеев Л. И., Скрябин А. М. Некоторые закономерности поведения стронция-90 в пищевой цепи при атмосферном пути его поступления.—Гигиена и санитария, 1969, № 1.

Ильенко А. И. Закономерности миграции стронция-90 и цезия-137 в разных звеньях пищевых цепей в зооценозе.— Ж. общ. биологии, 1970, т. 31, № 6.

Ильенко А. И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М., «Наука», 1974.

Ильенко А. И., Федоров Е. А. Накопление радиоактивного цезия в популяциях сухопутных животных.— Зоол. ж., 1970, т. 49, № 10.

Марей А. Н. Некоторые данные о радиоактивном стронции как факторе загрязнения внешней среды.— Распределение, биологическое действие и миграция радиоактивных изотопов. М., Медгиз, 1961.

Марей А. Н., Бархударов Р. М., Чумак В. К., Петухова Э. В., Тюрюканова Э. Б., Кузнецова Г. А., Новикова Н. Я., Поживилова С. Б., Богданович Г. А. Особенности поступления глобальных цезия-137 и стронция-90 по пищевым цепям в Полесье.— Гигиена и санитария, 1970, № 1.

Шишкин В. С. К радиоэкологии колониальных птиц.— Радиоэкология позвоночных животных. М., «Наука», 1975.

Underdal B. Radioaktive nuklidar i naeringsmiddelkjeda.— Medlemsbl., Norske veterinaerforen, 1967, vol. 19, N 1.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

А. И. ИЛЬЕНКО, И. А. РЯБЦЕВ

НЕКОТОРЫЕ РАЗЛИЧИЯ В КОНЦЕНТРИРОВАНИИ ^{90}Sr и ^{137}Cs ЖИВОТНЫМИ, НАСЕЛЯЮЩИМИ ПРЕСНОВОДНЫЙ И ОКОЛОВОДНЫЙ БИОГЕОЦЕНОЗЫ

При радиоэкологическом изучении пресноводных гидроценозов, как правило, не рассматриваются животные, которые непосредственно не обитают в водной среде. Однако для целого ряда позвоночных животных водоемы и водная растительность являются средой обитания и источником пищи. Вместе с водной растительностью и животными, населяющими пресноводный биоценоз, загрязненный продуктами деления, радиоактивные элементы поступают в организм птиц и млекопитающих и депонируются в их органах и тканях. Процессы концентрирования радиоизотопов во многом зависят от экологических особенностей видов, химического состава среды и других факторов.

Цель настоящего исследования — изучить различия в концентрировании ^{90}Sr и ^{137}Cs позвоночными животными, населяющими пресноводный и околоводный биоценозы, при равномерном загрязнении этими изотопами акватории и примыкающей к ней суши. Исследование проводили на модельных водоемах и части их побережья. Побережье трех исследованных водоемов, как и вода в них, были загрязнены радиоактивными элементами, берег одного водоема был чистый. Все водоемы имели различную концентрацию ^{90}Sr, ^{137}Cs и Ca в воде. Объектами исследований были околоводные птицы и млекопитающие, а также гидробионты, служащие им пищей. Определение концентрации изотопов в биологических пробах проводилось по общепринятым методикам.

При изучении поступления радиоактивных веществ в организм животных в загрязненном биогеоценозе большое значение имеет выяснение степени постоянства или периодичности контактов популяций разных видов с загрязненной территорией. Для позвоночных животных эти связи осуществляются в основном по пищевым цепям. По степени постоянства связей с территорией выделяются три основные группы животных: 1) виды, постоян-

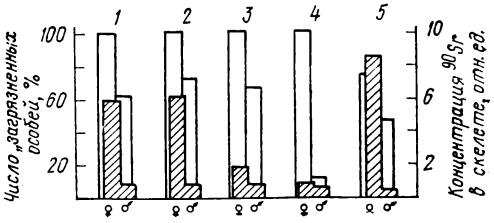


Рис. 1. Число «загрязненных» особей уток разных видов *(незаштрихованное)* и концентрация ^{90}Sr в их скелете *(заштрихованное)*.

1 — кряква, *2* — серая утка, *3* — красноголовый нырок, *4* — чирок-трескунок, *5* — чирок-свистунок.

но обитающие в биогеоценозе, 2) животные, появляющиеся в нем периодически для размножения (в другое время года эти виды обитают в незагрязненном биогеоценозе или впадают в спячку), 3) животные, случайно попадающие в загрязненный биогеоценоз на короткий срок.

Особенности контакта популяций с загрязненным радиоактивными продуктами деления биогеоценозом двух первых групп определяют возрастные закономерности в накоплении изотопов в популяции. Поскольку в средней полосе большинство водоемов замерзает на зиму (за исключением термальных водоемов и водоемов-охладителей, куда сбрасывается горячая вода), контакт околоводных животных с водоемом прерывается. Околоводные птицы отлетают на места зимовок. Млекопитающие (кроме видов, которые остаются на зиму в водоеме) еще до ледостава откочевывают в другие стации обитания, где устраивают зимовочные норы с запасом корма. Весной околоводные животные возвращаются на берега водоемов и контакт с загрязненной территорией возобновляется. В этот период на места размножения возвращается большая часть животных, ранее здесь родившихся или размножавшихся. В связи с этим в их организме уже содержится некоторое количество радиоизотопов. Часть животных появляется на загрязненных водоемах впервые, поэтому количество изотопов в их организме незначительное.

При изучении весенних популяций уток разных видов нам удалось установить, что число загрязненных ^{90}Sr самцов и самок неодинаково (Ильенко, Рябцев, 1974).

У всех исследованных видов концентрация ^{90}Sr больше у самок (рис. 1). Это, очевидно, связано с более длительным пребыванием самок на гнездовой территории, загрязненной изотопом. Селезни первыми улетают с мест размножения на места линьки. Среди самок наименьшее количество ^{90}Sr содержится в скелете у красноголового нырка и чирка-трескуна. Это, возможно, обусловлено кратковременностью пребывания на гнездовой территории этих видов. Чирки-трескунки начинают осеннюю миграцию очень рано: во второй половине июля. Красноголовые нырки и чирки-трескунчики из-за длинных путей пролета появляются на местах гнездования позже других видов уток («Птицы...», 1952).

Летом в популяциях перелетных околоводных птиц имеются большие различия в накоплении ^{90}Sr в зависимости от возраста (Ильенко, 1974).

Молодые птицы, развивающиеся в загрязненных водоемах, поглощают большое количество пищи, содержащей радиоактивные вещества. Высокий уровень метаболизма способствует быстрому накоплению изотопов в их организме. У взрослых птиц организм полностью сформировался, и обменные процессы идут значительно медленнее, чем у молодых. Вследствие этого взрослые птицы за тот же промежуток времени аккумулируют значительно меньше ^{90}Sr.

У одновозрастных птиц разных видов наблюдаются также значительные различия в концентрировании радиоизотопов. Концентрация ^{137}Cs в мышцах разных видов птиц, которые контактируют с загрязненным водоемом, была следующей, отн. ед.:

Кряква	0,011±0,002 (13)*
Серая утка	0,029±0,01 (8)
Чирок-свистунок	0,002±0,001 (6)
Красноголовый нырок	0,01±0,007 (8)
Лысуха (*Fulica atra*)	0,018±0,002 (14)
Озерная чайка	0,039±0,008 (6)
Чомга (*Podiceps cristatus*)	0,026±0,01 (3)

* В скобках — число исследованных птиц.

У речных уток наибольшее содержание ^{137}Cs обнаружено в мышцах серой утки — типичной растительноядной птицы. Смешанный рацион красноголового нырка и кряквы, состоящий из водной растительности и беспозвоночных, обусловливает меньшую концентрацию ^{137}Cs в их теле. Небольшое содержание ^{137}Cs в организме чирков-свистунков, по-видимому, можно объяснить тем, что этот вид речных уток ведет кочующий образ жизни, часто кормится в мелких временных водоемах, ручьях, лужах, вокруг загрязненного водоема, не содержащих радиоактивных веществ.

Из других птиц, населяющих исследованный биоценоз, значительное количество ^{137}Cs обнаружено у озерных чаек и поганок (чомга). Содержание этого изотопа в мышцах чаек больше. В рационе чомги значительную роль играет рыба. Основу питания озерной чайки составляют водные беспозвоночные, мелкая рыба, летают они кормиться на поля и помойки («Птицы...», 1952). Таким образом, пищевой контакт с одним определенным водоемом у них менее прочный, чем у поганок. Вероятно, эти чайки часто кормились в соседнем водоеме, в котором концентрация ^{137}Cs в 10 раз была выше, чем в исследованном водоеме.

Концентрация ^{90}Sr в скелете различных видов птиц, контактирующих с загрязненным водоемом, была следующей, отн. ед.:

Шилохвость (*A. acuta*)	10,7±1,2 (2)*
Кряква	8,1±1,5 (6)
Серая утка	14,3±0,8 (21)
Широконоска (*A. clypeata*)	6,4 (1)
Чирок-трескунок	7,9 (1)
Красноголовый нырок	6,2 (2)
Серый гусь (*Anser anser*)	2,9±0,5 (3)
Чомга	9,0±0,9 (7)
Серощекая поганка (*P. grisei-gena*)	7,0±1,2 (3)
Красношейная поганка (*P. auritus*)	5,1±0,2 (10)

* В скобках — число исследованных птиц.

При сравнении данных по концентрированию ^{90}Sr и ^{137}Cs речными утками видно, что закономерности накопления этих изотопов сходны. Самая большая концентрация обоих изотопов в организме у растительноядных уток. Птицы, использующие в пищу, кроме растительности, значительное количество беспозвоночных, имеют меньше радиоактивных элементов в скелете и мягких тканях. Мало накапливают радиоизотопы преимущественно животноядные виды. Это становится понятным, если сравнить коэффициенты концентрирования ^{90}Sr и ^{137}Cs для водных растений и животных, которые входят в рацион водоплавающих птиц (Тимофеева-Ресовская, 1963):

	^{90}Sr	^{137}Cs
Растения		
Осоки	160	670
Погруженные водные растения	471	489
Водоросли	513	713
Водные бактерии	322	150
Животные		
Моллюски	593	288
Пиявки	8	10
Ракообразные	258	764
Личинки и насекомые	71	232

Водные растения способны аккумулировать ^{90}Sr и ^{137}Cs в бо́льших количествах, чем беспозвоночные. Эта особенность, по-видимому, одна из основных причин более высокой концентрации этих изотопов в организме растительноядных уток.

Серые гуси питаются растительной пищей и собирают ее чаще на берегу, а не на загрязненном водоеме. У добытых нами птиц зоб был набит мятликом луговым *Poa pratensis*, в котором, как показали проведенные анализы, ^{90}Sr не содержался.

Несмотря на близкое систематическое положение, различные виды поганок также неодинаково аккумулируют ^{90}Sr в ске-

лете. Эти птицы ныряют и собирают пищу в толще воды и на дне водоема. Пища у них исключительно животная, но состав ее у разных видов не одинаков. Если чомга потребляет значительное количество рыбы (до 82% рациона), то серощекая поганка питается рыбой редко, а рацион красношейной поганки состоит в основном из беспозвоночных (водных жуков и их личинок, личинок стрекоз, ручейников, а также летающих насекомых-радужениц и стрекоз (Онно, 1959). Наличие большого количества рыбы в пище чомги, по-видимому, обусловливает наиболее высокое накопление радиоизотопа этим видом, так как рыба содержит ^{90}Sr в бо́льших количествах, чем беспозвоночные. Более высокая интенсивность питания серощекой поганки и наличие рыбы в пище, вероятно, является причиной большего содержания радиоизотопа в скелете этих птиц.

Коэффициенты концентрирования ^{90}Sr для обитателей природного водоема и его побережий относительно донных отложений и почвы следующие:

Гидробионты	
Пузырчатка	3,7
Рдест	16
Тростник	1
Рогоз	0,7
Дафнии	20
Гамарус	24
Карась серебряный	50
Карась золотой	100
Щука	17
Среднее	25,8
Водоплавающие птицы	
Шилохвость	19
Кряква	14
Серая утка	24
Широконоска	11
Красноголовый нырок	11
Чомга	16
Серощекая поганка	12
Краснощекая поганка	9
Серый гусь	7
Среднее	14
Наземные животные	
Остромордая лягушка (*Rana terrestris*)	205
Обыкновенная бурозубка (*Sorex araneus*)	124
Малая бурозубка (*S.minutus*)	135
Лесная мышь (*Apodemus sylvaticus*)	53
Полевая мышь (*A. agrarius*)	44
Красная полевка (*Clethrionomys rutilus*)	82
Полевка-экономка (*Microtus oeconomus*)	145
Пашенная полевка (*M. agrestis*)	119
Среднее	113

Отношения стронция-90 к кальцию в скелете полевок-экономок и серых уток, обитающих на водоемах с различной концентрацией Ca и ^{90}Sr в воде

Д*	Концентрация Ca в водоеме, *мг/л*	Концентрация ^{90}Sr в водоеме, *мкк/л*	Концентрация Ca в скелете, *мг/г*	Коэффициент концентрирования	Концентрация ^{90}Sr в скелете, *мкк/г*	Коэффициент концентрирования
			Полевки-экономки			
0,2	6,6	0,007	276±35	44	0,27±0,002	9
0,25	20,6	0,002	270±24	75	0,62±0,002	19
0,001	110	0,024	279±29	186	0,0002±0,00003	0,3
0,01	226	0,16	286±21	107	0,005±0,0001	1,5
			Серые утки			
0,3	6,6	0,007	177±21	35	0,016±0,001	10,6
0,13	20,6	0,002	230±26	24,6	0,014±0,001	3,3
0,02	110,0	0,024	226±24	2,5	0,013±0,001	0,05
0,06	226,0	0,16	174±20	2,2	0,019±0,002	1,3

$$* \; Д = \frac{^{90}Sr/Ca \text{ в скелете}}{^{90}Sr/Ca \text{ в пище}}.$$

Немаловажную роль в накоплении ^{90}Sr околоводными животными играет количество кальция в воде водоема. Наши исследования показали, что в звене экологической цепочки водные растения ⟶ птицы и млекопитающие во всех случаях наблюдается дискриминация ^{90}Sr по отношению к кальцию (см. таблицу). Концентрация кальция в скелете полевок-экономок *(Microtus oeconomus)* практически одинакова на всех водоемах и не зависит от его концентрации в пище и водоеме, по берегам которого обитают зверьки. У серых уток имеются некоторые различия в концентрации кальция в скелете на разных водоемах, но это объясняется тем, что на двух водоемах были отстреляны нелетные хлопунцы, у которых процесс окостенения скелета еще не закончился, а на других водоемах пробы были взяты от молодых уже поднявшихся на крыло птиц, у которых процесс окостенения скелета был близок к заверше-

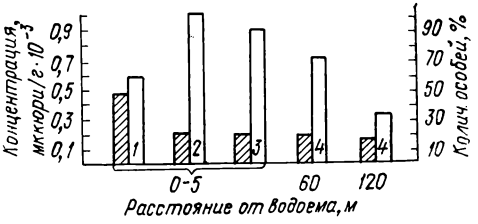


Рис. 2. Число «загрязненных» зверьков *(незаштрихованное)* на разном удалении от водоема и концентрация ^{90}Sr *(заштрихованное)* у них в скелете.

1 — красная полевка, *2* — водяная полевка, *3* — полевка-экономка; *4* — узкочерепная полевка.

нию. Несмотря на то что концентрация ^{90}Sr в рационе полевок-экономок была почти одинакова на трех водоемах и ниже лишь на одном, коэффициенты концентрирования этого изотопа оказались заметно меньше на водоемах с высоким содержанием кальция в воде. Эта же закономерность наблюдается и для серых уток, хотя в рационе птиц концентрация ^{90}Sr увеличивается пропорционально концентрации кальция.

Млекопитающих, населяющих берега загрязненного водоема, условно разделили на две группы. К первой группе отнесли животных, определенные периоды жизни которых тесно связаны с увлажненными биоценозами, ко второй — менее влаголюбивые формы. На одном из наших участков, расположенном на «чистом» берегу загрязненного водоема, распределение видов мелких млекопитающих было следующим: по кромке водоема влажную осоковую стацию шириной 5—7 *м* населяли водяные полевки *(Arvicola terrestris)* и полевки-экономки. Кроме этих двух видов, в заболоченной части берега, густо поросшей кустарником, обитали красные полевки. Дальше от водоема на суходольном лугу попадались узкочерепные полевки (*M. gregalis*) — вид, близкий по экологии к полевке-экономке, но обитающий в других стациях (Фетисов, 1958).

На всей территории исследуемого участка встречались обыкновенные бурозубки — животные, относящиеся к насекомоядным млекопитающим. Эти животные попадались в ловушки на разном расстоянии от водоема. Чтобы оценить степень контакта исследуемых видов млекопитающих с загрязненным водоемом, было подсчитано количество зверьков, содержащих ^{90}Sr в скелете. Это позволило установить, что по мере удаления от водоема количество таких особей уменьшалось (рис. 2). Последнее дает нам право предположить, что зверьки, содержащие в скелете ^{90}Sr, забегали для поисков пищи в зону обитания полевки-экономки и водяной полевки.

Несмотря на различия в стациальном распределении и на удаленность некоторой части животных от загрязненной воды, концентрация ^{90}Sr в скелете разных видов полевок сходна (Ильенко, 1968). Исключением являются красные полевки. В концентрировании ^{90}Sr обыкновенными бурозубками — животными, не имеющими индивидуальных участков, наблюдаются большие различия, связанные скорее всего с бродячим образом жизни этих животных.

Результаты исследований, полученные для разных видов мелких млекопитающих по накоплению ^{137}Cs, нуждаются в поправках, так как для более представительной пробы одновременно просчитывали на счетчиках несколько особей одного вида, естественно, что среди них могли попадаться особи, не содержащие изотопа в организме. С увеличением числа таких животных в пробе уменьшалась ее удельная активность. По мере удаления от водоема количество животных, не содержащих ^{90}Sr в скелете,

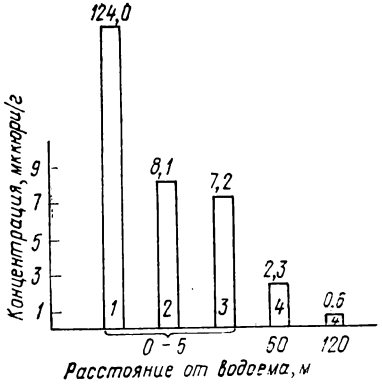


Рис. 3. Концентрация ^{137}Cs в организме мелких млекопитающих, пойманных на разном удалении от водоема.

1 — Условные обозначения те же, что на рис. 2.

увеличивается (см. рис. 2). Очевидно, эти животные не имели и ^{137}Cs в организме. Возможно, в результате этого недостатка наблюдается четкое снижение концентрации изотопа в теле животных в зависимости от расстояния их местообитания от водоема (рис. 3).

Повышенное содержание ^{137}Cs в теле красных полевок по сравнению с водяной полевкой и полевкой-экономкой может быть объяснено тем, что в рационе этих зверьков большое место занимают лишайники — специфические накопители радиоактивных веществ (Ильенко, 1968).

Чтобы сравнить способность различных организмов накапливать радиоактивные изотопы, были рассчитаны коэффициенты перехода ^{90}Sr в организм животных из внешней среды при загрязнении почвы 1 *мккюри/м*^{2} для наземных животных и 1 *мккюри/м*^{2} донных отложений для организмов, непосредственно связанных с водоемом. Условно принимая общее количество изотопа в почве и донных отложениях за загрязнение внешней среды, мы руководствовались данными, согласно которым в почве и донных отложениях загрязненного биогеоценоза содержится свыше 90% всего выпавшего ^{90}Sr (Воккен, 1967; Оффель, 1968; Нил, Ларсон, 1968).

Способность аккумулировать ^{90}Sr из внешней среды у наземных животных выше, чем у водных, а у водных меньше, чем у организмов, населяющих толщу воды.

Из приведенных материалов видно, что околоводные животные при контакте с водоемом, загрязненным радиоактивными элементами, способны концентрировать радиоактивные изотопы, содержащиеся в воде и водной растительности, и выносить их в сухопутный биогеоценоз, совершая сезонные миграции.

ЛИТЕРАТУРА

Воккен Г. П. Радиобиология. М., «Высшая школа», 1967.

Ильенко А. И. Материалы по видовым различиям в накоплении стронция-90 и изменчивости мелких млекопитающих, отловленных на участке, искусственно загрязненном этим радиоизотопом.— Зоол. ж., 1968, т. 67, вып. 11.

Ильенко А. И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М., «Наука», 1974.

Ильенко А. И., Рябцев И. А. О гнездовом консерватизме некоторых видов водоплавающих птиц.— Зоол. ж., 1974, т. 53, вып. 2.
Нил Д. В., Ларсон К. Г. Биологическая доступность стронция-90 для диких животных на радиоактивных следах в штате Невада.— Вопросы радиоэкологии. М., Атомиздат, 1968.
Онно С. Сравнительная экология видов поганок Эстонии. Автореф. канд. дисс. Таллин, 1959.
Оффель И. Л. Судьба стронция-90 в пресноводном сообществе.— Вопросы радиоэкологии. М., Атомиздат, 1968.
Птицы Советского Союза, т. 4. (Под ред. Г. П. Дементьева, Н. А. Гладкова). М., «Советская наука», 1952.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Труды Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР, 1963, вып. 30.
Фетисов А. С. Материалы по экологии полевки-экономки в Восточной Сибири.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1958, т. 63, № 2.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

Н. Г. САФРОНОВА, Г. Б. ПИТКЯНЕН, Р. И. ПОГОДИН

О МЕХАНИЗМАХ МИГРАЦИИ ^{90}Sr В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОЕМОВ

В связи с тем что донные отложения непроточных водоемов — мощные природные адсорбенты, их роль в процессе самоочищения воды от различных, в том числе и радиоактивных, примесей велика. Такое самоочищение имеет большое санитарно-гигиеническое и биологическое значение. Как в почвенном покрове, так и в толще донных отложений водоемов наблюдается вертикальная миграция радиоизотопов. В радиоэкологии существует представление о том, что основная роль в этом процессе принадлежит адсорбционно-диффузионному механизму (Ровинский, Махонько, 1967). Однако фактических данных, характеризующих скорость миграционных процессов радионуклидов в донных отложениях водоемов, недостаточно. Часто в работах приводятся расчетные данные с использованием различных допущений (Прохоров, 1969).

В задачу настоящего исследования входило рассмотрение следующих вопросов:

1. Определение коэффициента диффузии одного из долгоживущих радиоизотопов ^{90}Sr в донных отложениях водоемов при различных условиях (лабораторные опыты).

2. Изучение вертикальной миграции ^{90}Sr в илах экспериментального непроточного водоема (полевые исследования).

3. Определение прочности фиксации радионуклида донными отложениями в зависимости от времени контакта их с радиоизотопом.

Для определения коэффициента диффузии ^{90}Sr в илах стеклянные колонки (длиной 20, диаметром 1,5 *см*), запаянные с одной стороны, загружались донными отложениями с определенной влажностью, на поверхность которых наносился раствор $^{90}Sr(NO_3)_2$. Открытый конец колонки закрывали пробкой и покрывали слоем парафина. Затем часть колонок была оставлена при комнатной температуре (20° С), часть помещена в холодильник (0° С), а остальные — в донные отложения прибрежной зоны естественного водоема. По окончании экспозиции все колонки были разо-

Коэффициенты диффузии ^{90}Sr в донных отло жениях водоемов

Номер колонки	Тип ила, слой, *см*	Дисперсность частиц, *мм*	Влажность, %	t°, C	*Д*, *см²/сек*
4—6	II(0—20)	—	83	0	$4,0 \cdot 10^{-8}$
2	II(0—20)	—	86	+20	$7,6 \cdot 10^{-3}$
7—12	II(20—35)	—	65	+20	$2,3 \cdot 10^{-7}$
13	II(0—10)	1	37	+20	$2,8 \cdot 10^{-3}$
14	II(0—10)	1	42	+20	$4,1 \cdot 10^{-3}$
15	II(0—10)	0,25	36	+20	$8,6 \cdot 10^{-8}$
23	II(0—10)	0,25	50	+20	$1,1 \cdot 10^{-7}$
17	I(0—10)	0,25	37	+20	$8,8 \cdot 10^{-3}$
19	I(0—10)	0,25	52	+20	$2,3 \cdot 10^{-7}$

браны, в каждом слое (0,5 *см*) определены влажность и содержание радиоизотопа. Коэффициент диффузии *D* определяли путем решения соответствующего уравнения II закона Фика по тангенсу угла наклона кривых:

$$D = \frac{\lg e}{4t \cdot \operatorname{tg} \alpha}.$$

При изучении вертикальной миграции ^{90}Sr в донных отложениях экспериментального водоема отбирали пробы ила с помощью трубки-отборника, расчленяли слои на 5 *см*, в которых и определяли содержание радиоизотопа. Полученные данные сравнивали с величинами истинного коэффициента диффузии.

Определение прочности связи радиостронция с донными отложениями проводили в лабораторных условиях вымыванием изотопа различными вытеснителями ($H_2O_{дист}$, 1н CH_3COONH_4, 1н CH_3COOH), что позволило определить количество водорастворимого и обменного ^{90}Sr в илах с различным «возрастом» загрязнения.

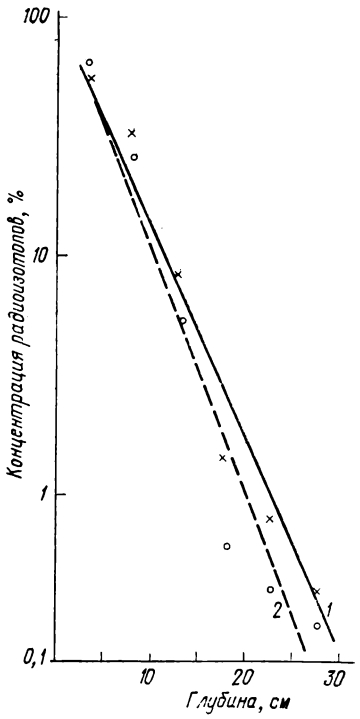
Лабораторные опыты по определению скорости диффузии ^{90}Sr проводили с донными отложениями двух типов, взятыми из естественных водоемов (см. таблицу). Физико-химические свойства донных отложений следующие:

Слой, *см*	Тип ила	Зольность, %	pH	Влажность, %
0—10	I	46	8	90
0—20	II	66	8,3	93
20—35	III	71	8	73

Основные различия в илах I и II типа отмечаются в содержании органического вещества.

В таблице представлены значения коэффициентов диффузии (*D*) ^{90}Sr в этих илах при различных условиях проведения эксперимента (время экспозиции *t* 18 месяцев). Диффузия ^{90}Sr в илах, как

Вертикальное распределение ^{90}Sr (*1*) и ^{137}Cs (*2*) по профилю донных отложений.



и в почвах, определяется рядом факторов (влажность, температура, дисперсность частиц и т. д.). Так, нами установлено, что с увеличением влажности ила примерно на 15% значения D возрастают в среднем в 1,5 раза. При прочих равных условиях отмечается увеличение D примерно в 3 раза в более высокодисперсных отложениях. Влияние температуры на подвижность ^{90}Sr в донных отложениях оценивали, измеряя коэффициент диффузии при температурах 20 и 0° С. Скорости диффузии при этом различаются почти в 2 раза.

В донных отложениях, как и в большинстве типов почв, наблюдается увеличение D с глубиной. Так, если в верхнем слое ила 20 *см* $D = 7{,}6 \cdot 10^{-8}$ *см²/сек*, то для более глубокого слоя (20—35 *см*) величина D возрастает почти в 3 раза.

Одновременно с лабораторными опытами проводилось изучение вертикальной миграции ^{90}Sr в экспериментальном водоеме в природных условиях. Было установлено, что и через 12 лет после одноразового внесения радиоизотопа в водоем примерно 90% его в 30-сантиметровой толще донных отложений сосредоточено в верхних 10 *см*. При построении графика вертикального распределения ^{90}Sr по профилю донных отложений в координатах $\lg A - x$ и обработке данных мы исходили из предположения, что миграция — чисто диффузионный процесс (см. рисунок). При этом выявлено, что скорость направленного движения ^{90}Sr в донных отложениях $V = \frac{\lg e}{t \cdot \operatorname{tg} \alpha}$, что составляет $\simeq 0{,}5$ *см/год*. Эта величина хорошо согласуется с данными Ф. Я. Ровинского и К. П. Махонько (1967), которые отмечают также, что по скорости вертикальной миграции в донных отложениях радиоизотопы ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{144}Ce не отличаются. Как показали наши исследования, скорость вертикальной миграции ^{137}Cs в илах того же экспериментального водоема ниже, чем для ^{90}Sr, и составляет $\simeq 0{,}35$ *см/год*. Это различие, вероятно, можно объяснить более прочной связью ^{137}Cs с илом (Lomenick, Gardiner, 1965), что подтверждается коэффициентами распределения (КР): для верхнего пятисантиметрового

слоя донных отложений изучаемого водоема он для ^{137}Cs в 10 раз выше, чем для ^{90}Sr. КР, указывающие соотношение радионуклидов в твердой и жидкой фазах, целесообразно использовать для характеристики прочности сорбции радиоизотопа донными отложениями.

В лабораторных условиях мы провели вытеснение ^{90}Sr из илов, имеющих разное время контакта с загрязненным раствором. В качестве десорбентов применяли дистиллированную воду, уксуснокислый аммоний, уксусную и азотную кислоты.

Опыты проводили в статических условиях при отношении твердой фазы к жидкой 1:20. Коэффициенты распределения ^{90}Sr при разных сроках загрязнения илов были следующие:

Вытеснитель	3 суток	3 месяца	14 месяцев	15 лет
$H_2O_{дист.}$	730	1090	—	6000
1н CH_3COONH_4	13	34	39	380
1н CH_3COOH	11	19	19	32

Раствор 1н CH_3COOH вытесняет от 60 до 90% ^{90}Sr, причем различия во времени незначительны. Такой сильный десорбент как 6н HNO_3, фактически полностью вытесняет ^{90}Sr из ила независимо от времени его загрязнения ($\simeq$99%).

Количество обменного ^{90}Sr, вытесняемого 1н CH_3COONH_4, уменьшается с течением времени, как и количество радиоизотопа в водорастворимой форме. В случае применения десорбентов (H_2O и 1н CH_3COONH_4) существенные различия в значениях КР отмечаются лишь в интервале времени 14 месяцев — 15 лет. Вероятно, это может служить доказательством того, что за период 14 месяцев равновесие изотопа в водоеме еще не наступило.

Полученные материалы о скорости диффузии ^{90}Sr в илах могут быть положены в основу прогностических расчетов. Имеющиеся сведения о вертикальной миграции радиоизотопа в илах естественного водоема свидетельствуют о том, что самоочищение воды за счет вертикального перемещения изотопа — процесс медленный. Непроточные водоемы в течение длительного времени могут являться факторами, обусловливающими дополнительное облучение населения.

ЛИТЕРАТУРА

Ровинский Ф. Я., Махонько К. П. К вопросу о миграции радиоактивной примеси в грунтах непроточных водоемов.— Труды Ин-та прикладной геофизики АН СССР, 1967, вып. 8.

Прохоров В. М. Расчет уменьшения содержания Sr^{90} в воде озер и прудов в результате поглощения его дном. М., Атомиздат, 1969.

Lomenick T. F., Gardiner D. A. The occurence and retention of radionuclides in the sediment of White Oak Lake.— Health Phys., 1965, vol. 11, № 6.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

А. А. ИСКРА, В. Г. КУЛИКОВА

НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Результаты большинства исследований, посвященных изучению накопления искусственных радионуклидов гидробионтами в зависимости от радиоактивности воды и содержания в ней изотопных носителей, показывают, что в области микроконцентраций концентрация радионуклидов в гидробионтах прямо пропорциональна их концентрации в воде, и следовательно, коэффициенты накопления (КН) остаются постоянными (под КН понимается отношение концентрации радионуклидов в гидробионте и в воде в момент отбора проб); в области макроконцентраций отмечена обратная зависимость КН от содержания химических элементов в водной среде (Титлянова, Иванов, 1961; Поликарпов, 1964; Гилева, 1965; Парчевский и др., 1965; Тимофеева, Агре, 1965; Тимофеева, Куликов, 1968; Поликарпов и др., 1972). Аналогичные работы с естественными радиоактивными элементами почти не проводились. Имеющиеся в литературе отрывочные сведения о поведении отдельных элементов в водоеме из-за неоднозначности условий и методик исследований нельзя сравнивать (Кунашева, 1949; Гуськова и др., 1966; Ковальский и др., 1968; Гуськова, 1972).

Настоящее исследование посвящено сравнительному изучению накопления ^{238}U, ^{232}Th и ^{226}Ra пресноводными растениями в зависимости от концентрации этих элементов в воде. Опыт проводили в стеклянных сосудах емкостью 10 *л* в двукратной повторности. Сосуды заполняли озерной водой гидрокарбонатно-кальциево-магниевого типа следующего состава, *мг/л*: $K^+ + Na^+$ 10,0; HCO_3^- 183,0; Ca^{2+} 27,4; SO_4^- 9,0; Mg^{2+} 9,5; Cl^- 8,2, сухой остаток 180,0; pH 8,2—8,4.

Уран и торий вносили в воду в виде азотнокислых растворов нитрата уранила и тория, а радий — в виде солянокислого раствора хлорида радия. Опыты ставили для каждого элемента в отдельности. Через 2—3 *ч* после внесения радиоактивных элементов

в сосуды помещали элодею (*Elodea canadensis* Rich.) из расчета 11,7 *г/л* сырой биомассы. Исходные концентрации радиоактивных элементов в разных вариантах опыта составили: по урану 0,1, 1,0 и 100 *мг/л*; по торию 0,01; 0,1; 1,0 и 10,0 *мг/л*; по радию 0,01; 0,1; 1,0; 10,0; $100 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*.

Предварительно было установлено, что максимальные значения КН радионуклидов в растениях достигаются к 16-20 суткам с начала опыта. Поэтому продолжительность экспериментов составляла 23 дня, после чего производился разбор опыта: измеряли объем воды в сосудах, определяли вес растений, отбирали пробы (воды и растений) на химический и радиохимический анализы. Пробы растений доводили до абсолютно сухого веса в термостате при температуре 105° С, озоляли, а затем растворяли в соляной кислоте с перекисью водорода (1 : 1). Нерастворимые остатки полностью переводили в раствор плавиковой кислотой или сплавлением с перекисью натрия. Уран и торий определяли фотометрическим методом с помощью реагента арсеназо III, а радий — эманационным α-сцинтилляционным методом (Бахуров и др., 1965). Относительная ошибка в определениях составляла ±20%.

Результаты опытов показали, что концентрация радиоактивных элементов в растениях зависит от их концентрации в среде (рис. 1). Полученные зависимости математически выражаются следующими уравнениями:

$$\lg A = \lg 0{,}049 + 0{,}48 \lg C \text{ (уран)},$$
$$\lg A = \lg 1{,}66 + 1{,}1 \lg C \text{ (торий)},$$
$$\lg A = \lg 1{,}86 + 0{,}95 \lg C \text{ (радий)},$$

где A — концентрация радиоактивного элемента в растении, C — равновесная концентрация элемента в воде в конце опыта. В общем виде эта зависимость описывается уравнением

$$\lg A = \lg K + p \lg C,$$

где K и p — эмпирические коэффициенты, учитывающие соответственно свойства химического элемента и специфику растений. Преобразование этого уравнения дает степенную функцию вида

$$A = K \cdot C^p.$$

Поскольку аналогичной функцией описываются процессы сорбции микроколичеств химических элементов на неорганических сорбентах, можно полагать, что ведущую роль в сложном механизме накопления урана, тория и радия пресноводными растениями играют сорбционные процессы.

Данные изменения коэффициентов накопления урана, тория и радия в элодее при разных концентрациях этих элементов в водной среде приведены на рис. 2. С повышением концентрации урана КН его снижается, хотя абсолютное содержание элемента в растениях возрастает (см. рис. 1). Снижение КН урана при

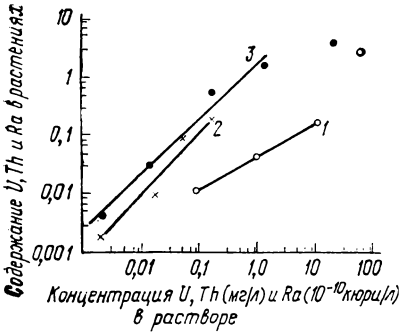


Рис. 1. Содержание радиоактивных элементов в элодее в зависимости от их концентрации в водной среде.
1 — уран, *2* — торий, *3* — радий.

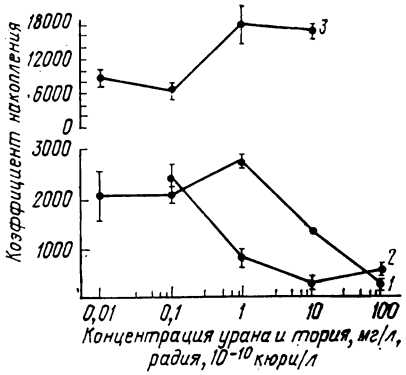


Рис. 2. Изменение КН радиоактивных элементов в элодее в зависимости от концентрации этих элементов в водной среде.
1 — радий, *2* — уран, *3* — торий.

концентрациях его в воде свыше 0,1 *мг/л* можно объяснить эффектом насыщения и токсическим действием этого тяжелого металла на растения. К концу опыта при 1 *мг/л* урана в воде отмечалось частичное пожелтение, а при 10 и 100 *мг/л* — гибель элодеи. Такие концентрации урана можно считать достаточно высокими, поскольку естественное содержание его в озерной воде, где проводились опыты, составляет всего лишь 0,0006 *мг/л*.

У тория КН значительно выше, чем у урана. При концентрации тория в воде от 0,01 до 0,1 *мг/л* они не изменяются, а при более высоком содержании увеличиваются почти в два раза. Последнее объясняется не столько повышением накопления тория растениями, сколько резким снижением его содержания в воде за счет образования при этих концентрациях коллоидных форм тория и соосаждения их с детритом на дне и стенках сосудов. При максимальном содержании тория в воде отмечено подавление развития элодеи и частичное ее отмирание. КН радия остаются постоянными при малых концентрациях элемента в воде (от 0,01 до $1{,}0 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*), при дальнейшем увеличении последних они заметно снижаются.

Распределение радиоактивных элементов между водой, биомассой растений и детритом по вариантам опыта представлено на рис. 3, а количество урана, радия и тория, оставшееся в воде к концу опыта,— в таблице. При изменении концентрации урана от 0,1 до 100, тория от 0,1 до 10 *мг/л* и радия — от 0,01 до $100 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* (или *г/л*) миграционная способность элементов в растворенном виде может быть представлена в виде следующей последовательности:

контроль без растений — радий $\geqslant$ уран $>$ торий;
вода + растения — уран $>$ радий $\geqslant$ торий.

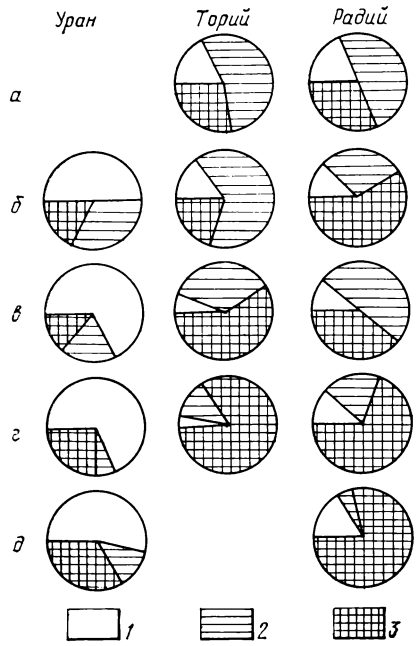


Рис. 3 Распределение урана, тория и радия в системе вода (*1*) — растения (*2*) — детрит (*3*) при концентрации в среде 0,01 (*а*), 0,1 (*б*), 1,0 (*в*), 10 (*г*) и 100 (*д*) урана и тория, *мг/л*; радия, $n \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* (процент от исходного количества).

Пресноводная растительность ускоряет процесс гидролиза урана и тория при их исходных концентрациях в водной среде от 1 до 100 *мг/л*, а для радия наблюдается увеличение его перехода в биомассу растений (см. рис. 3).

При высоких концентрациях урана, тория и радия в воде относительная роль растений в поглощении элементов снижается, а роль детрита и мелких взвесей, оседающих на дне и стенках сосудов, возрастает. Для урана и радия этот процесс перераспределения связан с отмеченным снижением коэффициентов накопления и частичным отмиранием элодеи, а для тория — с отмиранием растений и соосаждением коллоидных форм тория с растительными органическими остатками. Образование положительно заряженных коллоидов и псевдоколлоидных форм тория в водной среде подтверждается рядом работ («Актиниды», 1955; Старик, 1960). Уран, по данным этих исследований, находится в виде анионных трикарбонатных комплексов, а радий — в катионной форме. Поведение урана, тория и радия в водоеме определяется не только свойствами этих химических элементов, но и формой их существования в водной среде.

Количество естественных радиоактивных элементов в воде к концу опыта, % от исходного количества

Исходная концентрация урана и тория, *мг/л*; радия, $n \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*	Вода + растения			Контроль без растений		
	Уран	Торий	Радий	Уран	Торий	Радий
0,01	—	20	20	—	—	—
0,1	50	16,7	13,3	90	48	90
1,0	65	5,2	13,0	97	22	95
10,0	69	1,7	12,0	64	21	95
100,0	51	—	18,5	60	—	—

ЛИТЕРАТУРА

Актиниды. Под ред. Г. Сиборга и Дж. Каца. М., Изд-во иностр. лит., 1955.

Бахуров В. Г., Луценко И. К., Шашкина Н. Н. Радиоактивные отходы урановых заводов. М., Атомиздат, 1965.

Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями.— Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР, 1965, вып. 45.

Гуськова В. Н. Уран. Радиационно-гигиеническая характеристика. М., Атомиздат, 1972.

Гуськова В. Н., Гурфейн Л. Н., Тихонова А. И. О механизме действия урана в водоеме.—Гидробиологический ж., 1966, № 2.

Ковальский В. В., Воротницкая И. Е., Лекарев В. С., Никитина Е. В. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины.— Труды Биогеохимической лаборатории, № 12. М., «Наука», 1968.

Кунашева К. Г. Распределение радия в отдельных частях растений, выращенных в среде с различной концентрацией радия.—Труды Биогеохимической лаборатории, № 9. М., Изд-во АН СССР, 1949.

Парчевский В. П., Поликарпов Г. Г., Забурунова И. С. Некоторые закономерности накопления иттрия и стронция морскими организмами.— Докл. АН СССР, 1965, т. 164, № 4.

Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964.

Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Любимов А. А. Динамика физико-химического превращения радионуклидов многовалентных элементов в среде и накопление их гидробионтами.— Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев, «Наукова думка», 1972.

Старик И. Е. Основы радиохимии. М.— Л., Изд-во АН СССР, 1960.

Тимофеева Н. А., Агре А. Л. Коэффициенты накопления стронция-90 пресноводными растениями из растворов разной удельной активности.— Радиобиология, 1965, т. 5, вып. 3.

Тимофеева Н. А., Куликов Н. В. Роль пресноводных растений в накоплении стронция-90 и в распределении его по компонентам водоема.— Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов. Труды Ин-та экологии растений и животных Урал. фил. АН СССР, 1968, вып. 61.

Титлянова А. А., Иванов В. И. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации.— Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 3.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

А. А. ИСКРА, В. Г. КУЛИКОВА, Ф. В. КОЖЕВНИКОВА

ПОВЕДЕНИЕ УРАНА-238 И РАДИЯ-226 В МОДЕЛЬНЫХ СИСТЕМАХ ПРОТОЧНОГО ВОДОЕМА

С повышением предельно допустимых концентраций (ПДК) естественных радиоактивных элементов в водной среде (для урана 0,6, до 1,7 *мг/л*, а для радия $5 \cdot 10^{-11}$ до $1{,}2 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*) стало важно изучение миграции этих элементов в промышленно-загрязненных водных биогеоценозах («Нормы радиационной ...», 1972). Наиболее эффективным методом исследования служит использование различного рода модельных водных экосистем. На первом этапе наших исследований в непроточных модельных системах пресноводных водоемов было установлено, что при однократном поступлении радионуклида наблюдается более высокая миграционная способность урана и радия по сравнению с торием. Уран — преимущественно накапливался в биомассе водных растений, торий в детрите и грунте, а радий равномерно распределялся по компонентам водоема (Искра и др., 1971). В статье приводятся экспериментальные данные о влиянии пресноводных растений на миграцию и распределение урана-238 и радия-226 в модельных системах слабопроточных водоемов.

Опыты проводили в сосудах из органического стекла, в которых создали наиболее приемлемый для водных растений режим освещения. В сосуд площадью 780 *см*^{2} (39×20) и высотой 39 *см* вносили по 6,6 *кг* грунта (2,6 *кг* сырой массы ила и сверху 4 *кг* сырого промытого озерного песка), затем высаживали туда вегетирующие водные растения элодеи *Elodea canadensis* Pich) и урути (*Myriophyllum spicatum* L.) по 66 *г* сырой биомассы каждого вида. Емкость заполняли 20 *л* профильтрованной озерной воды. Соотношение массы воды, грунта и растений составляло 150 : 50 : 1. Пресноводные растения и воду отбирали в оз. Б. Миассово на Южном Урале. Профильтрованная озерная вода гидрокарбонатно-кальциево-магниевого типа с общей минерализацией 300 *мг/л* имела следующий состав, *мг/л*:

натрий и калий 10,0, бикарбонаты 183,0, кальций 7,4, сульфаты 9,0, магний 9,5, хлориды 8,2, pH 8,2.

Исследования проводили в двукратной повторности в трех сериях опытов: 1) в системе вода — грунт — растения при периодическом поступлении воды; 2) в системе вода — грунт — растения при непрерывном поступлении воды; 3) в системе вода — грунт также при непрерывном поступлении воды. Каждая серия проводилась в двух сосудах, соединенных последовательно друг с другом верхним протоком и расположенных с небольшим уклоном. Сначала через все три проточные системы в течение пяти дней пропускали чистую профильтрованную озерную воду для окончательной отработки скорости протока и стабилизации биологического режима. Затем в первый сосуд каждой серии из большой бутыли начинали подавать радиоактивную воду, содержащую смесь урана и радия. Уран вносили в ходе опыта в озерную воду в виде эталонного раствора азотнокислого уранила, а радий — в виде эталонного солянокислого раствора хлорида. Полученная исходная радиоактивная озерная вода содержала 1 *мг/л* урана, $1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* радия и выдерживалась в течение трех-четырех часов для стабилизации радиохимического состава. Такие повышенные концентрации урана и радия в водной среде могут получаться в результате сброса радиоактивных жидких отходов, при выщелачивании рудных отвалов около месторождений редких, рассеянных и радиоактивных элементов (Бахуров и др., 1965).

Во второй и третьей сериях опытов подачу исходной радиоактивной воды производили непрерывно в течение 41 суток со скоростью 2 *л/сутки*, что составляет $^1/_{10}$ объема воды в каждом сосуде. В первой серии подавали такое же количество радиоактивной воды в сутки (но периодически) в виде отдельных порций. В определенное время последующих суток из первого сосуда выпускали 2 *л* воды во второй сосуд, соединенный с первым верхним протоком, а в первый заливали новую порцию исходной радиоактивной воды и т. д. Всего за время опыта было пропущено через каждую серию, состоящую из двух последовательно соединенных друг с другом сосудов, 82 *л* радиоактивной озерной воды. Таким образом, за это время объем воды в каждом сосуде сменился четыре, а во всей системе — два раза.

После окончания опытов из всех сосудов отбирали пробы воды и растений для радиохимического анализа. Водные растения промывали в чистой озерной воде в течение одной минуты, разбирали по видам и высушивали. Для составления баланса анализировали на содержание урана и радия промывные воды после отмывки растений, смыв со стенок сосудов и сбросные воды, которые собирали в специальные емкости на выходе из второго сосуда каждой серии. Концентрацию элементов в грунте определяли по разности между поступившим количеством в систему и обнаруженном в воде, растениях и смывах.

Пробы растений высушивали и доводили при температуре 105° С до постоянного веса; после этого их озоляли при температуре 600° С, золу растений обрабатывали соляной кислотой с перекисью водорода (1 : 1), а полученные нерастворимые остатки полностью переводили в раствор плавиковой и азотной, а затем соляной кислотами. Согласно методике, при анализе на уран необходимо было иметь только солянокислые растворы. Уран определяли фотометрическим методом с помощью реагента арсеназо III, а радий — эманационным альфа-сцинтилляционным методом (Бахуров и др., 1963). Относительная ошибка в определениях не превышала ±20%.

Поглотительная способность растений и биогенная миграция естественных радиоактивных элементов оценивалась по коэффициенту накопления (КН) — отношение концентрации урана или радия в растениях и концентрации элемента в водной среде в момент отбора пробы. Все значения КН в работе представлены в расчете на сухую массу растений. Для пересчета КН на сырую массу или золу и определения абсолютных количеств радиоэлементов в золе и живых тканях приведены коэффициенты усушки и зольности растений в проточных системах вода — растения — грунт:

	Сырой вес, г	Сухой вес, % от сырого	Зольность, %
Элодея . .	123* / 135	9,9 / 8,8	24,5 / 21,2
Уруть . . .	43 / 43	9,0 / 8,1	20,4 / 18,9

* В числителе — периодический, в знаменателе — непрерывный режим протока воды.

КН урана и радия у пресноводных растений не зависит от режима протока воды через модельные системы водоемов (табл. 1). В среднем КН урана для урути оказались выше, чем для элодеи, при этом КН радия в несколько раз выше, чем у урана. КН этих радионуклидов для элодеи примерно одинаковы как в проточных модельных системах при непрерывном или периодическом поступлении радиоактивной воды, так и в непроточной системе при однократном внесении элемента. Для урути КН урана более высокие в условиях непроточного водоема. Это, вероятно, объясняется тем, что в проточном водоеме за время проведения опыта не достигается равновесного распределения урана между водой и растениями урути, поскольку время пребывания радиоактивной воды в проточной системе составляет около 10 суток, а в непроточной — 25 суток. Аналогичное снижение КН для искусственных радиоизотопов отдельными видами пресноводных растений в проточных системах водоема отмечено и другими исследователями (Иванов, 1965).

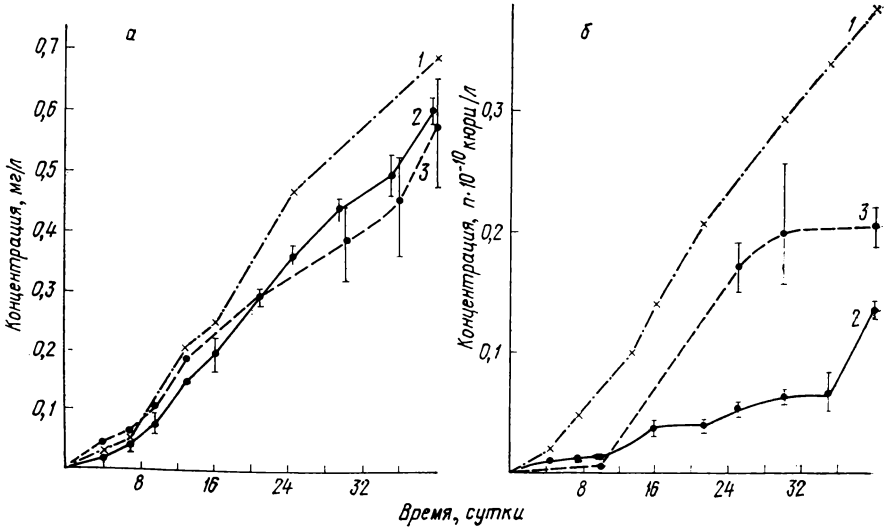
Таблица 1

Среднее значение коэффициентов накопления урана-238 и радия-226 пресноводными растениями в проточной и непроточной системе вода — растения — грунт

Режим подачи воды и радионуклиды в систему	Уран-238		Радий-226	
	Элодея	Уруть	Элодея	Уруть
Непрерывное поступление	560±30	790±80	2990±180	2010±140
Периодическое, порционное поступление . . .	570±40	930±50	3150±240	2090±140
Однократное внесение радионуклида в непроточную систему . . .	460	2800	2790	3660

Изменение концентрации урана в воде на выходе из второго сосуда мало зависит от режима протока и степени усложнения экосистемы (см. рисунок). Но, концентрация радия в воде, прошедшая через систему вода — грунт, оказалась примерно в два раза выше, чем в протекающей через систему вода — растения — грунт.

Изучение распределения радиоактивных элементов между водой, прошедшей через проточные системы, водой, оставшейся в сосудах, биомассой растений и грунтом показало, что эффективность очистки воды от урана и радия не зависит от режима



Изменение концентрации урана (*а*) и радия (*б*) в воде конечного стока слабопроточных модельных систем.

1 — вода — грунт, непрерывное поступление радиоактивного раствора; *2* — вода — растения — грунт, непрерывное поступление; *3* — то же, периодическое поступление.

Таблица 2

Распределение элементов по основным компонентам в слабопроточных модельных системах в конце опыта

Компонент	Абсолютное количество		Содержание элементов, %	
	Уран, *мг*	Радий, $n \cdot 10^{-10}$ *кюри*	Уран	Радий
Вода — растения — грунт (периодический режим протока воды)				
1*	22,25	8,01	27,2	9,8
2	24,80	20,85	30,2	25,4
3	13,25	9,10	16,2	11,1
4	21,70	44,04	26,4	53,7
Вода — растения — грунт (непрерывный режим)				
1	20,98	3,77	25,6	4,6
2	29,30	20,35	35,8	24,8
3	13,97	9,80	17,0	12,0
4	17,75	48,08	21,6	58,6
Вода — грунт (непрерывный режим)				
1	23,87	13,47	29,1	16,4
2	27,60	18,20	33,6	22,2
4	30,53	50,33	37,3	61,4

* 1 — сбросные воды; 2 — оставшаяся в сосудах вода; 3 — растения; 4 — грунт, взвеси, детрит. Всего в каждую систему в течение 41 суток поступило 82 *мг* урана и $82 \cdot 10^{-10}$ *кюри* радия.

поступления и протока воды, а миграция урана с водой выше, чем миграция радия (табл. 2). В усложненных модельных системах около 25% урана, поступающего в систему, уходит со стоком, примерно столько же остается в воде системы и до 50% задерживается в растениях и грунте (радия — от 60 до 70%). Несмотря на небольшую биомассу водных растений по сравнению с массой грунта, которого по весу было в 50 раз больше, роль растений в поглощении элементов из воды оказалась существенной. Уран накапливается в растениях примерно в том же количестве, что и в грунте. Количество радия в четыре-пять раз меньше в растениях, чем в грунте.

ЛИТЕРАТУРА

Бахуров В. Г., Луценко И. К., Шашкина Н. Н. Радиоактивные отходы урановых заводов. М., Атомиздат, 1965.

Иванов В. И. О накоплении радиоизотопов некоторых элементов пресноводными растениями в слабопроточных водоемах.— Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР, 1965, вып. 45.

Искра А. А., Куликов Н. В., Бахуров В. Г. О поведении естественных радиоактивных элементов в модельных системах пресноводного водоема.— Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1971, вып. 78.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). М., Атомиздат, 1972.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ · 1978

З. К. КАЛНИНЯ-СЕЙСУМА, Д. Р. ВАДЗИС,
М. П. ЛЕЙНЕРТЕ, Я. Я. СЛОКА

СТРОНЦИЙ-90, СТАБИЛЬНЫЙ СТРОНЦИЙ И КАЛЬЦИЙ В ВОДЕ, ГРУНТАХ И ГИДРОБИОНТАХ ВОДОХРАНИЛИЩ р. ДАУГАВЫ

Цель настоящей работы — изучить связь ^{90}Sr, стабильного стронция и кальция в водохранилище р. Даугавы — главной водной магистрали Латвийской ССР с зарегулированным стоком. На реке действуют Кегумская, Плявиньская и частично Рижская ГЭС. Нами были проведены в 1972—1974 гг. комплексные радиоэкологические исследования на Кегумском и Плявиньском водохранилищах. Отбор проб производили каждый год в августе. Содержание ^{90}Sr устанавливали по оксалатной методике [1] с выделением ^{90}Y — дочернего продукта распада ^{90}Sr. Стабильный стронций и кальций определяли на атомном абсорбционном спектрофотометре модели ««Perkin-Elmer».

Даугава принадлежит к среднеминерализованным рекам гидрокарбонатного класса минерализации воды [2]. В связи с изменением уровня воды в реке на протяжении года, химический состав в ней сильно меняется. Величина pH в водохранилищах р. Даугавы в 1972—1974 гг. колебалась от нейтральной до щелочной.

Концентрация кальция в водохранилищах снизилась от 44,0 в 1972 г. до 37,6 *мг/л* в 1974 г., а стабильного стронция, соответственно, от 210,6 до 135,1 *γ/л* (см. таблицу). Эти изменения стабильных элементов связаны с тем, что 1972 и 1973 гг. были маловодные, а 1974 г.— средневодный. В 1974 г. водный сток в Кегумском и Плявиньском водохранилищах по сравнению с 1972 и 1973 гг. был в два раза больше (по данным Гидрометслужбы Латвийской ССР). В 1973 г. наблюдалось снижение концентрации ^{90}Sr, а в 1974 г.— уже сильное повышение, что, по-видимому, связано с испытанием ядерного устройства в Китае в 1973 г. и с повышенным количеством осадков по сравнению с летом 1973 г.

---

[1] З. К. Калниня. Материал и методика. «Радиоэкология водных организмов», ч .1. Рига, «Зинатне», 1972.

[2] А. Я. Кумсаре. Гидробиология реки Даугавы. Рига, «Зинатне», 1967.

Среднее содержание ^{90}Sr (*пкюри/л*), стабильного Sr (γ/*л*) и Ca (*мг/л*) в воде Кегумского и Плявиньского водохранилищ

Водохранилище	^{90}Sr		
	1972 г.	1973 г.	1974 г.
Кегумское	0,96±0,129*	0,33±0,175	1,17±0,198
Плявиньское . . .	0,89±0,106	0,36±0,240	0,82±0,147
Среднее . . .	0,94±0,120	0,34±0,170	1,10±0,230

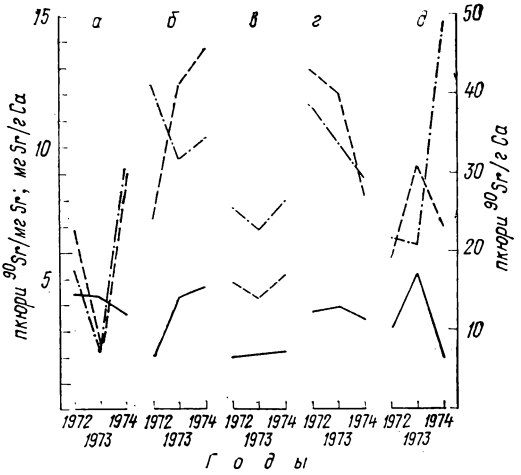
Водохранилище	Sr		
	1972 г.	1973 г.	1974 г.
Кегумское	180,4±11,20	169,8±13,65	131,3±8,73
Плявиньское . . .	210,6±16,83	173,2±3,75	150,3
Среднее . . .	186,4±17,08	170,7±11,73	133,4±10,33

Водохранилище	Ca		
	1972 г.	1973 г.	1974 г.
Кегумское	41,5±0,72	40,5±1,34	37,2±0,71
Плявиньское . . .	44,0±0	38,2±2,55	39,3±0,23
Среднее . . .	42,0±1,23	40,0±1,74	37,6±1,1

* Данные усреднены, так как содержания ^{90}Sr, Sr и Ca в воде, гидробионтах и грунтах обоих водохранилищ близки.

Отношения $^{90}Sr/Ca$ в воде сильно варьируют в отдельные годы: в 1972 г.— 22,5, 1973 г.— 8,4, а в 1974 г. возросло до 29,5 (см. рисунок); Sr/Ca все три года были постоянны — около четырех; $^{90}Sr/Sr$ в планктоне, рыбах, растениях и грунтах выше, чем в воде, или равно. Значит, весь стронций в организмах и грунтах достиг такой же активности, как биологически доступный стронций в воде.

Стронциевые единицы для гидробионтов и грунтов так же, как и для воды, сильно варьируют. В 1972 и 1973 гг. они были выше или равны стронциевым единицам для воды и ниже этих единиц для рыб в 1972 г. В 1974 г. эти величины для рыб, растений и грунтов были ниже, чем для воды, а для планктона выше. Стронциевые единицы для рыб в 1972—1974 гг. были близки (14—17) не только для всей группы, но и для отдельных



Отношения ^{90}Sr/Sr *(штрих-пунктирные линии)*, Sr/Ca *(сплошные)* и ^{90}Sr/Ca *(штриховые линии)* в воде (*а*), планктоне (*б*), рыбе (*в*), растениях (*г*) и грунтах (*д*).

видов: например, для окуня (7—10), для плотвы (17—20).

Отношение стабильного стронция к кальцию для рыб, растений и частично планктона так же, как для воды, мало меняется. Разница между величинами отношений в 1972 и 1973—1974 гг. для планктона связана с различием его видового состава 1972 г., когда доминировали виды веслоногих рачков. В 1973—1974 гг. преобладали виды ветвистоусых рачков, поэтому отношение стабильного стронция к кальцию не менялось. Только в грунтах это отношение сильно варьировало, что, по-видимому, было связано с различным составом грунтов в отдельные годы. В водоеме с текущей водой нельзя в разные годы набрать пробы грунтов одинакового состава.

Из всех изученных нами гидробионтов рыбы характеризуются наиболее стабильными удельными активностями и отношениями между Sr и Ca.

СОДЕРЖАНИЕ

Н. В. Куликов. Актуальные вопросы экологии водоемов-охладителей атомных электростанций 3

Д. И. Гусев, А. Н. Марей, Г. И. Гнеушева, А. Е. Катков, В. Д. Степанова, М. И. Грачев. Гигиеническая оценка водоемов-охладителей атомных электростанций 8

Ю. И. Москалев, В. Ф. Журавлев. Окись трития в проблеме радиационной безопасности 15

И. А. Шеханова, Э. В. Орлов, Г. С. Шлейфер. Проблема радиоактивного загрязнения водной среды и его влияния на рыб 27

М. И. Шальнов. Радиочувствительность и мутабильность организмов в зависимости от размеров и структуры генома 40

С. П. Пешков, И. А. Шеханова, Г. Н. Романов, Б. С. Пристер, Г. П. Шейн. Биологическая характеристика плотвы (*Rutilus rutilus lacustris* Pall.) при обитании ее в воде, содержащей ^{90}Sr и ^{137}Cs 47

Г. Б. Питкянен, В. Л. Шведов, Н. Г. Сафронова. Влияние продуктов деления урана на популяцию щуки 56

Н. В. Бескрестнов, А. Г. Фатькин, И. И. Колтик. Опыт организации дозиметрического контроля за водоемом-охладителем Белоярской АЭС 61

Н. В. Куликов, Л. Н. Ожегов, М. Я. Чеботина, В. Ф. Боченин. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды 65

А. Е. Катков, Д. И. Гусев, А. В. Дзекунов, М. И. Грачев, Е. Н. Ляпин, В. Д. Степанова. Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой . 70

В. Г. Куликова, Н. В. Куликов, В. П. Гусева. О накоплении и выделении ^{90}Sr и ^{137}Cs у рыб 76

А. И. Ильенко, И. А. Рябцев. Стронций-90 и цезий-137 в пищевых цепях пресноводного биогеоценоза . . . 81

А. И. Ильенко, И. А. Рябцев. Некоторые различия в концентрировании ^{90}Sr и ^{137}Cs животными, населяющими пресноводный и околоводный биогеоценозы . . . 86

Н. Г. Сафронова, Г. Б. Питкянен, Р. И. Погодин. О механизмах миграции ^{90}Sr в донных отложениях водоемов 95

А. А. Искра, В. Г. Куликова. Некоторые закономерности накопления естественных радиоактивных элементов пресноводными растениями 99

А. А. Искра, В. Г. Куликова, Ф. В. Кожевникова. Поведение урана-238 и радия-226 в модельных системах проточного водоема 104

З. К. Калниня-Сейсума, Д. Р. Вадзис, М. П. Лейнерте, Я. Я. Слока. Стронций-90, стабильный стронций и кальций в воде, грунтах и гидробионтах водохранилищ р. Даугавы 109

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Актуальные вопросы экологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Куликов Н. В. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Рассмотрены основные пути воздействия АЭС на водоемы-охладители (механическое травмирование гидробионтов, повышение температуры воды, химическое и радиоактивное загрязнение водоемов). Намечены задачи экологических исследований водоемов-охладителей для обеспечения бесконфликтного взаимодействия ядерно-энергетических установок с окружающей средой.

Иллюстраций 1. Библ. 15 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Гигиеническая оценка водоемов-охладителей атомных электростанций. Гусев Д. И., Марей А. Н., Гнеушева Г. И., Катков А. Е., Степанова В. Д., Грачев М. И. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В статье обобщаются данные о поступлении радионуклидов с АЭС в водоемы-охладители. Рассмотрен вопрос о влиянии тепла на накопление радионуклидов в тканях рыб и рассчитаны рабочие пределы концентраций наиболее значимых радионуклидов в воде пресноводных водоемов-охладителей АЭС.

Таблиц 1. Библ. 7 назв.

УДК 577.391 : 577.472

Окись трития в проблеме радиационной безопасности. Москалев Ю. И., Журавлев В. Ф. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Изложены современные данные о естественном содержании трития во внешней среде, о выбросах его в атмосферу и воду атомными электростанциями, о миграции трития по биологическим цепочкам, о закономерностях распределения и биологического действия газообразного трития, окиси трития и различных органических соединений, меченных тритием. Особое внимание уделено величинам тканевых доз, получаемых человеком за счет природного фона радиации, испытания ядерного оружия и работы атомных электростанций.

Иллюстраций 1. Таблиц 2. Библ. 31 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Проблема радиоактивного загрязнения водной среды и его влияния на рыб. Шеханова И. А., Орлов Э. В., Шлейфер Г. С. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

На основе литературных данных выделены две тенденции в современном развитии процесса загрязнения водоемов долгоживущими радионуклидами: стабилизация концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных водах Мирового океана и более высокое содержание ^{90}Sr во внутренних морях и пресноводных водоемах.

Экспериментально установлено, что превышение дозы об-

лучения в 100—200 раз (против формируемой за счет естественных источников) не вызывает выраженных морфологических изменений, а влечет за собой снижение жизнестойкости рыб, подавление воспроизводительной функции.

Таблиц 5. Библ. 55 назв.

УДК 577.391

Радиочувствительность и мутабильность организмов в зависимости от размеров и структуры генома. Шальнов М. И. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В статье сопоставлены количественные показатели репродуктивной гибели вирусов, фагов и клеток, а также частоты генных мутаций, индуцируемых излучением, с размерами генома, характеризуемого содержанием РНК и ДНК. Немонотонная зависимость летальности от содержания нуклеиновых кислот на геном аппроксимирована шестью прямыми линиями регрессии. Коэффициенты, характеризующие каждую из прямых, интерпретированы как произведения радиационно-химического выхода реакций, ответственных за гибель клеток, на фактор восстановления. Систематизированные таким образом данные по радиочувствительности различных организмов позволяют оценить абсолютную и относительную устойчивость животных и растительных организмов в условиях той или иной экологической системы. Линейная зависимость частоты генных мутаций от содержания ДНК на гаплоидный геном свидетельствует о том, что радиоиндуцированный мутагенез тесно связан с грузом накопленных в процессе эволюции рецессивных генных мутаций, пропорциональным размерам генома (содержанию ДНК на геном). Сопоставление частоты радиоиндуцированных и спонтанных генных мутаций позволяет точно определить дозу, удваивающую частоту последних у человека.

Иллюстраций 3. Библ. 14 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Биологическая характеристика плотвы (*Rutilus rutilus lacustris* Pall.) **при обитании ее в воде, содержащей ^{90}Sr и ^{137}Cs.** Пешков С. П., Шеханова И. А., Романов Г. Н., Пристер Б. С., Шейн Г. П. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Исследована популяция плотвы, длительное время обитающей в водоеме, искусственно загрязненном ^{90}Sr концентрацией $1{,}6 \cdot 10^{-7}$ *кюри/л* и ^{137}Cs концентрацией $3{,}9 \cdot 10^{-9}$ *кюри/л*. Установлено, что доза облучения рыб формируется за счет инкорпорированных радионуклидов и внешних источников. Рассчитана поглощенная мощность дозы на гонады, почки и костную ткань.

Нерест плотвы в экспериментальном водоеме происходит позднее и при более высокой температуре воды, чем в контрольном. Отмечено снижение относительной и абсолютной плодовитости у самок старших возрастных групп. Сдвиг сроков нереста и уменьшение плодовитости свидетельствуют о неблагоприятном состоянии популяции плотвы, обитающей в загрязненном радионуклидами водоеме.

Иллюстраций 5. Таблиц 3. Библ. 15 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Влияние продуктов деления урана на популяцию щуки. Питкянен Г. Б., Шведов В. Л., Сафронова Н. Г. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В работе на примере щуки, типичного представителя пресноводных водоемов, дана оценка доз, получаемых в процессе жизнедеятельности взрослых особей и развития в условиях естественного водоема икры. Экспериментальное загрязнение водоема долгоживущими изотопами (^{90}Sr и ^{137}Cs при концентрациях 0,1 и 0,01 *мккюри/л*, соответственно) не повлияло на рост и эмбриональное развитие щуки.

Высказано предположение, что указанные концентрации радиоизотопов также не оказывают существенного влияния и на восполнение популяции щуки. Поэтому существующие нормы радиационной безопасности на питьевую воду, установленные на основе гигиенических принципов, обеспечивают нормальный рост и развитие такого пресноводного вида рыб, как щука.

Иллюстраций 2. Библ. 7 назв.

УДК 577.472

Опыт организации дозиметрического контроля за водоемом-охладителем Белоярской АЭС. Бескрестнов Н. В., Фатькин А. Г., Колтик И. И. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Рассмотрена организация дозиметрического контроля за водоемом-охладителем Белоярской АЭС. Описана методика ежегодного отбора проб и дозиметрических исследований на Белоярском водохранилище и на площади водосбора. Сделан качественный анализ данных дозиметрического контроля по району Белоярской АЭС. Дано сравнение удельной активности воды Белоярского водохранилища и оз. Исетского, которые находятся в одной и той же климатической зоне и выполняют соответственно назначение охладителей Белоярской АЭС и Среднеуральской ГРЭС.

Иллюстраций 1. Библ. 4 назв.

УДК 577.391 : 577.42

Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды. Куликов Н. В., Ожегов Л. Н., Чеботина М. Я., Боченин В. Ф. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В экспериментальных условиях изучено накопление ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{106}Ru, ^{137}Cs и ^{144}Ce представителями пресноводной флоры и фауны (элодеей, харовой водорослью, озерным бокоплавом, икрой и личинками рыб). Показано, что с повышением температуры воды накопление большинства радионуклидов гидробионтами увеличивается. Установлено отсутствие температурной зависимости в накоплении ^{137}Cs харовой водорослью, изотопов стронция и цезия икрой, а кобальта — личинками щуки и окуня.

Иллюстраций 3. Библ. 7 назв.

УДК 577.391 : 577.42

Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой. Катков А. Е., Гусев Д. И., Дзекунов А. В., Гра-

чев М. И., Ляпин Е. Н., Степанова В. Д. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В статье обобщены данные экспериментов по влиянию температуры воды на накопление рыбой радиоактивных изотопов. Предложена формула оценки увеличения КН рыбой радиоизотопов в условиях изменения температурного режима водоемов. Установлено, что с увеличением температуры воды (в пределах температурной зоны адаптации рыбы) на 10° С уровень неравновесных КН удваивается.

Таблиц 1. Библ. 7 назв.

УДК 577.391 : 577.472

О накоплении и выделении ^{90}Sr и ^{137}Cs у рыб. Куликова В. Г., Куликов Н. В., Гусева В. П. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

На примере аквариумной рыбки *Lebistes reticulatus* установлено, что ^{90}Sr в организме рыб закрепляется прочнее, чем ^{137}Cs. При одинаковом уровне накопления ^{90}Sr у обоих половых групп скорость выделения радионуклида из организма самцов выше, чем из организма самок. У молодых особей обмен радионуклида между организмом и средой идет интенсивнее, чем у взрослых рыб. ^{137}Cs в организме холостых самцов накапливается в большей степени и фиксируется прочнее, чем в организме «холостых» самок. При совместном содержании самцов и самок скорость выделения ^{137}Cs у обоих половых групп увеличивается за счет интенсификации обменных процессов в периоды нереста и формирования очередного потомства.

Иллюстраций 4. Таблиц 1. Библ. 7 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Стронций-90 и цезий-137 в пищевых цепях пресноводного биогеоценоза. Ильенко А. И., Рябцев И. А. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В статье рассмотрены закономерности миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных звеньях пищевых цепочек водного и околоводного биоценозов. Коэффициенты концентрирования в первом звене пищевых цепочек вода — растения рассчитаны с учетом содержания изотопов в воде. В последующих звеньях за единицу принята концентрация радиоизотопов в пище животных, так как она — основной источник поступления радиоактивных изотопов в организм позвоночных животных. При переходе изотопов в пищевых цепях водные растения — растительноядные рыбы, птицы — млекопитающие концентрация ^{90}Sr увеличивается, а ^{137}Cs снижается по сравнению с предшествующим трофическим уровнем. В звене мирные рыбы — хищные рыбы происходит снижение концентрации обоих радиоизотопов. Аналогичная закономерность выявлена для звена амфибия — хищная рептилия. В организме рыбоядных птиц и хищников миофагов происходит снижение концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs. При переходе изотопов из водоема на сушу (на гнездовую колонию серебристых чаек) вместе со скорлупой, пометом и остатками пищи загрязненность территории лишь немного превышает фон. Высказано предположение, что при дли-

тельном существовании колонии концентрации изотопов на этом месте будут возрастать.

Иллюстраций 1. Библ. 8 назв.

УДК 577.391 : 628.394

Некоторые различия в концентрировании ^{90}Sr и ^{137}Cs животными, населяющими пресноводный и околоводный биогеоценозы. Ильенко А. И., Рябцев И. А. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Весной в скелете самок уток больше ^{90}Sr, чем в скелете селезней, что может быть обусловлено кратковременностью пребывания последних на гнездовой территории. Осенью таких различий не наблюдается, но проявляются возрастные и видовые различия в концентрировании ^{90}Sr и ^{137}Cs, причем наибольшее содержание изотопов обнаружено у растительноядных птиц. Для водоплавающих птиц и околоводных млекопитающих коэффициенты концентрирования ^{90}Sr выше у тех животных, которые обитают на водоеме с большей концентрацией Са в воде. Количество грызунов с ^{90}Sr в скелете, отловленных на «чистом» берегу загрязненного водоема по мере удаления от воды уменьшалось, а концентрация этого изотопа в организме была на одном уровне. По способности концентрировать ^{90}Sr водоплавающие птицы занимают промежуточное положение между гидробионтами и наземными млекопитающими.

Иллюстраций 3. Таблиц 1. Библ. 10 назв.

УДК 577.391 : 628.394

О механизмах миграции ^{90}Sr в донных отложениях водоемов. Сафронова Н. Г., Питкянен Г. Б., Погодин Р. И. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В лабораторных и полевых условиях проведены эксперименты по изучению вертикальной миграции ^{90}Sr в донных отложениях водоемов. Получены данные, свидетельствующие о том, что диффузия этого радиоизотопа в илах зависит от ряда фактов. Так, значения коэффициентов диффузии ^{90}Sr в илах возрастают при увеличении влажности ила, при повышении температуры и степени дисперсности иловых частиц. Установлено, что прочность связи радиоизотопа с донными отложениями возрастает с течением времени. Сделан вывод о том, что самоочищение воды непроточного водоема за счет вертикального перемещения изотопа в илах — процесс медленный, вследствие чего подобные водоемы в течение длительного времени могут являться дополнительными источниками облучения населения.

Иллюстраций 1. Таблиц 1. Библ. 3 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Некоторые закономерности накопления естественных радиоактивных элементов пресноводными растениями. Искра А. А., Куликова В. Г. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

В экспериментальных условиях изучено накопление ^{238}U, ^{232}Th, ^{226}Ra элодеей в зависимости от концентрации элементов в водной среде. Установлено, что накопление радиоактивных

элементов удовлетворительно описывается степенной функцией. По интенсивности накопления в растениях изучавшиеся элементы располагаются в ряду Th>Ra≥U. При высоких концентрациях химических элементов в воде относительная роль растений в накоплении элементов снижается, а роль детрита возрастает, что объясняется частичным отмиранием растительности.

Иллюстраций 3. Таблиц 1. Библ. 14 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Поведение урана-238 и радия-226 в модельных системах проточного водоема. Искра А. А., Куликова В. Г., Кожевникова Ф. В. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Исследовано накопление ^{238}U и ^{226}Ra пресноводными растениями (элодеей и урутью) в слабопроточных модельных водных экосистемах. В условиях проведенных опытов миграция урана с водой оказалась выше миграции радия. При этом эффективность очистки воды от радиоактивных элементов не зависит от режима их поступления в систему.

Иллюстраций 1. Таблиц 2. Библ. 4 назв.

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Стронций-90, стабильный стронций и кальций в воде, грунтах и гидробионтах водохранилищ р. Даугавы. Калниня-Сейсума З. К., Вадзис Д. Р., Лейнерте М. П., Слока Я. Я. «Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций». Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Изменения концентраций стабильного стронция и кальция в водохранилищах р. Даугавы с 1972 по 1974 г. связаны с различным водным стоком по отдельным годам, а изменения ^{90}Sr — с количеством осадков и испытаниями ядерного оружия в предыдущие годы. В течение 1972—1974 гг. сильно меняются отношения между КН стабильного стронция и ^{90}Sr для гидробионтов и грунтов, а также величины их стронциевых единиц и удельной активности воды. Отношение между стабильным стронцием и кальцием как для воды, так и гидробионтов — наиболее стабильная величина.

Иллюстраций 1. Таблиц 1.

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ УНЦ АН СССР, ВЫП. 110

Утверждено к печати
Редакционно-издательским советом
Уральского научного центра АН СССР

Редактор **Т. П. Бондарович**
Техн. редактор **Н. Р. Рабинович**
Обложка художника **М. Н. Гарипова**
Корректоры **Л. Н. Петленко, И. М. Мигачёва**

РИСО УНЦ № 843—19(78). Сдано в набор 25/VIII 1977 г. НС 19095. Подписано к печати 26/V 1978 г. Усл.-печ. л. 7,5. Уч.-изд. л. 9,5. Формат $60 \times 90^1/_{16}$. Бумага типографская № 1. Заказ 528. Цена 95 коп. Тираж 1000.

РИСО УНЦ АН СССР, Свердловск, ГСП-169. Первомайская, 91.
Типография изд-ва «Уральский рабочий», г. Свердловск, пр. Ленина, 49.