АКАДЕМИЯ НАУК СССР ● УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

СВЕРДЛОВСК, 1971

АКАДЕМИЯ НАУК СССР ● УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

1971

ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

МАТЕРИАЛЫ СИМПОЗИУМА
МИАССОВО 10—15/VII 1968 г.

СВЕРДЛОВСК

УДК 577. 391: 577. 41/46

ПЕЧАТАЕТСЯ ПО ПОСТАНОВЛЕНИЮ
РЕДАКЦИОННО-ИЗДАТЕЛЬСКОГО СОВЕТА
УРАЛЬСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА АН СССР

Редакционная коллегия:

академик **С. С. Шварц** (ответственный редактор),
доктор биологических наук **А. Т. Мокроносов,** кандидат биологических наук **В. Г. Куликова** (секретарь)

ПРЕДИСЛОВИЕ

В июле 1968 г. в соответствии с решением проблемного Совета АН СССР по радиобиологии проведен симпозиум, который проходил на биостанции «Миассово» Института экологии растений и животных Уральского филиала АН СССР, расположенной на территории Ильменского государственного заповедника имени В. И. Ленина.

Представленные в сборнике работы охватывают большой круг вопросов пресноводной и морской радиоэкологии, затрагивающих биогеохимические, радиобиологические и радиационно-гигиенические аспекты этой проблемы.

Многие работы посвящены изучению закономерностей миграции, накопления и распределения искусственных и естественных радионуклидов в различных компонентах водных биогеоценозов. Часть этих работ выполнена с применением математических методов, описывающих сложные процессы круговорота важнейших радионуклидов в водных биогеоценозах и кинетику их накопления гидробионтами в зависимости от ряда сопутствующих факторов.

Весьма актуальны статьи, посвященные изучению биологического действия радионуклидов, загрязняющих среду обитания гидробионтов. Результаты этих исследований в значительной мере дополняют имеющиеся сведения о сравнительной радиочувствительности разных систематических групп организмов и могут быть использованы при составлении некоторых радиационно-гигиенических прогнозов.

Сборник рассчитан на широкий круг специалистов в области радиобиологии, радиационной гигиены, гидробиологии, экологии, биогеоценологии и биогеохимии.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРЕСНОВОДНОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ И ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ЭТОЙ ПРОБЛЕМЕ

Н. В. КУЛИКОВ

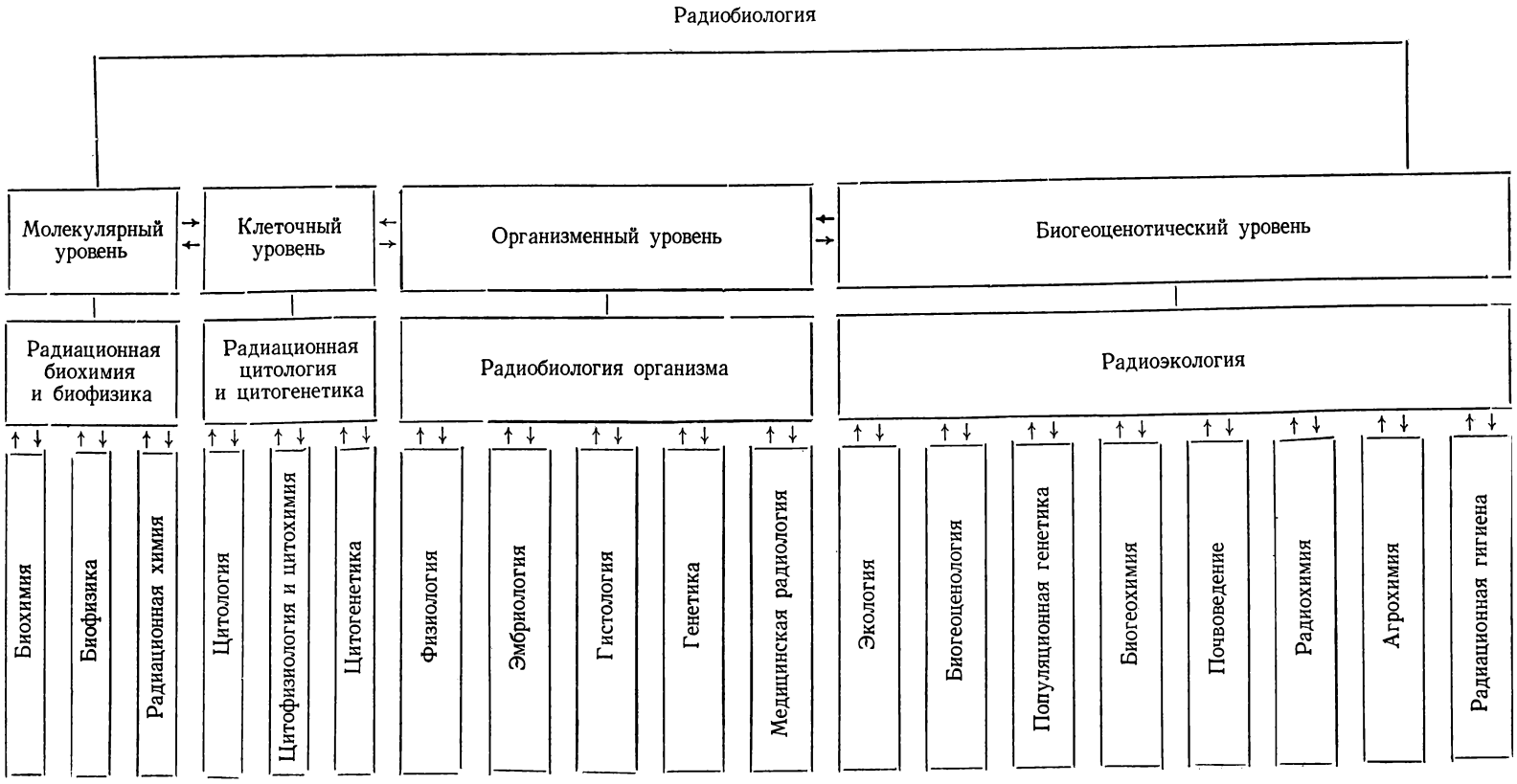
Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

Радиоэкология как самостоятельное научное направление сформировалась в течение последнего десятилетия, по мере того как радиоактивные вещества и их излучения стали превращаться во все возрастающий фактор внешней среды, воздействующий на все живое. Поэтому радиоэкологию правильней рассматривать в качестве нового раздела радиобиологии, изучающего радиобиологические явления на уровне сложных природных комплексов — биогеоценозов, подобно тому, как другие ее разделы изучают эти явления на молекулярном, клеточном и организменном уровнях. Место радиоэкологии среди радиобиологических и других смежных с ней дисциплин можно представить из приведенной схемы. Основные задачи радиоэкологии в общем виде можно свести к изучению поведения и биологического действия естественных и искусственных радионуклидов в различных биогеоценозах (Кузин, Передельский, 1956; Передельский, 1957; 1964; Odum, 1959; Кузин, 1964, 1967; Поликарпов, 1964а). Близкие с радиоэкологией проблемы решает и другое направление исследований, получившее название экспериментальной радиационной биогеоценологии (Тимофеев-Ресовский, 1957, 1962; Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1967). Однако это направление, по определению указанных авторов, является одним из экспериментальных разделов общей биогеоценологии, поэтому оно имеет свои, отличные от радиоэкологии, задачи.

Первое крупное обобщение исследований по радиоэкологии водных организмов, касающееся в основном морских биогеоценозов, было сделано Г. Г. Поликарповым (1964а). В своей работе он впервые рассмотрел и главные проблемы морской радиоэкологии, связанные в конечном итоге с разработкой прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения морей и океанов, выработкой рекомендаций по борьбе с этими загрязнениями и ослаблением их биологического действия.

Можно отметить, что принципиально те же проблемы стоят и перед радиоэкологией пресноводных организмов, только в этом случае они выступают еще более остро, так как за счет снижения фактора разбавления концентрация радиоактивных веществ в воде континентальных водоемов при радиоактивном загрязнении биосферы возрастает гораздо быстрее, чем в морях и океанах. Особенности пресноводной радиоэкологии проявляются еще и в том, что при большом разнообразии пресных водоемов радиоэкологический фактор выступает здесь на фоне значительных колебаний условий среды, в которой обитают гидробионты.

Радиоэкология пресноводных организмов, так же, как и морская радиоэкология, с одной стороны, вскрывает закономерности миграции и накопле-


Радиобиология
Молекулярный уровень
Клеточный уровень
Организменный уровень
Биогеоценотический уровень
Радиационная биохимия и биофизика
Радиационная цитология и цитогенетика
Радиобиология организма
Радиоэкология
Биохимия
Биофизика
Радиационная химия
Цитология
Цитофизиология и цитохимия
Цитогенетика
Физиология
Эмбриология
Гистология
Генетика
Медицинская радиология
Экология
Биогеоценология
Популяционная генетика
Биогеохимия
Почвоведение
Радиохимия
Агрохимия
Радиационная гигиена

ния радиоактивных веществ в живых и косных компонентах водоемов, а с другой — изучает биологическое действие различных радионуклидов и их излучений на гидробионты. Оба этих аспекта тесно взаимосвязаны друг с другом, так как в зависимости от того, где, в каких количествах и с какой скоростью будут накапливаться те или иные радионуклиды, будет зависеть и их биологическое действие.

Накопление радионуклидов гидробионтами

Наиболее обширные работы по сравнительному изучению накопления искусственных радионуклидов различными представителями пресноводной флоры и фауны проведены коллективом сотрудников под руководством Н. В. Тимофеева-Ресовского (Тимофеев-Ресовский, 1957, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилева, 1965; Тимофеева, 1965; Иванов и др., 1965). В этих работах представлен материал по коэффициентам накопления радиоизотопов двадцати различных химических элементов более чем для 40 видов пресноводных растений и 25 видов животных. Установлено, что среди всей изученной группы химических элементов наиболее интенсивно накапливаются гидробионтами радиоизотопы фосфора, железа, кобальта, цинка, иттрия, циркония, ниобия, церия, прометия и ртути. Коэффициенты накопления этих радиоизотопов в пересчете на сухую массу гидробионтов исчисляются тысячами и десятками тысяч. Менее интенсивно накапливаются радиоизотопы серы, кальция, хрома, германия, рубидия, стронция, кадмия и цезия. Коэффициенты накопления перечисленных радиоизотопов для большинства гидробионтов не превышают нескольких сотен. Было отмечено, что среди изученных форм пресноводных растений и животных отдельные виды в отношении ряда радиоизотопов обладают чрезвычайно высокими коэффициентами накопления, поэтому эти виды получили название специфических накопителей (Тимофеева-Ресовская, 1963).

В результате сравнения накопительной способности разных систематических групп гидробионтов в среднем по радиоизотопам 14 химических элементов удалось отметить (Гилева, 1965), что пресноводные растения обладают более высокими коэффициентами накопления, чем животные, а одноклеточные и нитчатые водоросли накапливают радиоизотопы сильнее, чем высшие растения. Казалось бы, намечается определенная зависимость между коэффициентами накопления радионуклидов и положением гидробионтов в филогенетической системе. Однако имеются исключения из этого правила. Например, водные бактерии обладают значительно меньшими коэффициентами накопления в отношении ряда радионуклидов, чем водоросли и даже некоторые высшие растения (Жарова, 1961; Morgan, 1961; Тимофеева-Ресовская, 1963). Показано также, что коэффициенты накопления таких элементов, как радий-226 и торий-238, у водорослей достигают гораздо меньших значений, чем у высших растений (Искра и др., 1970).

Можно прийти к заключению, что одним из основных итогов исследований в области пресноводной радиоэкологии является то обстоятельство, что к настоящему времени более или менее полно представлена сравнительная характеристика накопления различных радиоизотопов основными представителями пресноводной флоры и фауны в определенных стандартных условиях лабораторного эксперимента. Значительно менее изученными остаются вопросы зависимости накопления излучателей от физико-химических и экологических факторов. Среди множества факторов, способных оказывать влияние на поглощение радионуклидов гидробионтами, специальному изучению в той или иной мере подвергались следующие:

а) концентрация в среде изотопных и неизотопных носителей;
б) физико-химическое состояние радионуклидов в растворе и pH среды;
в) температура воды и свет.

Результаты большинства исследований, посвященных изучению накопления радионуклидов гидробионтами в зависимости от радиоактивности воды и концентрации в ней соответствующих изотопных носителей, позволяют утверждать, что в области микроконцентраций (при прочих равных условиях) концентрация химического элемента в гидробионтах прямо пропорциональна его концентрации в воде и, следовательно, коэффициенты накопления остаются постоянными; в области макроконцентраций (10^{-5}, 10^{-4} *моль/л*) отмечается обратная зависимость коэффициентов накопления от концентрации химического элемента в водной среде (Williams a. Swanson, 1958; Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Титлянова, Иванов, 1961; Поликарпов, 1964а; Гилева, 1965; Тимофеева, Агре, 1965).

Большой интерес для предсказания судьбы радионуклидов в водоеме представляет изучение их накопления водными организмами в зависимости от концентрации в воде соответствующих неизотопных носителей. Показано, что коэффициенты накопления стронция-90 находятся в обратной зависимости от содержания в воде его химических аналогов — кальция и магния, а коэффициенты накопления цезия-137 — от содержания калия (Марей и др., 1958; Williams, 1960; Pickering a. Lucas, 1962; Kevern et al., 1963; Kevern, 1964; Иванов и др., 1965; Тимофеева, 1965; Timofeeva a. Kulikov, 1967; Лебедева, 1961, 1966). Возможно, что главной причиной относительно низких коэффициентов накопления стронция-90 и цезия-137 для многих гидробионтов является высокое содержание в воде водоемов катионов кальция и калия.

Имеющиеся в литературе данные свидетельствуют о зависимости накопления радионуклидов гидробионтами от физико-химического состояния и формы элементов в растворе, а также от концентрации в воде водородных ионов (Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилева, 1965). Однако в целом эти вопросы пока изучены недостаточно.

Еще менее изученными остаются вопросы зависимости накопления радионуклидов гидробионтами от таких факторов, как температура, свет, трофность водоема, его гидрологический и гидродинамический режимы и др.

Необходимо отметить, что при оценке величин коэффициентов накопления радионуклидов различными видами пресноводных гидробионтов следует принимать во внимание возможные расхождения между данными, полученными экспериментально в условиях лабораторного аквариума и в естественном водоеме (Куликов, Любимова, Флейшман, 1968). Поэтому наряду с экспериментальным изучением коэффициентов накопления радионуклидов разными представителями пресноводной флоры и фауны нужно развивать аналогичные исследования в природной обстановке.

Попадая в водоемы, радиоактивные изотопы поглощаются не только живыми организмами, но и грунтом, а также отмирающими частями растений и трупами животных. К сожалению, накопительная способность различных грунтов водоемов изучена пока слабо, однако можно полагать, что по своим сорбционным свойствам донные отложения не уступают почвам, высокая поглотительная способность которых в отношении многих радионуклидов хорошо известна. Имеющиеся же данные по пресноводному детриту свидетельствуют о том, что роль этого компонента в судьбе радионуклидов в водоеме достаточно велика, но еще слабо изучена (Williams, 1960; Куликов, Любимова, Тимофеева, 1967, 1968).

Распределение радионуклидов по компонентам водоема

В связи с высокой поглотительной способностью гидробионтов и грунта основная часть радионуклидов, попадающих в водоемы, оказывается через некоторое время сконцентрированной в донных отложениях и в биомассе,

содержание же их в воде резко снижается. Этот феномен послужил основой для проведения ряда исследований по биологической дезактивации радиоактивно загрязненных вод (Агафонов, 1957; Агафонов, Иванов, 1965; Тимофеева-Ресовская, Тимофеев-Ресовский, 1960; Агре, Корогодин, 1960; Агре, 1962; Агре и др., 1962, 1964, 1966; Тимофеева-Ресовская, 1963; Марей, 1961; Иванов, 1965а, б; Wlodek, 1967). В работах этих исследователей представлен обширный экспериментальный материал по распределению различных радиоизотопов между основными компонентами водоема как в проточных, так и в замкнутых модельных системах. Особое место среди этих исследований занимают работы Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963) по сравнительному изучению распределения 18 различных радиоизотопов между водой, грунтом и пресноводными гидробионтами, проведенные по единой методике на аквариумной модели водоема. Результаты этих исследований показали, что при одинаковых условиях постановки опытов радиоизотопы разных химических элементов распределяются по компонентам водоема по-разному. По типу распределения между водой, грунтом и биокомпонентом водоема указанный автор делит радиоизотопы на четыре группы. В группу «гидротропных» изотопов включены сера-35, хром-51 и германий-70. Это изотопы, которые в процессе проведения опытов оставались преимущественно в воде. В группу «эквитропов» включены кобальт-60, рубидий-86, стронций-90, рутений-106 и йод-131. Они более или менее равномерно распределяются между отдельными компонентами водоема. К группе «педотропов» отнесены изотопы, которые преимущественно накапливаются в грунте (железо-59, цинк-65, иттрий-91, цирконий-95, ниобий-95 и цезий -137). Наконец, в группу «биотропов» выделены радиоизотопы, накапливающиеся в основном в гидробионтах (фосфор-32, кадмий-115, церий-144, ртуть-206).

Естественно, эта классификация весьма условна, ибо она отражает распределение радиоизотопов только для определенной модели водоема. С изменением параметров этой модели (биологических, физико-химических, гидрологических и других) «тропность» отдельных радиоизотопов в водоеме будет также меняться.

В дальнейшем, по мере накопления информации о поведении радиоизотопов в разных компонентах пресноводных водоемов в зависимости от меняющихся факторов среды, целесообразно применение математического моделирования процессов миграции радиоизотопов в водных биогеоценозах. Построение и описание математических моделей очень важно как для оперативного прогнозирования судьбы радиоизотопов в водоемах, так и для перехода от результатов биогеохимического аспекта исследований через подсчеты дозовых нагрузок к радиобиологическим аспектам.

Действие радионуклидов на гидробионты

Выше указывалось, что одной из главнейших задач пресноводной радиоэкологии является изучение биологического действия радионуклидов и их излучений на гидробионты, включая отдельные виды организмов, а также их популяции и сообщества. Эта проблема, имеющая большое научное и практическое значение, далеко еще не разработана, особенно в той ее части, которая касается биологического действия длительных и хронических облучений организмов при радиоактивном загрязнении среды обитания.

К настоящему времени известно, что радиочувствительность водных организмов к внешнему однократному облучению увеличивается от низших форм к более высокоорганизованным и уменьшается от ранних стадий их развития к более поздним. В радиоэкологическом плане этот вывод яв-

ляется весьма существенным, так как он дает некоторое общее представление о наиболее чувствительных и уязвимых звеньях водных биогеоценозов в случае радиоактивного загрязнения акваторий.

В связи с возникшей опасностью такого загрязнения водоемов в последние годы возрастает интерес и к вопросам биологического действия повышенных уровней радиации, создаваемых за счет загрязнения среды обитания и аккумуляции радионуклидов гидробионтами. Установлена очень высокая радиорезистентность бактериальной флоры водоема. Даже при концентрации стронция-90 — иттрия-90 порядка 10^{-3} *кюри/л* не отмечалось каких-либо изменений в развитии нитрофицирующих бактерий и кишечной палочки (Жогова, 1961). В воде, окружающей погруженный атомный реактор в Лос-Аламосе, были обнаружены бактерии *Pseudomonas*, способные размножаться в среде, которая в течение 8 *ч* получала дозу в 10 млн. *р* (Дубинин, 1961).

В опытах Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963) с пресноводным перифитоном при концентрации неразделенной смеси осколков урана от 10^{-6} до 10^{-3} *кюри/л* отмечена радиостимуляция развития перифитона в 9—10 раз по сравнению с контролем. Наряду со стимуляцией общей биомассы сообщества происходила заметная перестройка его видового состава. Стимуляция развития пресноводного водорослевого перифитона наблюдалась и при хроническом облучении его на гамма-поле в дозах от 5 до 50 *р/сутки* в течение двух месяцев (Гилева и др., 1964).

Подавляющее действие равновесного раствора стронция-90 — иттрия-90 на размножение пресноводного рачка *Daphnia magna* установлено лишь при радиоактивности раствора порядка 10^{-5} *кюри/л* (Телитченко, 1958).

Очень интересные исследования проведены Блейлоком (Blaylock, 1966) с естественной популяцией комара *Chironomus tentans*. Личинки этого комара в большом количестве обитают в донных отложениях оз. Уайт Оук Лейк и ручья Уайт Оук Крик, куда в течение длительного времени сбрасывались радиоактивные отходы Ок-Риджской национальной лаборатории. Популяция этого комара на личиночной стадии развития облучалась в течение 22 лет ежегодно дозой около 230 *рад*. Установлено, что в этих условиях несколько увеличилась частота новых хромосомных аберраций в популяции комара, но затем эти аберрации были устранены естественным отбором; приспособленность же популяции почти не изменилась.

В нашей лаборатории экспериментально исследована радиочувствительность ранних стадий развития пресноводного моллюска *Lymnaea stagnalis* L. Было показано, что заметные нарушения развития эмбрионов моллюска отмечаются лишь при инкубации их в воде, содержащей 10^{-4}—10^{-3} *кюри/л* стронция-90 — иттрия-90. Установлено также, что однократное острое облучение яиц моллюска гамма-лучами на ранней стадии дробления оказалось более эффективным, чем хроническое облучение их примерно той же дозой в процессе инкубации в растворе стронция-90 (Куликов, Тимофеева, Любимова, 1966).

Перечисленные примеры показывают, что представители разных систематических групп пресноводных организмов от бактерий до развивающихся яиц моллюсков способны переносить без заметных повреждений достаточно высокое радиоактивное загрязнение водной среды. В связи с этим большой интерес представляют опубликованные в последние годы данные о чрезвычайно высокой радиочувствительности быстроразвивающейся икры некоторых видов морских рыб (Поликарпов, Иванов, 1961, 1962; Поликарпов, 1964а, б; Федоров и др., 1964; Иванов, 1967). В работах этих исследователей установлено, что при инкубации оплодотворенной икры в водных растворах стронция-90 — иттрия-90, начиная с концентрации 10^{-10} *кюри/л* и выше, увеличивается выклев предличинок с морфологиче-

скими уродствами, а в растворах радиоактивностью 10^{-8}, 10^{-7} *кюри/л* — значительно повышается гибель эмбрионов. Вместе с тем имеются данные, свидетельствующие о том, что подобного рода эффекты у отдельных видов рыб отсутствуют даже при весьма значительных загрязнениях воды радиостронцием (Brown a. Templeton, 1964), либо такие эффекты наблюдаются при очень длительном пребывании инкубируемой икры (более 100 дней) в растворах стронция концентрацией порядка 10^{-8}, 10^{-6} *кюри/л* (Неустроев, Подымахин, 1966).

Далее в специальных докладах будет изложено, что наши опыты, проведенные с развивающейся икрой щуки (*Esox lucius* L.) и линя (*Tinca tinca* L.), также не показали каких-либо заметных отклонений в развитии эмбрионов этих рыб при концентрациях стронция-90 — иттрия-90 в диапазоне от 10^{-10} до 10^{-5} *кюри/л*.

Следовательно, имеющиеся к настоящему времени сведения о повреждающем действии малых уровней радиоактивных загрязнений водной среды на эмбриональные стадии развития рыб достаточно противоречивы, и вопрос этот требует дальнейшего изучения.

Особый интерес представляет проблема биологического действия радиоактивных веществ и излучений на популяции и сообщества гидробионтов. К сожалению, в этом направлении сделано пока очень мало. Для успешного развития таких исследований необходимы новые теоретические разработки и предстоит преодолеть ряд трудностей методического порядка.

В заключение следует указать еще на одну очень важную задачу пресноводной радиоэкологии — установление более тесных контактов со смежными, нерадиобиологическими дисциплинами, такими, как экология водных организмов, гидробиология и биогеохимия. Владея методом меченых атомов и высокочувствительной радиометрической аппаратурой, радиоэкологи могут включаться в комплексные исследования по осуществлению Международной биологической программы, связанной с изучением биопродуктивности континентальных водоемов.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Некоторые лабораторные опыты по биологической дезактивации воды.— Труды Всесоюз. конференции по мед. радиологии. М., Медгиз, 1957.

Агафонов Б. М., Иванов В. И. Влияние режима протока на дезактивацию воды от радиостронция.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Агре А. Л. Некоторые данные по миграции радиоцезия и радиостронция из слабопроточных водоемов.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1962, т. 67, вып. 2.

Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме. — Мед. радиология, 1960, т. 5, вып. 1.

Агре А. Л., Молчанова И. В., Тимофеев-Ресовский Н. В. Самоочищение воды в слабопроточных водоемах от цезия-137.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1964, т. 69, вып. 3.

Агре А. Л., Молчанова И. В., Чекалова С. Н. Изучение влияния видового состава водных растений, грунта и фактора разбавления на процесс самоочищения воды от цезия-137, IV.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1966, т. 71, вып. 5.

Агре А. Л., Райко А. П., Тимофеев-Ресовский Н. В. Влияние различной биомассы водных растений на концентрирование микроколичеств цезия и стронция в слабопроточных бачках.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1962, т. 67, вып. 5.

Агре А. Л., Телитченко М. М. О накоплении радиостронция гидрофитами и детритом.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1963, т. 67, вып. 1.

Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Гилева Э. А., Тимофеева Н. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. Влияние хронического облучения на гамма-поле на биомассу пресноводного водорослевого перифитона.— Докл. АН СССР, 1964, т. 156, № 2.

Дубинин Н. П. Проблемы радиационной генетики. М., Госатомиздат, 1961.

Жарова Т. В. Накопление радиоактивных изотопов стронция, рутения, цезия и церия некоторыми бактериями.— Микробиология, 1961, т. 30, вып. 5.

Жогова В. М. Влияние радиоактивного стронция на микрофлору воды и процессы минерализации органического вещества.— Распределение, биологическое действие и миграция радиоактивных изотопов. М., Медгиз, 1961.
Иванов В. И. О накоплении радиоизотопов некоторых элементов пресноводными растениями в слабопроточных водоемах.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965а, вып. 45.
Иванов В. И. Поведение кобальта-60 и рутения-106 в слабопроточных водоемах.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965б, вып. 45.
Иванов В. И., Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении цезия пресноводными растениями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Иванов В. Н. Действие радиоактивных веществ на эмбриональное развитие рыб.— Вопросы биоокеанографии. Киев, «Наукова думка», 1967.
Искра А. А., Бахуров В. Г., Куликов Н. В., Гилева Э. А. Методика и основные результаты экспериментального изучения накопления урана-238, тория-232, радия-226 пресноводными растениями.— Труды Всесоюз. симпозиума по методам радиоэкологических исследований. Атомиздат, 1971.
Кузин А. М. Основы радиационной биологии. М., «Наука», 1964.
Кузин А. М. Развитие радиобиологии в СССР за 50 лет Советской власти.— Радиобиология, 1967, т. 7, вып. 5.
Кузин А. М., Передельский А. А. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей.— Охрана природы и заповедное дело в СССР. Бюлл. 1. М., Изд-во АН СССР, 1956.
Куликов Н. В., Тимофеева Н. А., Любимова С. А. Влияние ионизирующих излучений на ранние стадии развития *Lymnaeae stagnalis* L.— Радиобиология, 1966, т. 6, вып. 6.
Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. Накопление некоторых радиоизотопов живыми и мертвыми тканями пресноводных растений.— Радиобиология, 1967, т. 7, вып. 2.
Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. О прочности фиксации стронция-90 и цезия-137 живыми и мертвыми тканями пресноводных растений. — Радиобиология, 1968, т. 8, вып. 5.
Куликов Н. В., Любимова С. А., Флейшман Д. Г. Накопление цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и природных водоемах.— Докл. АН СССР, 1968, т. 178, № 6.
Лебедева Г. Д. Накопление стронция-90 мальками верховки и карпа.— Распределение, биологическое действие и миграция радиоактивных изотопов. М., Медгиз, 1961.
Лебедева Г. Д. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выделение цезия-137 пресноводной рыбой.— Радиобиология, 1966, т. 6, вып. 4.
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., Сауров М. М., Лебедева Г. Д. К вопросу о передаче радиоактивного стронция по пищевой цепи из открытого водоема в организм человека.— Мед. радиология, 1958, т. 3, № 1.
Неустроев Г. В., Подымахин В. Н. О скорости развития икры семги (*Salmo salar* L.) в условиях радиоактивного загрязнения водной среды Sr^{90} — Y^{90}.— Радиобиология, 1966, т. 6, вып. 2.
Передельский А. А. Основания и задачи радиоэкологии.— Ж. общ. биол., 1957, т. 18, № 1.
Передельский А. А. Проникающие излучения и радиоэкология.— Земля во вселенной. М., «Мысль», 1964.
Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964а.
Поликарпов Г. Г. Некоторые биологические аспекты радиоактивного загрязнения морей и океанов.— Радиоактивная загрязненность морей и океанов. М., «Наука», 1964б.
Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. О действии Sr^{90} — Y^{90} на развивающуюся икру хамсы. — Вопросы ихтиол., 1961, т. 1, вып. 3(20).
Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Повреждающее действие стронция-90 — иттрия-90 на раннний период развития барабули, зеленушки, ставриды и хамсы.— Докл. АН СССР, 1962, т. 144, № 1.
Телитченко М. М. Хроническое влияние малых доз U^{238}, Th^{232} и Sr^{89+90} на ряд поколений *Daphnia magna* Straus. — Науч. докл. высш. школы, Биол. науки, 1958, № 1.
Тимофеева Н. А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде.—Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Тимофеева Н. А., Агре А. Л. Коэффициенты накопления стронция-90 пресновод-

ными растениями из растворов разной удельной активности.— Радиобиология. 1965, т. 5, вып. 3.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам водоема.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеева Н. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, III.— О коэффициентах накопления различных радиоизотопов тремя видами водных растений. Бюлл. МОИП, отд. биол., 1959, т. 66, № 5.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов, II. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1960, вып. 12.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42, № 2.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. (Автореф. докт. дисс.) Свердловск, 1962.
Тимофеев-Ресовский Н. В., Тюрюканов А. Н. Биогеоценология и почвоведение.— Бюлл. МОИП, отд. биол, 1967, т. 72, вып. 2.
Титлянова А. А., Иванов В. Н. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации. — Докл. АН СССР, 1961, т. 136. № 3.
Федоров А. Ф., Подымахин В. Н., Щитенко Н. Д., Чумаченко В. В. Воздействие слабых радиоактивных загрязнений воды на развитие морской камбалы (*Pleuronestes platessa* L.).— Вопр. ихтиол., 1964, т. 4, вып. 3(32).
Blaylock B. G. Cytogenetic study of a natural population of Chironomus inhabiting an area contaminated by radioactive waste.— Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Internat. atomic, energy, agency. Vienna, 1966.
Brown V. M., Templeton W. L. Resistance of fish embryos to chronic irradiation.— Nature, 1964, v. 203, N 4951.
Kevern N. R. Strontium and calcium uptake by the green alga.— Oocystis eremosphaeria. Sci., 1964, v. 145, N 3639.
Kevern N. R., Rosenthal G. M., Griffith N. A., Nelson D. J. Uptake and accumulation of strontium by alagae and suails.— In Heelth Phys. Div. Ann. Progr. Rept. June 30, 1963, ORNL — 3492.
Morgan G. B. The absorption of radioisotopes by certain microorganisms.— Quart. J. Florida Acad. Sci., 1961, v. 24, N 2.
Odum E. P. Fundamentals of ecology. Philadelphia and Lond., 1959.
Pickering D. C., Lucas J. W. Uptake of radiostrontium by an alga, and the influence of calcium ion in the water.— Nature, 1962, v. 193, N 4820.
Timofeeva N. A., Kulikov N. V. The role of freshwater plants in accumulation of Sr^{90} and its distribution over the components of reservoir.— Radioecological Concentration Processes. Pergamon Press, 1967.
Williams L. G. Uptake of cesium-137 by cells and detritus of Euglena and Chlorella.— Limnology and Oceanography, 1960, v. 5, N 3.
Williams L. G., Swanson H. D. Concentration of cesium-137 by algae.— Sci., 1958, v. 127, N 3291.
Wlodek S. The behaviour of Cs^{137} in freshwater reservoirs with particular reference to the reactions of plant communities to contamination.— Radioecological Concentration Processes. Pergamon Press, 1967.

НАКОПЛЕНИЕ, МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ВОДОЕМАХ

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В МОРСКОЙ СРЕДЕ

А. А. ЛЮБИМОВ, А. Я. ЗЕСЕНКО

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Вопросы поведения радионуклидов в морской воде являются составной частью химико-океанографической, биогеохимической и радиохимической проблем, связанных с изучением их свойств в состоянии ультрамалых количеств.

Исследование химических форм и физико-химического состояния радионуклидов в химической океанографии приобретает особо важное значение в связи с радиоактивным загрязнением морей и океанов и необходимостью изучения судьбы следовых количеств искусственных радионуклидов в общем круговороте микроэлементов.

Известно, что различные физические и химические формы радионуклидов в морской воде по-разному накапливаются морскими организмами (Polikarpov, 1966; Mauchline, 1964; Chipman, 1966; Kechkesh, 1966; Fukai, 1965). Японскими учеными показано, что радиоактивные вещества, находящиеся в виде ионов в воде, охлаждающей реактор IRR-1, попадая в морскую воду, образуют радиоколлоиды (Ojiamma et al., 1965). Указанные авторы предполагают, что радиоколлоиды должны быть адсорбированы планктоном и взвешенным илом в сравнительно малых количествах. Таким образом, некоторые вносимые в морскую среду радионуклиды претерпевают физико-химические превращения. Важно знать способность организмов аккумулировать радиоактивные вещества в процессе изменения их физико-химического состояния при попадании в морскую среду, что существенно при прогнозировании уровней радиоактивного загрязнения гидробионтов.

К сожалению, до настоящего времени для многих элементов, присутствующих в морской воде в следовых количествах, неизвестны формы их нахождения, что связано со значительными методическими трудностями прямых экспериментальных исследований и сложностью природных условий.

Радионуклиды, применяемые в качестве метки в биохимических и радиоэкологических исследованиях, в ряде случаев могут находиться в иной форме, чем соответствующие им стабильные элементы (или носители). Предположение об идентичности поведения радиоактивного и стабильного элементов возможно только в том случае, когда физическая и химическая формы их нахождения в среде одинаковы.

Выпускаемые промышленностью радиоактивные элементы, как правило, находятся в растворах, заведомо отличающихся от природных сред по химическому составу, pH и другим свойствам. Можно предположить, что для ряда элементов вносимые радиоактивные метки будут отличаться от соответствующих стабильных элементов, которые присутствуют в морской воде неопределенно долгое время.

По мнению Фукаи (1966), переход попадающих в морскую среду радиоактивных изотопов в те химические формы, в которых находятся соответствующие природные изотопы, возможен, как правило, только после длительного геохимического процесса. В связи с этим важно изучить сравнительно короткие звенья химического цикла радионуклидов в природной среде. В наших опытах была предпринята попытка экспериментального изучения изменения физико-химического состояния микроколичества радиоиттрия и влияние его на накопление морскими организмами.

Материал и методика

Изучение изменения физико-химического состояния радиоиттрия проводили методом адсорбции последнего на гидрофобном неионообменном адсорбенте — фторопласте-4 и на гидрофильной поверхности слабого катионообменника — стекле. В экспериментах использовали образцы фторопласта-4 диаметром 1,9 *см* и толщиной 0,1 *см*, а также образцы диаметром 1,7 *см* при толщине 0,01 *см*.

Диски фторопласта предварительно промывали ацетоном и подвергали трехкратной обработке горячей азотной кислотой, с тщательной отмывкой дистиллированной водой для удаления загрязнений и десорбции радиоиттрия с поверхности образцов, бывших уже в употреблении. Тщательная обработка поверхности полимера позволяла добиться хорошей воспроизводимости результатов в параллельных опытах. Расхождения между образцами в одном и том же опыте не превышали 10—15%.

Покровные стекла марки Spezial — Deckglaser, Vom VEB Glaswarsce Ilmenau/Thuz площадью 1,8×1,8 *см* и толщиной 0,03 *см* тщательно очищали хромовой смесью и отмывали дистиллированной водой. При измерении радиоактивности стекла был использован свинцовый коллиматор диаметром 1,5 *см*.

Для исследования был взят препарат хлористого иттрия-91 без носителя. Первоначальная радиоактивность фасовки 10 *мкюри*, кислотность 2,6 N, содержание радиоактивных примесей $\leqslant$ 1%. Препарат растворяли в 100 *мл* дистиллированной воды. Исходный рабочий раствор (2 *мл*) вносили в стеклянный кристаллизатор, содержащий 2 *л* морской воды, и тщательно перемешивали в течение 15 *мин*.

Морская вода отбиралась в 10 милях от берега (в районе г. Севастополя). Хранилась она в стеклянных сосудах в течение 1—5 месяцев в темном помещении. Перед опытом воду последовательно пропускали через стеклянный фильтр и мембранные фильтры № 4 и 2 для очистки от грубодисперсных форм планктона, минеральных частиц и биологической стерилизации.

В опытах использовались зеленая водоросль *Ulva rigida* и раковины мидий *Mutilus galloptovincialis*, собранные в Севастопольской бухте. В предварительных экспериментах через различные промежутки времени после внесения радиоиттрия образцы фторопласта-4 и стекла (пять повторностей на каждую временную точку) одновременно погружали на 10 *мин* в морскую воду. В других опытах после внесения радиоиттрия в нее одновременно погружали образцы фторопласта-4 и нарезанные талломы водоросли, диаметром 1,8 *см*. Образцы стекла, фторопласта-4 и ульвы после извлечения из радиоактивной морской воды быстро ополаскивали (разовое ополаскивание) чистой морской водой для удаления радиоиттрия, захваченного механическим путем. Талломы ульвы помещали между двумя листами фильтровальной бумаги, слегка отжимали и радиометрировали.

Все опыты проводились при комнатной температуре (16—18° С), в одном опыте температура была 25±1° С.

Изучение накопления иттрия-91 раковинами мидий проводили по следующей схеме: створки раковин мидий («левые») в количестве 6 шт. помещали на 1 *ч* в морскую воду с предварительным выдерживанием в ней радиоиттрия в течение 6 *ч*. «Правые» створки раковин мидий помещали на 1 *ч* в морскую воду с предварительным выдерживанием радиоиттрия в ней в течение 72 *ч*. Одновременно с раковинами в раствор погружали диски фторопласта-4, по пяти повторностей на каждую временную точку. Для уменьшения вероятности отклонения величин коэффициентов накопления в параллельных опытах использовались раковины одного и того же животного. Образцы раковин мидий после соответствующего выдерживания в радиоактивном растворе ополаскивали чистой морской водой, высушивали до постоянного веса и растирали в фарфоровых тиглях с последующим отбором радиоактивной навески. Измерение радиоактивности проводили на установке Б-2 с торцовым счетчиком МСТ-17 в свинцовой защите. Уровень радиоактивности позволял проводить измерения с относительной ошибкой 3—5%, иногда 10%. В необходимых случаях вносили поправку на поглощение излучения в образцах. Результаты опытов выражали в коэффициентах адсорбции (отношение активности 1 *см*^{2} поверхности адсорбента к активности 1 *мл* воды) и коэффициентах накопления (отношение концентрации радиоиттрия в организме к концентрации его в воде). На каждую временную точку во всех опытах отбирали не менее четырех проб воды.

Результаты исследования и обсуждение

На рис. 1 показаны изменения абсолютных величин коэффициентов адсорбции микроколичеств иттрия-91 на фторопласте-4 и стекле за равное время контакта (10 *мин*) с морской водой при различном времени выдерживания в ней радиоиттрия. Это, по нашему мнению, свидетельствует об изменении физико-химического состояния радиоиттрия в зависимости от времени пребывания его в морской воде. На рис. 2 показано изменение абсолютных величин коэффициентов накопления радиоиттрия ульвой и коэффициентов адсорбции иттрия-91 на фторопласте-4.

Изменение величин коэффициентов адсорбции на фторопласте-4 и величин коэффициентов накопления раковинами мидий *Mitilus galloprovincialis* в зависимости от времени выдерживания радиоиттрия в морской воде

Через 6 *ч* после внесения (*A*)		Через 72 *ч* после внесения (*B*)		$\frac{A}{B}$	$\frac{B}{A}$
Раковина	*F*-4	Раковина	*F*-4	Раковина	*F*-4
2,2	2,98	1,6	4,41	1,37	1,47
2,1	2,94	1,6	3,08	1,31	1,04
1,9	2,55	1,5	2,74	1,26	1,07
1,9	1,88	1,4	5,91	1,35	3,14
1,9	1,88	1,3	3,97	1,46	2,11
1,7	—	1,5	—	1,13	—
$\frac{\Sigma}{n}=1,95$	2,44	1,48	4,02	1,31	1,76

Процесс возрастания величин коэффициентов адсорбции иттрия-91 на фторопласте-4 и падения коэффициентов накопления в зависимости от времени выдерживания в морской воде радиоиттрия наблюдается и в экспериментах с раковинами мидий (см. таблицу).

Концентрация вносимого в морскую воду радиоиттрия в наших экспериментах составляла около 10^{-10} $\frac{гр \cdot атом}{л}$, что, судя по литературным данным, значительно меньше концентрации стабильного иттрия в морской воде (Гольдберг, 1963). Поскольку у рабочего раствора pH<3, радиоиттрий в нем был, по-видимому, преимущественно в ионной форме (Пушкарев и др., 1962).

При pH>3 радиоиттрий, как и ионы La^{3+}, Pm^{3+}, Ce^{3+} и другие, в водных растворах находится в основном в гидратированной форме. Попадая в морскую воду, pH которой 8—8,2 (что значительно выше значения pH вносимого нами рабочего раствора), радиоиттрий, как и элементы группы редкоземельных элементов (РЗЭ), претерпевает гидролиз.

При исследовании адсорбции радиоактивных изотопов на гидрофобных неионообменных адсорбентах, в том числе и на фторопласте-4, И. Е. Старик с сотрудниками было показано, что величина адсорбции возрастала с увеличением степени гидролиза элементов, что объяснялось образова-

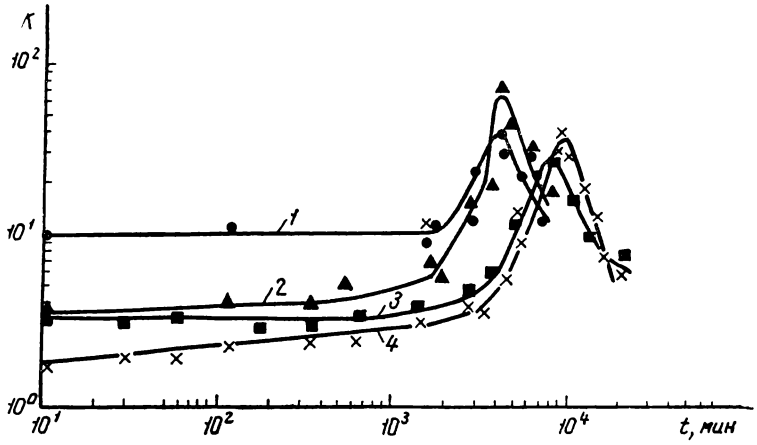


Рис. 1. Изменение величин коэффициентов адсорбции микроколичеств иттрия-91 на стекле (1, 3) и фторопласте-4 (2, 4) в зависимости от времени выдерживания радиоиттрия в морской воде.

Кривые *1* и *2* получены при температуре 25±1° С, *3* и *4* — 15—18° С.

нием нейтральных и слабозаряженных продуктов гидролиза, обладающих значительной адсорбционной способностью. Указанные эффекты возможны в слабокислых и нейтральных средах (Старик, Скульский, 1958; Старик и др., 1959, 1961, 1962).

Увеличение коэффициентов адсорбции иттрия-91 на фторопласте-4 в наших опытах в начальный период времени свидетельствует об увеличении количества нейтральных гидролизных форм. Резкое увеличение коэффициентов адсорбции на фторопласте-4 через трое-четверо суток от начала опыта дает основание предполагать образование гидролизных форм радиоиттрия с максимальным содержанием гидроксильных групп. Это предположение косвенно подтверждается данными Н. В. Аксельруда и В. Б. Спиваковского (1960), показавших, что в системе

$$Y^{3+} — OH^- — Cl^- — H_2O$$

при осаждении гидроокиси иттрия в первую очередь образуются основные соли, которые при отщеплении хлор-иона переходят в нормальную гидроокись через длительные промежутки времени. На основании существующих в радиохимии представлений, процесс гидролиза редкоземельных элементов может быть связан с процессом полимеризации продуктов гидролиза. Взаимодействие последних в ряде случаев приводит к образованию труднорастворимых соединений, по своим свойствам приближающихся к коллоидам.

Как показали работы Кечкеша и сотрудников (Kechkesh a. o., 1966) по гидролизу и осаждению редкоземельных элементов в морской воде в области микроконцентрации и при pH 7—8,5, иттрий и РЗЭ существуют

в форме незаряженных гидрокомплексов, так называемых гидролизных ионных ассоциаций. Увеличение коэффициентов адсорбции в наших опытах на фторопласте-4 в начальный период времени может свидетельствовать об образовании такого рода соединений.

Увеличение адсорбции на стекле можно объяснить адсорбцией гидролизных форм радиоиттрия.

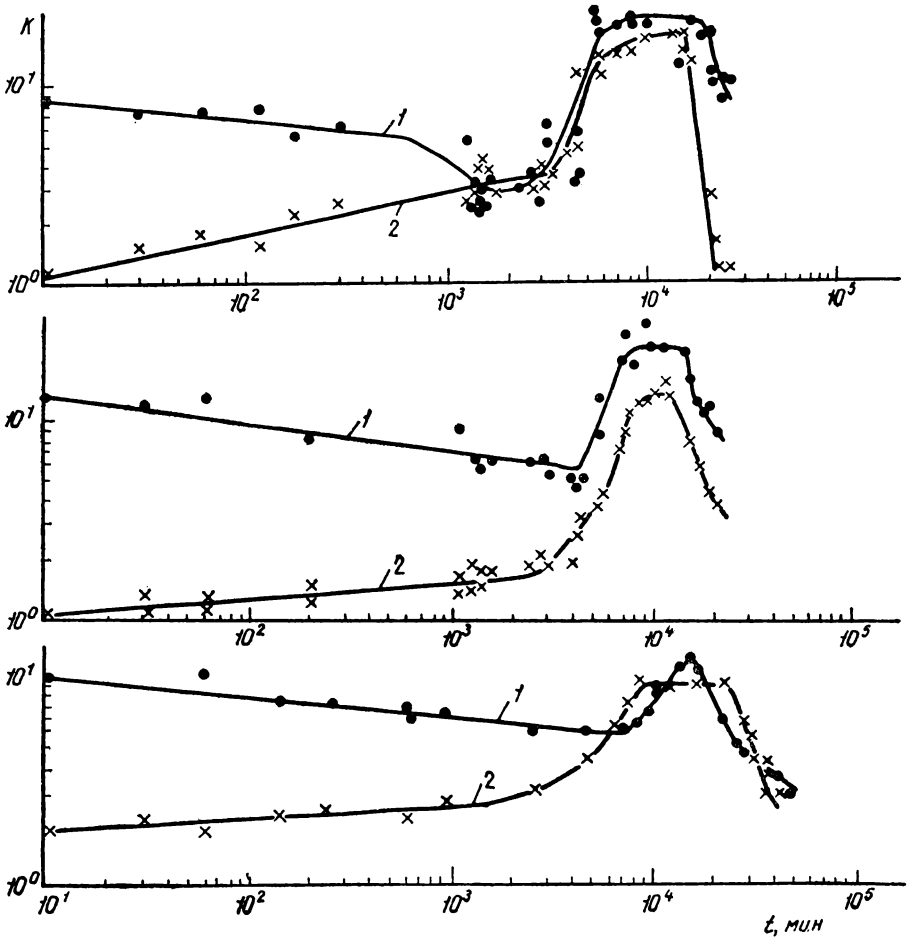


Рис. 2. Изменение величин коэффициентов адсорбции радиоиттрия на фторопласте-4 (*1*) и коэффициентов накопления водорослью *Ulva rigida* (*2*) в зависимости от времени выдерживания радиоиттрия в морской воде.

Как предполагают некоторые авторы (Береснева, Каргин, 1955), увеличение адсорбции связано с огромной поверхностной активностью гидролизных форм, которые стремятся либо соединиться друг с другом, либо адсорбироваться на какой-либо поверхности. Следовательно, образование труднорастворимых соединений всегда на определенной стадии приводит к увеличению их адсорбируемости на подходящей поверхности.

Последующее уменьшение адсорбции на стекле, по-видимому, связано с образованием продуктов полиядерной полимеризации гидролизных форм радиоиттрия, приближающихся по своим свойствам к коллоидам. В отличие от фторопласта-4 в первый период времени на ульве наблюдается умень-

шение величин коэффициентов накопления иттрия-91. Это служит доказательством того, что с увеличением количества гидролизных форм число ионных форм уменьшается. Ионные формы, по всей вероятности, накапливаются ульвой предпочтительнее. Начиная с трех-четырех суток наблюдается резкое увеличение коэффициентов накопления, что объясняется значительной адсорбцией гидролизных форм с максимальным содержанием гидроксильных групп. Уменьшение величин коэффициентов накопления ульвы через 10—12 суток от начала опыта можно объяснить образованием радиоиттрием грубодисперсных продуктов полиядерной полимеризации, обладающих коллоидными свойствами. Наши данные хорошо согласуются с результатами Э. А. Гилевой (1965), из работы которой следует, что накопление радиоиттрия в коллоидной форме пресноводными водорослями было в 2—3 раза меньше, чем неколлоидной. Прямым подтверждением наших предположений служат исследования Хэмпсона (Hampson, 1967) по накоплению иттрия-90 Ulva lactuca из морской воды при различных pH. В его опытах максимальное накопление иттрия-90 ульвой наблюдалось при pH=6,9 и уменьшение накопления при pH=8,0, что, согласно представлениям И. Е. Старика (1959), соответствует переходу от нейтральных и отрицательно заряженных продуктов гидролиза к частицам коллоидных размеров.

Добавление стабильного иттрия в виде $Y(NO^3)_3$ в воду в количестве 0,55 *г/л* приводило в наших опытах к образованию видимого осадка и резкому уменьшению коэффициентов адсорбции на стекле и фторопласте-4. Это может служить подтверждением тому, что наблюдающееся падение величин коэффициентов адсорбции на фторопласте-4 и стекле является следствием образования коллоидных частиц. Уменьшение коэффициента накопления иттрия-90 ульвой наблюдалось Хэмпсоном (Hampson, 1967) при добавлении стабильного иттрия в морскую воду.

Карпентер и Грант при изучении состояния церия в прибрежных морских водах отметили, что церий может образовывать нерастворимые соединения в виде гидроокиси, а также чрезвычайно труднорастворимые фосфаты церия (Carpenter a. Grant, 1967). Они предполагают, что церий может взаимодействовать со многими анионами морской воды с образованием комплексов или нерастворимых компонентов. Вполне возможно, что подобного рода соединения образуются и в наших экспериментах с иттрием-91. В своих опытах Карпентер и Грант отмечают изменение состояния внесенного в морскую воду церия, что хорошо согласуется с результатами наших исследований.

В связи с проблемами загрязнения морских акваторий радиоактивными веществами из различных источников вопросы изучения изменения состояния вносимых в морскую среду радионуклидов приобретают особо важное значение. Для ряда радионуклидов, поступающих в гидросферу, следует ожидать изменения их физико-химического состояния и различия в величинах коэффициентов накопления и скоростях радиоактивных загрязнений гидробионтов. Это может быть существенным при взаимодействии водных масс в устьях рек со сбросными радиоактивными водами атомных предприятий. Гидрохимические свойства указанных вод отличаются от свойств морской воды. Действительно, как показано Лоуманом и сотрудниками (Lowman a. o., 1966), для радиоактивных и стабильных элементов зафиксированы различные физические и химические формы их в речной воде до и после смешивания ее с морской.

Таким образом, в настоящей работе впервые экспериментально показано изменение состояния радиоиттрия в морской воде во времени и выявлено значение этих изменений в накоплении его морскими гидробионтами.

Выводы

1. Экспериментально показано изменение адсорбции иттрия-91 из морской воды на фторопласте-4 и стекле в зависимости от выдерживания в ней радиоиттрия, что может свидетельствовать об изменении его физико-химического состояния.

2. Установлена зависимость изменения величин коэффициентов накопления представителями зеленых водорослей *Ulva rigida* и пластинчатожаберных моллюсков *Mitilus gallopro vinsialis* от времени выдерживания радиоиттрия в морской воде.

ЛИТЕРАТУРА

Аксельруд Н. В., Спиваковский В. Б. Основные хлориды и гидроокиси иттрия и лантана. — Ж. неорг. хим., 1960, т. 5, вып. 2.

Берестенева З. Я., Каргин В. А. О механизме образования коллоидных частиц. — Усп. хим., 1955, т. 24, вып. 2.

Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями. — Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Гольдберг Э. Д. Геохимия моря. — Геохимия литогенеза. М., Изд-во иностр. лит., 1963.

Пушкарев В. В., Ткаченко Е. В., Егоров Ю. В., Любимов А. С. О сорбции некоторых радиоактивных изотопов активной двуокисью марганца из водных растворов.— Радиохимия, 1962, т. 4, вып. 1.

Старик И. Е. Основы радиохимии. М. — Л., Изд-во АН СССР, 1959.

Старик И. Е., Ампелогова Н. И., Гинзбург Ф. Л., Ламбет М. С., Скульский И. А., Щебетковский В. Н. К вопросу о молекулярной адсорбции радиоэлементов.— Радиохимия, 1959, т. 1, вып. 4.

Старик И. Е., Скульский И. А. К вопросу об адсорбции радиоэлементов на гидрофобных неионообменных адсорбентах. — Изв. АН СССР, ОХН, 1958, № 10.

Старик И. Е., Скульский И. А., Щебетковский В. Н. Адсорбция радиоактивных изотопов на неионообменных полимерных адсорбентах.— Радиохимия, 1961, т. 3, № 4.

Старик И. Е., Щебетковский В. Н., Скульский И. А. Адсорбция цезия, таллия, серебра и стронция на фторопласте-4 и полиэтилене. — Радиохимия, 1962, т. 4, № 3.

Фукаи Р. Некоторые аспекты химического цикла радиоактивного кобальта и хрома в морской воде.— Тезисы докл. на II Океанографическом конгрессе. М., 1966.

Carpenter J. H., Grant V. E. Concentration and state of cerium in coastal waters.— J. Mar. Res, 1967, v. 25, N 3.

Chipman W. A. Uptake and accumulation of chromium-51 by the clam Tapes decusstus in relation to physical and chemical form.— Disposal of radioactive wastes intos seas, oceans and surface waters. IAEA, Vienna, 1966.

Fukai R. Remarks on the chemical problems in relation to the marine radioactivity.— Rapp. et proc.— verb. Reun Comiss. Internat. Expl., Sci., Mer. Mediterr, 1965, v. 18, N 3.

Hampson M. A. Uptake of radioactivity by aquatic plants and location in the cells.— J. Ekp. Bot., 1967, v. 18, N 54.

Kechkesh S., Rucar Z., Marazovic L. J. Annual report in research contract N 201/Rr/Bb. Rovinj and Zagreb, 1966.

Lowman F. G., Phelos D. K., Moclin R., Vega R., Padovani O., Garcia R. J. Interactions of the chrironmental and biological factors on the distributions of trace elements in the marine environment.— Disposal of radioactive wastes into seas and surface waters. IAEA, Vienna, 1966.

Mauchline J., Templeton W. L. Artificial and natural radioisotopes in marina environment.— Oceanograph. Mar. Biol. Ann. Rev., 1964, v. 2.

Ojiamma, Tsutomu, Toratania. Hyrokara, Properties of radioactive nuclides contained in cooling water of the atomic reactor IRR=1.— Ann. Report Radiation Centr. Osaka, Prefect, 1965, N 5.

Polikarpov G. G. Radioecology of Aquatic Organisms. North — Holl — Publ. Co., Reinhold, Book-div., Amsterdam — N. Y., 1966.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ЦЕРИЯ-141, РУТЕНИЯ-106, ЦИНКА-65 И ЦЕЗИЯ-137 С ВЫСОКОМОЛЕКУЛЯРНЫМИ КОМПОНЕНТАМИ РАСТВОРЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА МОРСКОЙ ПЕНЫ И ДЕТРИТА

В. П. ПАРЧЕВСКИЙ, В. Е. ЕРОХИН, К. М. ХАЙЛОВ
Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Изучение форм нахождения растворенных металлов в морской воде — один из ключевых вопросов при анализе их участия в биологическом круговороте веществ. В последнее время появляется все больше указаний на то, что металлы, аналитически определяемые как «растворенные», в значительной мере связаны с растворенным органическим веществом морской воды. Это относится, в частности, к кальцию, входящему, как полагают (Park, Hood, 1959), в состав карбаминокарбоксиловых комплексов. Экспериментально показано, что целый ряд соединений, в частности метаболитов водорослей, может образовывать с металлами внутрикомплексные соединения (Albert, 1950; Хайлов, 1966). Тем не менее некоторые авторы высказывают сомнения в реальности таких комплексов в природных условиях. Недавно такие сомнения высказали Дуурсма и Севенхайзен (Duursma, Sevenhuysen, 1966) на основании экспериментов с железом, цинком, никелем и медью.

Другие исследователи, напротив, считают, что с компонентами растворенного органического вещества может быть связана значительная часть «растворенных» металлов. Например, Александер и Коркоран (Alexander, Corcoran, 1967) приводят данные о том, что большая часть меди содержится в воде в форме металлоорганических соединений.

Мы поставили своей задачей в экспериментальных условиях, максимально близких к природным с точки зрения химического состава среды, проследить за образованием ассоциаций металлов — церия-141, рутения-106, цезия-137 и цинка-65 с гидрофильными высокомолекулярными соединениями морской пены, а также входящими в состав детрита.

Выбор названной группы веществ в качестве объекта для такого исследования определяется рядом причин. Во-первых, гидрофильные макромолекулы, недавно обнаруженные в составе растворенного органического вещества (РОВ) морской воды и пены (Хайлов, 1968), несут в своем составе ряд ионогенных групп, в частности карбоксилы и аминогруппы, так что связывание с ними ионов металлов представляется принципиально возможным. В состав макромолекул, содержащихся в детрите, входит значительный процент пептидных структур, также способных к связыванию ионов металлов (Albert, 1950). Во-вторых, растворенные в воде макромолекулы обладают высокой поверхностной активностью, что определяет их интенсивное концентрирование на границе раздела фаз — воды и воздуха (Williams, 1967), воды и взвешенных в воде твердых тел (Хайлов, Финенко, 1968).

Таким образом, специфическое поведение гидрофильных макромолекул в морской воде и их ионогенный характер делают эти соединения особенно интересными с точки зрения их связи с металлами.

Выбор металлов — радионуклидов (церия-141, рутения-106, цезия-137 и цинка-65) определяется их важностью для морской радиоэкологии как важнейших представителей осколочных продуктов деления и наведенных радиоизотопов — отходов атомной промышленности.

Наконец, упомянутое выше требование — проводить экспериментальное отделение макромолекул и ассоциирующих с ними металлов от свободных (не связанных) металлов без применения агентов, нарушающих природные равновесия, сложившиеся в морской воде, определяет выбор метода разделения — гель-фильтрацию на нейтральных сефадексах. Работая на колонках, насыщенных и элюируемых морской водой, можно проводить разделение в естественной морской среде, не нарушая естественного соотношения солевых компонентов.

Химическая природа связи макромолекул с металлами нами не изучалась.

Материал и методика исследования

Поверхностно-активные органические гидрофильные соединения были выделены из пены прибрежной морской воды с минимальным антропогенным загрязнением (Баренцово море) методом эмульсионной экстракции с хлороформом (Хайлов и Финенко, 1968). Из полученной смеси веществ методом гель-фильтрации на нейтральном сефадексе выделяли фракцию гидрофильных макромолекул с молекулярным весом (МВ) не меньше 50 000, высушивали, взвешивали, анализировали и использовали в экспериментах. В ее составе всего 6,5% приходится на долю белков (пептидов) и 3,5% — на долю углеводов. В основном эта фракция представляет собой соединения небелковой и неуглеводной природы.

При инфракрасной спектрофотометрии этих фракций, проведенной А. Д. Семеновым (Гидрохимический институт, г. Новочеркасск), обнаружены валентные колебания СН-групп, карбонильных групп, колебания С—О и С=С связей. При фильтрации на сефадексах-ионообменниках в составе этих фракций обнаруживаются положительно и отрицательно заряженные ионогенные группы.

Аналогичная фракция выделялась из сильно гумифицированного морского детрита, собранного в Севастопольской бухте. С этой целью детрит обрабатывался 0,5 н. NaOH с последующей быстрой нейтрализацией раствора. Нейтральный раствор центрифугировался, и на сефадексе Г-75 из него выделялась фракция гидрофильных макромолекул с МВ$\geqslant$50 000. В ее составе было 24% белков и 36% углеводов.

Эксперименты по анализу образования ассоциаций гидрофильных макромолекул с радионуклидами заключались в следующем.

В небольшом объеме воды (100 *мл*) в индикаторных количествах растворяли хлориды церия-141, рутения-106, цезия-137 и цинка-65 (в экспериментах с органическим веществом пены — в смеси, в остальных случаях— только церий-141); из полученных растворов отбирали 5—10 *мл* и в этом объеме растворяли определенные количества (0,2—6 *мг/мл*) органического вещества, выделенного из пены и детрита. Раствор оставляли в таком состоянии на 3—26 *ч* для установления в системе равновесия, после чего аликвотная часть фильтровалась через колонку с сефадексом для разделения высокомолекулярной фракции и связанных с ней радионуклидов от низкомолекулярных веществ. В контроле через ту же колонку фильтровался такой же объем морской воды, в которой были растворены соответствующие радионуклиды, но не вводились органические макромолекулы.

В некоторых экспериментах колонка с сефадексом насыщалась морской водой и ею же проводилась алюция фракций. В этом случае разделение осуществлялось в химической среде, мало отличающейся от природной. В других экспериментах колонка насыщалась дистиллированной водой и ею же проводилась алюция. Здесь разделение проходило в бессолевой среде. Сравнение двух этих вариантов фракционирования давало возможность судить о влиянии солевого состава морской воды на образование ассоциаций органических макромолекул и металлов.

Во всех опытах морская и дистиллированная вода фильтровалась непосредственно перед экспериментами через мембранный фильтр № 2. Такой же водой насыщались колонки с сефадексом и проводилось элюирование РОВ из колонки. Морская вода была выдержана в затемненной посуде в течение четырех месяцев.

Фракции вытекающего из колонок элюата просчитывались на многоканальном гамма-спектрометре. Многоканальным амплитудным анализатором импульсов служил АИ-256, размеры сцинтилляционного кристалла иодистого натрия NaI(Tl) составляли 70×70 *мм*, а энергетическое разрешение кристалла по гамма-линии 661 *кэв* (13%).

Расшифровка сложного гамма-спектра производилась следующим образом. В тех же условиях, что и препараты, снимались спектры цинка-65, цезия-137, рутения-106 и церия-141 и определялось их последовательное влияние друг на друга, т. е. вклад комптоновского распределения в соответствующие фотопики. Интенсивность фотопиков рассчитывалась с учетом полученных поправочных коэффициентов.

В опытах, которые проводились с одним церием-141, радиометрические измерения были проведены на одноканальном амплитудном анализаторе импульсов типа ААДО, с тем же самым кристаллом иодистого натрия.

В начале и конце радиометрических измерений гамма-спектрометры калибровались, смещение каналов соответствующих фотопиков в течение измерений отсутствовало. Все радиометрические измерения были проведены с одной и той же геометрией препаратов, которые представляли собой раствор объемом 3 *мл* в стеклянных бутылках.

Для контроля за разделением растворенного органического вещества через колонки с сефадексом фильтровались такие же объемы морской воды с растворенными в ней высокомолекулярными соединениями (в аналогичных концентрациях). Концентрация органического вещества в алюате определялась путем его фотометрии на волне 235 *ммк* (спектрофотометр типа СФ-4А). В конце каждого эксперимента кривая элюции, полученная на основе радиометрических измерений, сравнивалась с кривой, полученной на основе спектрофотометрических измерений. Воспроизводимость кривых элюции в разных экспериментах весьма высока (± 1 *мл* для фракции с МВ$\geqslant$50 000 при фильтрации на колонке высотой 60 *см* и диаметром 1,5 *см*).

Результаты исследований

Р О В м о р с к о й в о д ы. Опыт, проведенный со смесью изотопов церия-141, рутения-106, цинка-65 и цезия-137, показал, что с макромолекулами РОВ морской пены хорошо связывается церий-141, рутений-106 и цинк-65. Характер кривых элюирования перечисленных радионуклидов представлен на рис. 1. Цезий-137 в условиях нашего эксперимента не образовывал с высокомолекулярными соединениями комплексов в заметных количествах, которые можно было бы идентифицировать по фотопику этого радионуклида. Выяснение эффекта связывания цезия-137 с макромолекулами РОВ требует дальнейшего изучения.

Величины отношения $\frac{C_{ор}}{C_в}$, где $C_{ор}$ $\left(\frac{имп}{мг \cdot мин}\right)$ РОВ, к таковой концентрации в морской воде $C_в$ $\left(\frac{имп}{10^{-3}\ мл \cdot мин}\right)$ для церия-141, рутения-106 и цинка-65 изображены на рис. 2. Радионуклиды — рутений-106 и церий-141 примерно в 5—6 раз лучше связываются с высокомолекулярными соединениями морской пены, чем цинк-65, хотя последний считается хорошим комплексообразователем.

Р О В д е т р и т а. Растворимость в морской воде высокомолекулярных соединений, выделенных из детрита, вдвое ниже по сравнению с растворимостью их в дистиллированной воде.

На рис. 3 даны кривые элюции органических молекул через 3 и 26 *ч* после растворения 1,03 *мг* органического вещества в 5 *мл* морской воды, содержащей церий-141. Элюция проводилась морской водой. Величины отношения $\frac{C_{ор}}{C_в}$ для церия-141 были, соответственно, 1640 и 1300. Это, по-видимому, может свидетельствовать о том, что к 3 *ч* уже устанавливалось равновесие между радиоактивностью РОВ и морской воды.

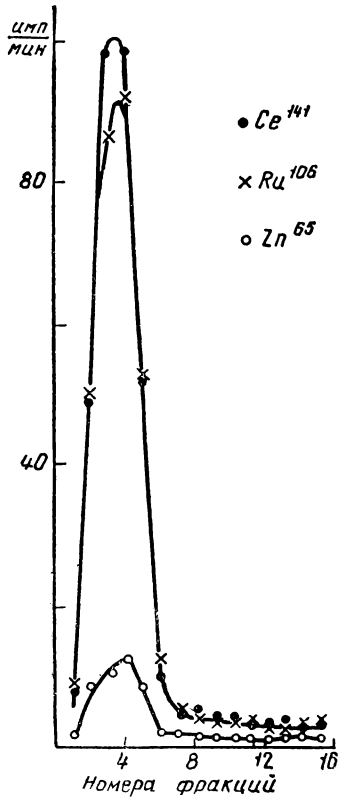


Рис. 1. Кривые элюции органических макромолекул морской пены, ассоциированных с радионуклидами, на сефадексе Г-75.

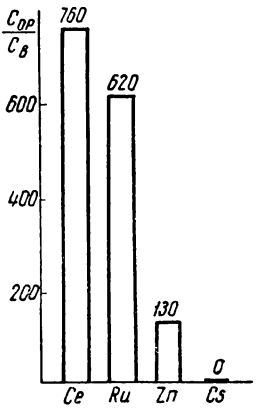


Рис. 2. Величины, характеризующие способность ассоциации макромолекул морской пены с радионуклидами.

Наряду с этим проводилось контрольное элюирование применяющейся в опытах морской воды с внесенным церием-141 через 3 и 26 *ч* после внесения. На кривых элюции в области пика высокомолекулярной фракции не было зарегистрировано присутствие активности, что свидетельствовало об отсутствии в использовавшейся морской воде заметных количеств высокомолекулярных соединений.

Представляло особый интерес выяснить устойчивость образовавшихся ассоциаций макромолекул с церием-141. Через 3 *ч* после внесения церия-141 морской водой была элюирована высокомолекулярная фракция (рис. 4, *а*), затем через сутки после хранения в холодильнике при 0° С было проведе-

но повторное разделение. Концентрация церия-141 в полученном растворе составляла 2890 $\frac{имп}{мл \cdot мин}$. По расчету же (на основании известной активности смешанных растворов) она должна была быть 2140 $\frac{имп}{мл \cdot мин}$. Из этого раствора было отобрано 5 *мл*, нанесено на колонку и элюировано морской водой (рис. 4, *б*).

Хорошее соответствие концентраций (расчетной и экспериментально полученной), по-видимому, свидетельствует о том, что церий-141, связан-

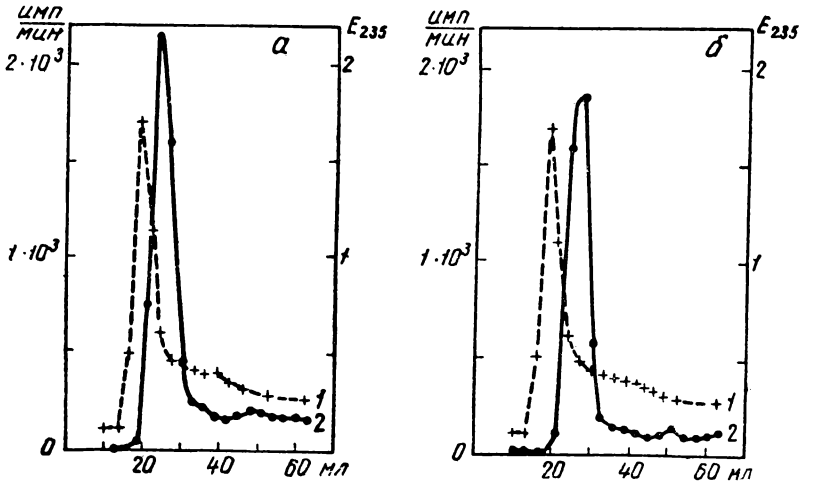


Рис. 3. Кривые элюции органических макромолекул детрита на сефадексе Г-75.

Взаимодействие макромолекул с церием-141 происходило в течение: *а* — 3 *ч*, *б* — 26 *ч*. *1* — кривая оптической плотности макромолекул; *2* — кривая радиоактивности макромолекул.

ный с макромолекулами, не выпал в осадок и не сорбировался на стенках стекла. Интересно проанализировать кривую на рис. 4, *б*. Если бы комплекс органических молекул с церием не претерпевал никаких изменений, то мы должны были бы получить «идеальную» кривую, и высокомолекулярная фракция должна была бы содержать максимальное количество активности, однако в опыте в пике выделилось всего лишь 31,6% от активности, нанесенной на колонку. Кроме того, отношение максимума пика к «шлейфу» на рис. 4, *а* составляет 30, а на рис. 4, *б* — всего лишь 6. Это может быть обусловлено образованием молекул со средним молекулярным весом и их связью с церием-141.

В высоко- и среднемолекулярной области выделилось 57% от всей активности, которую наносили на колонку. Из этого видно, что 43% церия-141 было в низкомолекулярной фракции. Появление церия-141, который ранее был связан с высокомолекулярными соединениями, в области среднемолекулярных соединений и солевой фракции может возникнуть скорее всего за счет распада органической молекулы на низкомолекулярные соединения или отрыва металла от органической молекулы.

К сожалению, в настоящее время из-за недостаточности информации не представляется возможным высказать более определенные соображения о процессах, происходящих в комплексах и в самих органических веществах.

Данные по связыванию органическим веществом церия-141 в морской и дистиллированной воде и последующей элюции этими растворами пред-

ставлены в таблице. Отношение $\frac{C_{ор}}{C_в}$ для церия-141, как видно, наибольшее в морской воде (элюция морской водой) и наименьшее в дистиллированной (элюция дистиллированной водой). Связывание церия-141 с макромолекулами наиболее эффективно в присутствии солей морской воды. Факт связывания радиоактивных металлов с высокомолекулярными поверхностно-активными гидрофильными соединениями в составе пены представляет интерес с нескольких точек зрения. Во-первых, как компонент поверхностной пленки, гидрофильные молекулы имеют возможность первыми взаимодействовать с

Связывание церия-141 с РОВ в морской и дистиллированной воде

Среда накопления	Элюирование	Растворенная навеска РОВ, *мг*	Отношение $\frac{C_{ор}}{C_в}$
Морская вода	Морская вода	19,74	104
Дистиллированная вода	Дистиллированная вода	39,48	32

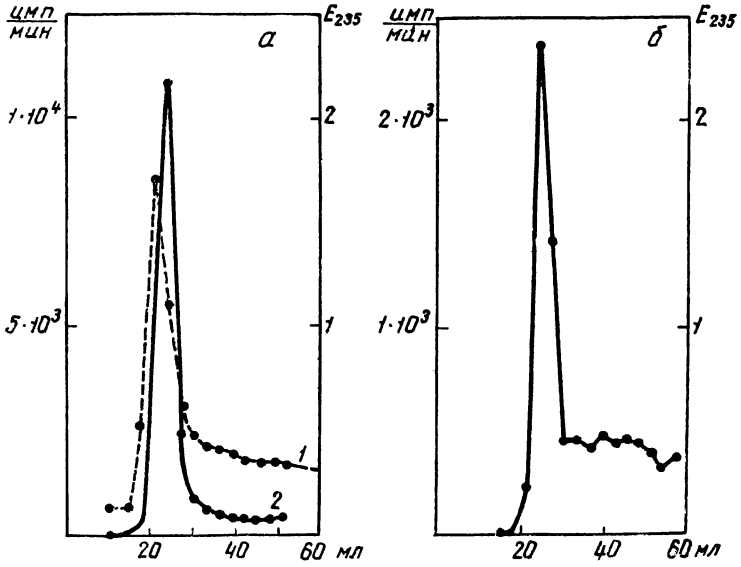


Рис. 4. Кривые элюции органических макромолекул детрита на сефадексе Г-75:

Условные обозначения те же, что на рис. 3; *б* — повторная элюция пиковых пробирок кривой *2* через 24 ч после первоначальной элюции.

радиоактивными металлами, выпадающими из атмосферы. Во-вторых, находясь в растворенном состоянии в воде (Хайлов, Финенко, 1968), они также взаимодействуют с металлами, в той или иной мере предопределяя их дальнейшие миграции в связи с трансформацией растворенного органического вещества.

Нахождение «емкости» макромолекул, т. е. числа фиксированных групп, способных вступать во взаимодействие с металлами, и прочности связи этой ассоциации наряду с изучением концентраций РОВ в морской воде дает возможность учитывать роль органических макромолекул в физико-химическом состоянии радионуклидов в морской среде, интерес к которым в настоящее время все больше возрастает.

При проведении исследований по изучению кинетических закономерностей накопления радионуклидов морскими растениями опыты, как правило, проводятся в лабораторных условиях с ограниченными объемами

морской воды. Способность морских растений выделять в воду большие количества РОВ может, по-видимому, благодаря увеличению концентраций макромолекул в среде и их способности ассоциироваться с радионуклидами, заметно влиять на кинетику накопления радионуклидов гидробионтами моря. Перенесение закономерностей, полученных в таких лабораторных условиях, на процессы, протекающие в море, возможно лишь при условии поступления радионуклида в организм в одном и том же физико-химическом состоянии.

Что касается трансформации РОВ, то в последнее время внимание океанографов было привлечено к образованию так называемого морского снега. Было показано, что отчасти этот феномен обязан трансформации во взвесь растворенного органического вещества морской воды (Riley, 1963; Sutcliffe et al., 1963). Ряд фактов указывает на то, что растворенные в морской воде гидрофильные макромолекулы в первую очередь могут трансформироваться во взвеси (Barber, 1966; Хайлов, Финенко, 1968).

Растворенные макромолекулы склонны к сорбции на взвешенных в воде частицах, причем интенсивность сорбции на порядок величин выше, чем интенсивность сорбции низкомолекулярных органических веществ (Хайлов, Финенко, 1968). Металлы, так или иначе связанные с гидрофильными макромолекулами, по-видимому, могут переходить в состав детрита.

Наконец, образование связи между высокомолекулярными веществами, выделенными из детрита, и церием-141 прямо указывает на возможность накопления металлов в составе детрита. Общее же количество детрита в морях и океанах примерно на порядок величин выше общей массы живых организмов (Wangersky, 1965). Высокая зольность детрита (30—40%), возможно, отчасти объясняется тем, что в его составе имеются соединения, способные к связыванию ионов металлов из раствора.

Выводы

Показано, что церий-141, рутений-106 и цинк-65 способны образовывать ассоциации с гидрофильными высокомолекулярными соединениями, выделенными из морской пены и детрита. Отмечено убывание силы связи в ряду церий>рутений>цинк. Связь перечисленных металлов с макромолекулами достаточно прочная.

ЛИТЕРАТУРА

Хайлов К. М. Об органических макромолекулах, растворенных в морской воде.— Геохимия, 1966, № 5.

Хайлов К. М., Финенко З. З. Органические макромолекулы, растворенные в морской воде, и их включение в пищевые цепи. — Океанология, 1968, т. 8, № 4.

Albert A. Quantitative studies of the avidity of naturally occuring subatances for trace metals.— Biochem. j., 1950, v. 47, N 5.

Alexander J. E., Corcoran E. F. The distribution of copper in tropical seawater. Limnol. Oceanogr., 1967, v. 3, N 4.

Barber R. T. Interaction of bubles and bacteria in the formation of organic aggregates.— Nature, 1966, v. 211, N 5046.

Duursma E. K., Sevenhuysen W. Note on chelation and solubility of certain metals in sea water at different pH values.— Netherlands j. Sea Res., 1966, v. 3, N 1.

Park K., Hood D. W. Effect of organic material on the solubility of calcium carbonate in sea water.— Intern. Oceanogr. Congr. Preprints. AAS, Washington, 1959.

Riley G. A. Organic aggregates in sea water and the dynamics of their formation and utilization.— Limnol. Oceanogr., 1963, v. 8, N 4.

Sutcliffe W. N., Baylor E. R., Menzel D. W. Sea surface chemistry and Langmuir circulation.— Deep-Sea Res., 1963, v. 10.

Wangersky P. J. Organic chemistry of sea water.— Amer. j. sci., 1965, v. 53, N 3.

Williams P. M. Sea surface chemistry: organic carbon and inorganic nitrogen and phosphorus in surface films and subsurface waters.— Deerp-Sea Res., 1967, v. 14, p. 791.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О РОЛИ ГИДРОБИОНТОВ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ЧЕРНОГО МОРЯ В НАКОПЛЕНИИ И РАСПРЕДЕЛЕНИИ СТРОНЦИЯ-90

Л. Г. КУЛЕБАКИНА

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Радиоэкология, несмотря на большие открытия в ее области, до сих пор нуждается в систематических исследованиях накопления стронция-90 морскими гидробионтами в природных условиях (Поликарпов, 1964; Templeton, 1961; Mauchline, Taylor, 1964; Polikarpov a. o., 1967), включая изучение изменчивости коэффициента накопления в различные сезоны года. Распределение стронция-90 в биоценозах морских организмов не изучалось совершенно.

Поэтому нами была сделана попытка восполнить хотя бы в некоторой степени существующий пробел. Для этого проводились комплексные исследования по распределению стронция-90 в биоценозе цистозиры Черного моря на основе определения коэффициентов накопления в различных живых компонентах этого сообщества в природных условиях в разные времена года (Кулебакина, 1966), выяснение роли отдельных гидробионтов биоценоза цистозиры и некоторых других сообществ в накоплении и извлечении стронция-90 из воды в прибрежной зоне моря (Кулебакина, Поликарпов, 1967; Поликарпов и др., 1967) и сравнение коэффициентов накопления радиоактивного и стабильного стронция (Бачурин и др., 1967).

Предметом наших исследований являлись водоросли-макрофиты (бурые, зеленые и красные), цветковые растения, моллюски (пластинчатожаберные и брюхоногие), ракообразные (декапода) и рыбы (скаты и костистые). Общее количество исследованных видов растений и животных составило 27.

Для выделения радиоактивного стронция из золы различных биологических объектов нами применялась карбонатная методика с последующим выделением иттрия-90 путем экстракции трибутилфосфатом и оксалатная — с выделением иттрия-90 на гидроокиси железа или на иттрие-носителе (Velten, Goldin, 1961; Венде, Парчевский, 1964).

Отбор проб воды проводили в тех же районах, где были собраны гидробионты. Воду отбирали интегральным способом (от поверхности до дна) или же (на мелководных местах) брали с поверхности в плексигласовый бак по 80—140 *л*.

Определение концентрации стронция-90 в воде проводили по методике, описанной в работе Н. И. Попова с сотрудниками (1964), путем осаждения карбонатов в присутствии хлористого аммония. Содержание стабильного стронция и кальция определяли по методу добавок, на пламенном спектрофотометре, по схеме Н. С. Полуэктова (1959).

Фотометрирование проводилось А. А. Бачуриным. Погрешность определений составляла 1,5—7,5%.

Измерение радиоактивности выделенного иттрия-90 проводилось на установках малого фона УМФ-1500. Фон установок был 0,5—0,8 *имп/мин*. Каждый раз анализировался распад препаратов иттрия-90. Эффективность установок составляла 5,2—6,8%.

Полученные данные по концентрации (на сырой вес) и коэффициентам накопления стронция-90 в организмах подвергались статистической обработке (Хальд, 1956; Митропольский, 1961; Урбах, 1964). Для средних величин находили доверительные интервалы $\left(t_{0,10}\cdot\frac{S}{\sqrt{n}}\right)$, при сравнении выборок использовались критерии Стьюдента, Бартлета, Фишера, Вилкоксона. Коэффициенты накопления (отношение концентраций радионуклида в гидробионте и воде) отражают концентрирующие способности гидробионтов. Наиболее распространенным является вычисление коэффициентов накопления на сырой вес организмов. Если гидробионты не имеют необменного фонда химического элемента (радионуклида), в связи с чем время установления кинетического равновесия между концентрациями химического элемента (радионуклида) в гидробионтах и водной среде невелико (до нескольких суток или недель), то коэффициенты накопления достигают максимального значения (Баринов, 1965; Поликарпов, 1964; Тимофеев-Ресовский, 1962). Если же гидробионты обладают необменным фондом, то максимальные (предельные) значения коэффициентов накопления можно получить при условии, если гидробионты с самого начала своего онтогенеза развивались в радиоактивной среде. Концентрация химического элемента (радионуклида) может при этом колебаться в пределах микроколичеств (Поликарпов, 1964; Поликарпов, Зесенко, 1965).

Нами были определены коэффициенты накопления стронция-90 для 27 видов гидробионтов (табл. 1).

При сравнении коэффициентов накопления разных гидробионтов можно отметить, что наименьшие характерны для зеленых водорослей и рыб, затем следуют зостера, красные и бурые водоросли. Для ракообразных и моллюсков найденные коэффициенты накопления имеют наибольшие значения (порядка 100—400).

Проанализировав коэффициенты накопления стронция-90 и зольность гидробионтов (отношение золы к сырому весу), заметили, что чем больше у гидробионта зольность, т. е. чем меньше органического вещества, тем больше коэффициент накопления. Зависимость между этими величинами можно выразить формулой

$$K=a\cdot 10^{-S/x},$$

или, в частном случае,

$$\lg K=2{,}42-0{,}046/x,$$

где $a/\lg a=2{,}42$ — постоянная величина; $S=0{,}046$ — коэффициент регрессии; x — зольность.

Сравнение коэффициентов накопления стронция-90 и стабильного стронция, рассчитанных для одних и тех же проб гидробионтов, показало, что в море произошел практически полный изотопный обмен между искусственными и стабильными изотопами стронция (Бачурин, Кулебакина, Поликарпов, 1967), так как их коэффициенты накопления совпадают: отношение коэффициента накопления стабильного стронция к коэффициенту накопления радиоактивного равно $1{,}0\pm0{,}3$.

Для некоторых из исследованных нами черноморских гидробионтов коэффициенты накопления стронция-90 изучались в экспериментах (Поликарпов, 1960, 1961, 1964; Баринов, 1965; Поликарпов и др., 1967). Если сравнить наши данные с полученными в экспериментах для тех же видов

Таблица 1

Коэффициенты накопления Sr^{90} в некоторых черноморских гидробионтах

Гидробионты	Коэфф. накопления, $\pm t_{0,10} \cdot \frac{S}{\sqrt{n}}$
Водоросли	
Ульва — *Ulva rigida* Ag.	11±6
Цистозира — *Cystoseira barbata* (Good. et Wood) Ag.	61±6
Падина — *Padina pavonia* (L.) Gaill	257±34
Церамиум — *Ceramium rubrum* (Huds.) Ag.	12
Кораллина — *Corallina officinalis* L.	264±118
Гелидиум — *Gelidium latifolium* (Grev.) Born. et Thur	10
Лоренсия — *Laurencia obtusa* (Huds.) Lamour	31±11
Цветковые растения	
Зостера — *Zostera marina* L.	30±23
Моллюски	
Митилястер — *Mytilaster lineatus* (Gmelin in Linne)	125±30
Мидия — *Mytilus galloprovincialis* L. — целиком	211±79
То же — раковины	315±77
» — тело	5,0
Гиббуля — *Gibbula divaricata* L. — раковины	389±149
Насса — *Nassa reticulata* L.	376±29
Рапана — *Rapana thomasiana* Nordman — раковины	391±82
Риссоа — *Rissoa splendida* Eichw.	177±19
Ракообразные	
Орхестиа — *Orchestia bottae* M. — Edw.	148
Креветка травяная — *Leander squilla* L.	70,5±18,2
Краб травяной — *Carcinus maenas* L.	190±27
Краб каменный — *Eriphia spinifrons* (Herbst.) Sav.	564±186
Рыбы	
Морской кот — *Dasyatis pastinaca* L.	12,1±11,5
Морская лисица — *Raja clavata* L.	14,1±5,5
Зеленуха — *Crenilabrus tinca* L.	15,7±6,2
Лобан — *Mugil cephalus* Risso	5,0
Сингиль — *Mugil auratus* Risso	6,4
Мерланг — *Odontogadus merlangus euxinus* Nordman	7,8±1,7
Ошибень — *Ophidion rochei* Müller	7,0
Звездочет — *Uranoscopus scaber* L.	11,3
Скорпена — *Scorpaena porcus* L. — целиком	12,9±2,1
То же — головная часть	11,0
» — скелет	10,4
» — жабры	6,6
» — кожа с чешуей	6,4
» — внутренности	2,2
» — мышцы	1,1

гидробионтов, то можно заметить, что предельные величины коэффициентов накопления стронция-90 в экспериментах были получены только для тех видов, которые не имеют необменного фонда стронция и быстро достигают кинетического равновесия с водой (ульва, цистозира). Для большинства изучавшихся гидробионтов (падина, кораллина, лоренсия, зостера, мидии, креветки) предельные величины коэффициентов накопления в экспериментах не были достигнуты в связи с наличием у них необменных фондов стронция.

Из сравнения коэффициентов накопления стронция-90, стронция и кальция близкородственных видов из Черного и Ирландского морей следует, что в черноморских гидробионтах эти коэффициенты примерно в 2—4 раза выше, чем в соответствующих видах из Ирландского моря (Mauchline, Templeton, 1966; Bryan a. o., 1966), тогда как концентрация стронция в воде Черного моря, наоборот, примерно вдвое меньше (Тамонтьев, Бруевич, 1964).

Таким образом, если считать отличия в 2—4 раза между коэффициентами накопления стронция в близкородственных видах существенными, то следует признать, что наблюдается зависимость между коэффициентами накопления этого элемента и такими характеристиками моря, как концентрация стронция в воде (а именно: уменьшение в воде концентрации стронция в два раза вызывает примерно соответствующее увеличение коэффициентов накопления стронция в организме).

Таблица 2

Сравнение по критерию Вилкоксона коэффициентов накопления по временам года

Варианты	Критерии Вилкоксона		
	T_{05}	T	T_{01}
Весна — лето	14	<22	>11
Весна — осень	14	14	>11
Весна — зима *	10	>7	<10
Лето — осень	49	<58	>43
Лето — зима *	14	>11	11
Осень — зима	14	>9	<11

* Различие достоверно.

Наши данные показывают, что бурые водоросли и некоторые ракообразные дискриминируют кальций (1,9—7,1 стронциевых единиц), а моллюски, рыбы и красные водоросли — стронций (0,17—0,9 стронциевых единиц). Такой же вывод можно сделать при рассмотрении и коэффициентов дискриминации (отношение коэффициента накопления стронция к коэффициенту накопления кальция в организме).

Для бурых водорослей коэффициенты дискриминации составляют 2—2,5, ракообразных — около 1, а для остальных — 0,15—0,65 единиц. Этот вывод подтверждается материалами исследователей (Bowen, 1956; Fukai, 1964; Mauchline, Taylor, 1964; Mauchline, Templeton, 1966), изучавших гидробионты других морей. Они нашли, что для бурых водорослей, фитопланктона и кораллов коэффициенты дискриминации превышают 1, для зоопланктона, моллюсков, ракообразных, иглокожих, рыб, а также зеленых и красных водорослей менее 1.

Таким образом, коэффициенты дискриминации, указывающие избирательную способность гидробионтов по отношению к стронцию или кальцию, дают одинаковые показатели для организмов из одной таксономической группы (в пределах типа, класса), обитающих в разных морях.

Из всех гидробионтов наиболее полно изучалась нами цистозира как доминирующий вид биоценоза. Цистозира (Морозова-Водяницкая, 1936; Маккавеева, 1959; Калугина, 1967) — очень удобный объект при радиоэкологических исследованиях, так как растет в самой прибрежной зоне, доступна для сбора в любое время года, обладает значительным коэффициентом накопления стронция-90, являясь его признанным биоиндикатором (Венде, Парчевский, 1964; Кулебакина, 1966).

Изучение коэффициентов накопления стронция-90 в цистозире по сезонам показало, что коэффициенты накопления возрастают от зимы к осени: зимой — 48, весной — 58, летом — 61 и осенью — 68. Однако статистический анализ (табл. 2) показал, что достоверно отличаются от показателей других сезонов только зимние значения коэффициентов накопления; возможно, что уменьшение значения их в зимний период связано с замедлением темпа роста и обмена у цистозиры в это время года. Так, Н. Н. Алфимов (1960) отмечает, что зимой у нее уменьшается содержание кальция. Два

раза — осенью и зимой — была произведена сортировка цистозиры на веточки и стволики. При этом величины концентраций и коэффициентов накопления стронция-90 в стволиках цистозиры оказались примерно вдвое выше, чем в молодых ассимилирующих веточках (86 и 40, соответственно). В летнее время такого отличия между ними не обнаружено (Поликарпов и др., 1967). Таким образом, можно полагать, что зимой, видимо, в связи с замедлением темпа ассимиляции, стронций-90 содержится в основном в стволиках.

Для того чтобы оценить роль гидробионтов в накоплении и концентрировании стронция-90 в прибрежной зоне Черного моря, сравнивали содержание стронция-90 в биоценозе цистозиры и некоторых других сообществах и в окружающей их воде. Цистозира в объеме воды, ограниченном 1 $м^2$ площади и средней высотой ее талломов (0,8 *м*), содержит 30% стронция-90 от общего количества, заключенного в этом объеме воды, а вместе со всеми компонентами ее биоценоза — до 40%. При этом в самом биоценозе наблюдается следующая картина распределения стронция-90 по изученным компонентам (в процентах от его общего содержания во всем сообществе), %:

Цистозира	81,4
Перимикробиоз	2,5
Лоренсия	0,3
Губки	0,4
Спирорбисы	4,2
Митилястер	3,2
Риссоа	6,6
Креветки	1,2
Бокоплавы	0,3

Расчет по распределению стронция-90 (с использованием усредненных коэффициентов накопления) между основными систематическими группами, входящими в биоценоз цистозиры, показал следующее:

	Стронций-90, %	Биомасса, *г*
Цистозира	75,5	1000
Перимикробиоз	3,9	310
Эпифиты	7,0	190
Губки	2,4	58
Спирорбисы	2,3	7
Брюхоногие	7,9	40
Пластинчатожаберные	0,3	2
Ракообразные	0,7	4

Кроме цистозиры, в прибрежной зоне Черного моря значительно содержание стронция-90 в зарослях кораллины — до 23, падины — 17, морской травы зостеры — 11%.

Следовательно, в прибрежной зоне Черного моря биоиндикаторами стронция-90 могут быть цистозира и компоненты ее биоценоза (риссоа, митилястер, спирорбисы), ракообразные (креветки, бокоплавы), а также водоросли (падина, кораллина и морская трава зостера).

Таким образом, несмотря на то, что при распределении радиоактивных веществ по живым и косным компонентам водоема на гидробионты приходится незначительная их часть — 0,1—1% (Агре, Корогодин, 1960), тем не менее в прибрежной зоне, где биомасса гидробионтов достигает значительной величины, они могут извлекать существенные количества этих веществ (Поликарпов, 1964). Так, согласно результатам наших исследований, биоценоз цистозиры, который имеет биомассу около 10 $кг/м^3$, извлекает до 40% стронция-90 из окружающей воды.

Выводы

1. В результате радиоэкологических исследований, проведенных в прибрежной зоне Черного моря (районы Карадага и Севастополя) в 1964—1965 гг., установлено, что аккумуляция стронция-90 морскими гидробионтами характеризуется постоянными величинами коэффициентов накопления его. Это подтверждается сходством коэффициентов накопления радиоактивного и стабильного стронция в одних и тех же гидробионтах. Очевидно, в условиях прибрежной зоны между ними произошел практически полный изотопный обмен.

2. По концентрирующей способности все 27 изучавшихся видов гидробионтов располагаются в следующем порядке: коэффициенты накопления для типа зеленых водорослей составляют около 10, бурых — 60—250, красных — 10—30 (за исключением кораллины — 260), цветковых растений —30, класса моллюсков — 100—300, ракообразных — 70—200 и рыб 5 — 15. Установлена зависимость величин коэффициентов накопления стронция-90 от зольности гидробионтов. Различие в величинах коэффициентов накопления стронция-90, вероятно, можно объяснить разным содержанием минеральных веществ в морских гидробионтах.

4. Черноморские бурые водоросли и, по-видимому, некоторые ракообразные дискриминируют кальций (коэффициенты дискриминации стронция по отношению к кальцию составляют 1,07—2,6), тогда как зеленые, красные водоросли, цветковые растения, а также моллюски и рыбы дискриминируют стронций (коэффициенты дискриминации у растений 0,3—0,6, у моллюсков 0,2—0,4, у рыб 0,1—0,4).

5. Коэффициенты накопления стронция у черноморских гидробионтов примерно вдвое выше, чем у соответствующих гидробионтов Ирландского моря, где соленость выше черноморской примерно на столько же.

6. В процессах миграции и распределения стронция-90 в биоценозах прибрежной зоны моря значительную роль играют массовые гидробионты: цистозира содержит около 30% от общего количества стронция-90, находящегося в пределах биоценоза цистозиры, компоненты ее биоценоза — 10%, заросли отдельных макрофитов (зостера, кораллина и др.) — от 1 до 20%.

ЛИТЕРАТУРА

Алфимов Н. Н. Материалы к биохимии *Cystoseira barbata* (Good. et Wood.) Ag. из Черного моря.— Бот. ж., 1960, т. 45, № 8.

Агре А. А., Корогодин В. И. Распределение радиоактивного загрязнения в непроточном водоеме. — Мед. радиология, 1960, т. 5, № 1.

Баринов Г. В. Изотопный обмен в гидробиологической системе и его значение.— Гидробиол. ж., 1965, т. I, № 2.

Бачурин А. А., Кулебакина Л. Г., Поликарпов Г. Г. Коэффициенты накопления кальция и стронция-90 в некоторых морских гидробионтах.— Радиобиология, 1967, т. 7, № 3.

Венде Г. В., Парчевский В. П. Радиоактивная загрязненность организмов Черного моря. Результаты и методические особенности определения стронция-90 в цистозире.— Радиоактивная загрязненность морей и океанов. М., Изд-во АН СССР, 1964.

Калугина А. А. О состоянии запасов цистозиры в Черном море и перспективах ее использования.— Растительные ресурсы, 1967, т. 4.

Кулебакина Л. Г. Граничні коефіцієнти нагромадження стронцію-90 в бурих водоростях.— Доповеді АН УРСР, 1966, № 10.

Кулебакина Л. Г., Поликарпов Г. Г. О радиоэкологии водорослей шельфа Черного моря. — Океанология, 1967, т. 7, вып. 2.

Маккавеева Е. Б. Биоценоз *Cystoseira barbata* Ag. (Wor.) прибрежного участка Черного моря.— Труды Севастопольской биол. станции, 1959, т. 12.

Митропольский А. К. Техника статистических вычислений. М., Физматгиз, 1961.

Морозова-Водяницкая Н. В. Опыт количественного учета донной растительности.— Труды Севастопольской биол. станции, 1936, т. 5.

Поликарпов Г. Г. О накоплении осколочных радиоизотопов морскими организмами, I. Аккумуляция бентосными растениями и животными стронция-90, иттрия-91 и церия-144.— Науч. докл. высш. школы. Биол. науки, 1960, № 3.
Поликарпов Г. Г. Материалы по коэффициентам накопления P^{32}, S^{35}, Y^{91}, Cr^{137} и Ce^{144} в морских организмах.— Труды Севастопольской биол. станции, 1961, т. 14.
Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964.
Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я. О перспективах применения понятия «коэффициент накопления» в морской радиоэкологии, I.— Океанология, 1965, т. 5, вып. 6.
Поликарпов Г. Г., Парчевский В. П., Соколова И. А., Кулебакина Л. Г., Баранова-Рындина Д. Д., Парчевская Д. С., Забурунова И. С. Стронций-90 в водорослях, цветковых растениях, моллюсках, ракообразных и рыбах Черного моря (1965—1966). — Докл. науч. комитета ООН по действию атомной радиации, XVII сессия, 1967.
Полуэктов Н. С. Методы анализа по фотометрии пламени. М., Госхимиздат, 1959.
Попов Н. И., Орлов В. М., Патин С. А., Ушакова Н. П. Стронций-90 в поверхностных водах Индийского океана в 1960—1961 гг.— Океанология, 1964, т. 4, вып. 3.
Тамонтьев В. П., Бруевич С. В. Стронций в водах Тихого и Индийского океанов и Черного моря.— Труды Ин-та океанологии, 1964, т. 17.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. (Автореф. докт. дисс.) Свердловск, 1962.
Урбах В. Ю. Биометрические методы. (Статистическая обработка опытных данных в биологии, сельском хозяйстве и медицине.) М., «Наука», 1964.
Хальд А. Математическая статистика (с техническими приложениями). М., Изд-во иностр. лит., 1956.
Bowen H. J. M. Strontium and barium in sea water and marine organisms.— J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 1956, v. 35, N 63.
Bryan G. W., Preston A., Templeton W. L. Accumulation of radionuclides by aquatic organisms of economic importance in the United Kingdom.— Disposal of radioactive Wastes into seas, oceans and surface waters. Proc. of a Symp. Vienna, 1966.
Fukai R. A note of the strontium-90 content of marine organisms as an index for variations of strontium-90 in sea water.— Bull. Inst. Océánogr. Monaco, 1964, v. 63, N 1307.
Mauchline J., Taylor A. M. The accumulation of radionuclides by the Thornback ray Raja clavata L. in the Irish sea.— Limnology and Oceanography, 1964, v. 9, N 3.
Mauchline J., Templeton W. L. Strontium, calcium and barium in marine organisms from the Irish sea.— J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer., 1966, v. 30, N 2.
Polikarpov G. G., Zaitsev Yu. P., Barinov G. V., Parchevsky V. P. General features of the concentration processes of radioactive substances by hydrobionts in different seas of the World ocean.— Radioecological Concentration Processes. Aberg B. and Hungate F. P., eds. Pergamon Press, London, 1967.
Templeton W. L. The transfer of radionuclides from the environment through food, air and water to man. (b) Aquatic food products.— FAO (WHO) IAEA.— Seminar on the Agricult. and Publ. Health Aspects of Radioactive Contamination in Normal and Emergency Situations. Schveningen, Holland, 1961.
Velten R. G., Goldin A. S. Simplified extraction of strontium-90. Preferential extraction of yttrium with tributyl phosphate.— Anal. Chem., 1961, v. 33, N 1.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

УРАН-238 В ЧЕРНОМОРСКИХ ОРГАНИЗМАХ

Н. С. РИСИК, Г Г ПОЛИКАРПОВ, Х. АБДУЛЛАЕВ

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь
Физико-технический институт АН Таджикской ССР, г. Душанбе

Несмотря на большое количество работ по урану, этот элемент остается мало изученным с радиоэкологической точки зрения. Экспериментальные исследования, проведенные в отделе радиобиологии Института биологии южных морей АН УССР, выявили способность черноморских организмов накапливать уран-238 из морской воды (Поликарпов, 1960). В дальнейших исследованиях необходимо было выяснить накопление урана-238 морскими организмами в естественных условиях и определить коэффициенты накопления его в ряде черноморских организмов.

В данной работе применялся метод, предложенный Прайсом и Уолкером в 1962 г. (Price, Walker, 1962а). Метод основан на использовании помещаемых вплотную к исследуемому образцу диэлектрических детекторов осколков деления (Price, Walker, 1962б). Затем образец и детектор облучаются потоком тепловых нейтронов, которые вызывают деление ядер урана-235. Осколки деления ядер урана попадают в детектор и создают в нем нарушения структуры, имеющие форму треков (диаметром 100 Å и длиной порядка 10 *мк*). После облучения детектор подвергается химическому травлению, в результате которого следы осколков увеличиваются в диаметре до 5—10 *мк*, поэтому нетрудно найти их при помощи обычных оптических микроскопов (Абдуллаев и др., 1967а). На основании данных о потоках нейтронов, сечении деления урана-235 тепловыми нейтронами и плотности осколков вынужденного деления определяется концентрация урана в исследуемом образце.

Поскольку препарат урана и образец облучались в одинаковых условиях, концентрацию урана определяли из соотношения плотностей следов от осколков, зарегистрированных на этом детекторе, по формуле (Абдуллаев и др., 1967б)

$$C_в = \frac{C_а N_2 E_1}{N_1 R_{эфф}},$$

где N_1 и N_2 — плотности следов осколков деления на детекторах, находившихся в контакте с препаратом, и исследуемом образце;
$C_а$ — количество делящихся веществ на препарате, *мг/см*^{2};
E_1 — эффективность детектора, находившегося в контакте с препаратом;
$R_{эфф}$ — эффективная толщина исследуемого образца;
$C_в$ — количество делящегося вещества, *г/г*.

Эффективность метода определяется содержанием урана в самом детекторе. В качестве детектора использовали лавсан, концентрация урана в котором менее 10^{-10} *г/г*.

Морские организмы собирали с помощью легководолазной техники в районе Карадага (в Крыму). Образцы морских организмов высушивали до постоянного веса, а затем сжигали в муфельной печи при 500—600° С в течение 5—6 *ч*. Золу перемешивали и помещали в лавсановые пакеты размером 2,5×2 *см*. Толщина слоя золы в препаратах достигала 20—30 *мг/см*^{2}.

Образцы облучали нейтронами на реакторе. Интегральный поток составлял 10^{14} нейтронов на 1 *см*^{2}. После облучения слои лавсана подвергали травлению КОН с удельным весом 1,35 *г/см*^{3} при 20° С в течение 16 *ч*.

Определение плотности следов осколков производили путем просмотра лавсановых детекторов при помощи микроскопов, с увеличением в 150 раз.

Уран-238 в гидробионтах Черного моря (район Карадага, в Крыму)

Гидробионты	Время взятия проб (1967 г.)	Сырой вес/вес золы	Содержание урана		Коэффициент накопления
			г/г золы	*г/г* сырого веса	
Водоросли					
Cystoseira barbata Good et Woud	17/VII	13,0	$9,24 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-7}$	355
То же	19/VIII	17,3	$1,00 \cdot 10^{-5}$	$6,90 \cdot 10^{-7}$	345
»	24/IX	24,0	$7,88 \cdot 10^{-6}$	$3,28 \cdot 10^{-7}$	164
»	11/X	20,8	$5,37 \cdot 10^{-6}$	$2,58 \cdot 10^{-7}$	129
Padina pavonia	28/IX	10,9	$7,30 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-7}$	335
То же	22/X	10,2	$4,52 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-7}$	220
»	27/X	11,0	$2,47 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	110
Phyllophora nervosa (DC) Grew	27/VII	4,5	$1,90 \cdot 10^{-6}$	$4,30 \cdot 10^{-7}$	215
То же	11/VIII	4,2	$1,30 \cdot 10^{-6}$	$3,10 \cdot 10^{-7}$	155
Cladophora sp.	23/VIII	24,4	$1,04 \cdot 10^{-6}$	$4,30 \cdot 10^{-8}$	21,5
То же	12/VIII	22,0	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$6,50 \cdot 10^{-8}$	22,0
Моллюски					
Mytilus galloprovincialis — тело	16/VII	23,1	$5,96 \cdot 10^{-6}$	$2,57 \cdot 10^{-7}$	128
То же — раковины	16/VII	1,2	$1,64 \cdot 10^{-6}$	$1,36 \cdot 10^{-6}$	680
Rapana thomasiana Nordman — тело	12/VIII	18,0	$9,71 \cdot 10^{-7}$	$5,4 \cdot 10^{-8}$	27,0
Rapana thomasiana Nordman — раковины	12/VIII	1,2	$2,16 \cdot 10^{-7}$	$1,81 \cdot 10^{-7}$	95,0
Рыбы					
Scorpaena porcus	1/VIII	20,1	$2,17 \cdot 10^{-7}$	$1,08 \cdot 10^{-8}$	5,4
То же	19/VIII	20,2	$3,22 \cdot 10^{-7}$	$1,46 \cdot 10^{-8}$	7,3
Trachurus mediterraneus ponticus Aleev.	19/VII	28,3	$2,77 \cdot 10^{-6}$	$9,6 \cdot 10^{-8}$	48

Предварительные результаты определения концентраций урана в некоторых черноморских организмах приведены в таблице. Приняв, что концентрация урана в воде Черного моря $2,0 \cdot 10^{-9}$ *г/мл* (Агамиров, 1963), можно оценить его коэффициенты накопления. Коэффициент накопления показывает способность организма аккумулировать тот или иной изотоп и выражается отношением концентрации радиоизотопа в организме и в водном растворе (Поликарпов, 1964). Как видно из таблицы, наибольшие коэффициенты накопления наблюдаются у раковин мидий Mytilus galloprovincialis (680), а наименьшие — в рыбах Scorpaena porcus (5,4—7,3).

На рис. 1 показаны треки осколков деления урана из образца золы мидий.

Было обнаружено, что распределение урана в теле мидий крайне неравномерно. Встречаются скопления урана в виде его микрочастиц (рис. 2).

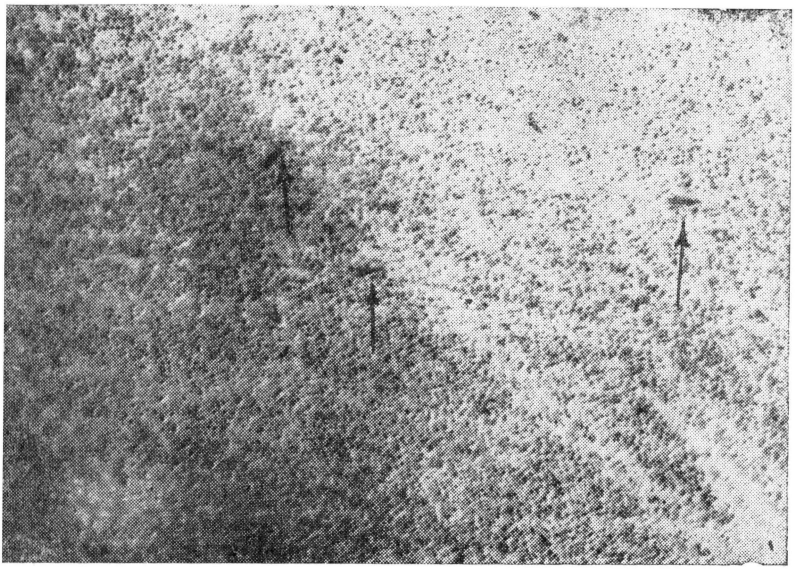


Рис. 1. Треки осколков деления урана из образца золы мидий.

Рис. 2. Микрочастицы урана в теле мидий.

Концентрация в них увеличивается по сравнению со средней на два-три порядка. Микрочастицы урана найдены как в золе тела мидий, так и в высушенном теле их.

Выводы

1. Определены концентрации и оценены коэффициенты накопления урана в естественных условиях в ряде черноморских организмов. Наибольшие коэффициенты накопления имеют раковины моллюсков, бурые и красные водоросли (сотни единиц), наименьшие — рыбы (несколько единиц).

2. Обнаружена неравномерность распределения урана в теле мидий.

ЛИТЕРАТУРА

Абдуллаев Х., Захватаев Б. Б., Перелыгин В. П. Определение концентрации урана в растениях по следам осколков деления урана. Препринт ОИЯИ 3-3396. Дубна, 1967а.

Абдуллаев Х., Капусцик А., Отгонсурен Х., Перелыгин В. П., Чултэм Д. Определение концентраций делящихся веществ в твердых телах. Препринт ОИЯИ, Р12-3243, 1967б.

Агамиров С. Ш. Геохимический баланс радиоактивных элементов в бассейне Черного моря.— Геохимия, 1963, № 6.

Поликарпов Г. Г. О способности морской водоросли *Ulva rigida* накапливать уран-238 из его равновесной смеси с торием-234. — Труды Севастопольской биол. станции АН СССР, 1960, т. 13.

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

Price P. B., Walker R. M. Chemical etching of charged — particle tracks in solids.— J. Appl. Phys., 1962a, v. 33, N 12.

Price P. B., Walker R. M. Elektron microscope observation of etched tracks from spollation recoils in mica.— Phys. Rev. Letters., 1962б, v. 8, N 5.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

СОДЕРЖАНИЕ И НАКОПЛЕНИЕ СТРОНЦИЯ В МОРСКИХ ГРУНТАХ И РАСТЕНИЯХ

Д. Д. РЫНДИНА

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Для выяснения роли мелководных грунтов и растений в судьбе радиостронция, попадающего в акватории, необходимо изучение накопления его живыми, мертвыми и разлагающимися морскими организмами, а также исследование сорбции этого изотопа морскими грунтами.

В отличие от сравнительно большого материала по коэффициентам накопления стронция живыми растениями (Бачурин и др., 1967; Polikarpov, 1966; Polikarpov et al., 1966), крайне мало сведений о способности мертвых гидрофитов извлекать этот элемент из морской воды (Поликарпов, 1961; Polikarpov, 1966). Немногочисленны и исследования сорбции стронция морскими грунтами (Виноградов, 1967; Cerrai et al., 1965; Schreiber, 1967). Нами сделана попытка выяснить некоторые вопросы, связанные с оценкой роли мелководных грунтов, мертвых гидрофитов и их детрита в миграции стронция в Черном море (Баранова, Поликарпов, 1965; Баранова, 1966; Баранова, 1967; Поликарпов и др., 1967).

Выяснение роли мелководных грунтов и растений в извлечении стронция из морской воды проводилось как в экспериментальных, так и в природных условиях. Результаты исследований по определению коэффициентов накопления стронция-90 мелководными грунтами, живыми и убитыми растениями, а также их детритом представлены в ряде работ (Баранова, Поликарпов, 1965; Баранова, 1966; Баранова, 1967; Поликарпов и др., 1967), основные выводы из которых могут быть сведены к следующему:

1. Стронций-90 слабо сорбируется некоторыми видами мелководных грунтов (особенно ракушей и песком).

2. Наибольшей сорбционной способностью по отношению к стронцию обладают мелководные илы (алевритовый с мидиевым биоценозом и фазеолиновый). Несмотря на различный механический и химический состав, они имеют сходные коэффициенты накопления, что обусловлено долевым участием фракции с величиной частиц менее 90 *мк*.

3. Прочность связи стронция-90 с грунтами незначительна. Он легко десорбируется как морской водой, так и 0,2 н. раствором соляной кислоты, соответственно, на 90,3 и 90,6%.

4. Высокие коэффициенты накопления стронция-90 характерны для живых и убитых бурых водорослей. При их гибели и образовании детрита происходит выделение радиостронция в окружающую среду.

5. Небольшие коэффициенты накопления стронция-90 имеют живые и убитые (зеленые и красные) водоросли, цветковые растения, а также их детрит. (Исключение составляют *Bryopsis plumosa* (Huds) Ag., *Corallina officinalis* L.).

6. Роль детрита зеленых, красных и бурых водорослей, цветковых растений, а также мелководных грунтов в извлечении стронция-90 из морской воды незначительна из-за малой сорбционной способности.

Определение стабильного стронция в грунтах и растениях проводилось на пламенном спектрофотометре, собранном на блок-схеме Н. С. Полуэктова (1959). Грунты сначала высушивали до постоянного веса в сушильном шкафу (при 100—105° С), прокаливали в муфельной печи (при 500° С) в течение 6 *ч*; полученные остатки взвешивали, а затем навеску каждого грунта (1—2 *г*) плавили в платиновом тигле с 10 *г* карбоната натрия и калия (1 1) при 700° С в течение 3 *ч*.

Полученный сплав обрабатывали горячей водой, фильтровали через двойной фильтр — «синяя лента» — и промывали 0,5%-ным раствором углекислого натрия (Na_2CO_3). Фильтрат отбрасывали, а полученный осадок растворяли в 50 *мл* 5 н. раствора соляной кислоты (HCl), промывали горячей дистиллированной водой, а затем нейтрализовали при слабом нагревании водным раствором аммиака в присутствии индикатора метилоранжа. Осадки гидроокисей отфильтровывали дистиллированной водой до отмывания ионов Ca^{++} и Sr^{++}. Ориентировочную концентрацию стронция определяли с помощью метода стандартов, а затем для точных измерений использовали метод добавок.

Содержание стабильного стронция в живых гидробионтах определяли по общепринятым методикам (Поликарпов и др., 1967; Бачурин и др., 1967). Живые гидробионты умерщвляли в автоклаве АВ-2 в течение 30 *мин* при давлении 1 *ат*, промывали отфильтрованной морской водой, просушивали фильтровальной бумагой, взвешивали на аналитических весах, сушили до постоянного веса в сушильном шкафу (при 100—105° С), сжигали в муфельной печи в течение 5—6 *ч* (при 500° С); полученную золу взвешивали. Дальнейшая обработка навесок, взятых для анализа, существенным образом не отличалась от методик, используемых в нашей лаборатории для определения стронция в живых гидробионтах. (Навески, взятые для анализа, трижды выпаривали в 12 н. растворе соляной кислоты и кипятили в дистиллированной воде). Полученный раствор отфильтровывали в мерную колбу через фильтр «синяя лента», который несколько раз промывали нагретой до 40—50° С дистиллированной водой.

Для получения детрита определенные навески живых гидробионтов (из расчета 20—30 *г/л*) помещали на длительный срок (33—36 суток) в сосуды с профильтрованной морской водой. Полученный детрит пропускали через фильтр «синяя лента», взвешивали и сушили до постоянного веса. Последующую обработку проб проводили по методикам, описанным выше.

Результаты опытов выражались количеством γ/*г* золы в виде коэффициентов накопления из расчета на сырой вес.

В табл. 1 приведены результаты экспериментальных определений стабильного стронция в некоторых мелководных грунтах Черного моря. Видно, что наибольшее количество стронция содержится в ракуше (1381,0 ± ± 108,0 γ/*г*) и песке (930,5 ± 65,8 γ/*г*), наименьшее — в глинистом иле (209,0 ± 18,7 γ/*г*), что соответствует коэффициентам накопления 305,0 ± 31,8; 221,5 ± 19,1; 49,7 ± 5,1 (из расчета на сухой вес). Содержание стронция в фазеолиновом иле по отдельным станциям изменяется в широких пределах: концентрация его колеблется от величин (276,0 ± 25,5 γ/*г*), близких по содержанию его в слабозаиленном песке (262,5 ± 24,4 γ/*г*) и алевритовом иле с мидиевым биоценозом (330,6 ± 8,0 γ/*г*), до значений (665,5 ± 8,0 γ/*г*), приближающихся к концентрации данного элемента в песке. Это разнообразие в содержании стабильного стронция в мелководных грунтах связано с их неоднородностью.

Таблица 1

Коэффициенты накопления стронция в некоторых мелководных грунтах Черного моря

Грунт	Координаты станции		Глубина грунта, *м*	Содержание стронция, γ/*г* грунта	Коэффициенты накопления		
	с. ш.	в. д.			в природных условиях	в лабораторных условиях (радиоактивные изотопы)	
						непрерывное взбалтывание	статические условия
Песок	46° 16′ 1″	38° 48′	10	930,5±56,8	221,5±19,1	1,4±0,0	0,7±0,0
Ракуша	44° 19′ 2″	38° 37′ 8″	10	1381,0±108,0	305,0±31,8	0,9±0,6	2,5±0,4
Слабо заиленный песок с остатками раковин *Venus gallina* L.; *Gouldia minima* Mtg.	43° 59′ 1″	39° 11′ 8″	25	262,5±24,4	62,5±6,1	4,2±0,3	3,9±0,2
Алевритовый ил с мидиевым биоценозом с остатками раковин *Mytilus galloprovincialis* L., *Cardium edule* L.	43° 29′	39° 48′ 9″	50	330,6±16,9	78,4±4,7	3,2±0,6	3,6±1,0
Фазеолиновый ил с остатками раковин *Modiola phaseolina* Phil.	44° 14′ 3″	38° 35′ 3″	100	501,3±65,2	119,3±17,3	4,4±0,2	2,7±0,0
то же	43° 27′ 4″	39° 47′ 4″	100	276,5±25,5	65,9±6,2	4,5±0,2	7,7±0,6
Поверхностный слой фазеолинового ила (0—4 *см*)	42° 59′ 3″	40° 25′ 8″	140	504,5±35,7	120,1±7,37	6,3±0,4	5,7±0,8
Глинистый ил с остатками раковин *Nassa reticulata* L.	Район Херсонесского маяка		78	665,8±20,7	158,5±4,7	5,0±0,2	4,9±0,6

В табл. 2 даны коэффициенты накопления стронция для двух фракций слабозаиленного песка и фазеолинового ила (в расчете на сухой вес). Высокие коэффициенты накопления (300,0±20,4 и 207,0±25,5, соответственно, для каждого грунта) характерны для фракции с величиной частиц более 0,1 *см*. Они близки к коэффициентам накопления стронция в раковинах живых моллюсков, являющихся определяющими формами этих грунтов.

Таблица 2

Коэффициенты накопления стронция отдельными фракциями грунтов

Грунт	0,1 *см*		0,009 *см*	
	Количество стронция, γ/г	Коэффициент накопления	Количество стронция, γ/г	Коэффициент накопления
Слабо заиленный песок с остатками раковин *Venus gallina* L., *Gouldia minima* Mtg.	1260±92,6	300,0±20,4	206,5±21,3	49,2±4,90
Фазеолиновый ил с остатками раковин *Madiola phaseolina* Phil . .	870,0±82,0	207,1±25,5	149,3±22,8	35,5±5,4

Коэффициенты накопления для фракций, состоящих из частиц размером менее 0,009 *см* этих же грунтов, соответственно, равны 49,2±4,9 и 35,5± ±5,4 и весьма близки к коэффициентам накопления этого элемента в глинистом иле (49,7±5,1), содержащем незначительное количество раковин *Nassa reticulata* L.

Сравнение величин коэффициентов накопления стабильного и радиоактивного стронция приводит на первый взгляд к несколько противоречивым выводам. И действительно, коэффициенты накопления стронция в ракуше в 200—320 раз превышают таковые стронция-90, а в песке в 160—320 раз (см. табл. 1). Такое отличие обусловлено несколько иным подходом к изучению коэффициентов накопления стабильного и радиоактивного стронция. При определении коэффициентов накопления последнего учитывались кратковременные физико-химические процессы, которым подвергается стронций-90 при попадании в воду (при+18° С), и совершенно не рассматривалось участие морских организмов в извлечении этого элемента из морской воды и последующая судьба его после гибели организмов и образования детрита. А между тем остатки раковин многочисленных моллюсков, некогда обитавших в грунте, могут содержать значительные количества стронция.

Результаты по определению стабильного стронция в живых и убитых растениях и их разлагающихся частях приведены в табл. 3. Из нее следует, что наибольшее количество этого элемента содержится в живых бурых водорослях — *Cystoseira barbata* (Good et Wood) Ag., *Padina pavonia* Gaill. и зеленой водоросли — *Bryopsis plumosa* (Huds.) Ag.

Содержание стронция в красных водорослях — *Corallina officinalis* (L.), *Gelidium latifolium* (Grev) Born et Thur., *Phyllophora nervosa* (D. C.) Grev. несколько меньше.

Содержание стабильного стронция в золе убитых растений (*Bryopsis plumosa* и *Phyllophora nervosa*) значительно меньше, чем в золе живых, что сказывается и на уменьшении коэффициентов накопления до 3,1±0,2 — — 16,5±0,6 и 6,5±2,2 единиц. *Enteromorpha compressa*, *Ulva lactuca*, *Cystosiera barbata* сохраняют его почти в неизменном количестве. Разлагающиеся части *Cystoseira barbata*, *Corallina officinalis*, *Polisiphonia elongata* (Huds). Harv. прочно удерживают накопленный при жизни стронций, коэффициенты

Содержание стабильного стронция в живых,

Гидробионты	Время сбора	Место сбора	Содержание стронция,	
			Живые растения	Убитые растения
Зеленые водоросли				
Bryopsis plumosa (Huds.) Ag.	Июль 1965	Артиллерийская бухта	5255,0±595,0 7840,0±620,0	439,0±38,5 1643,0±140,0
	Июль 1967	То же	6976,0±228,0	—
Enteromorpha compressa (L.) Grev.	Июль 1965	Херсонесская бухта	185,0±10,7	228,5±7,0
Ulva lactuca (L.)	Июль 1965	Артиллерийская бухта	390,6±2,4	364,5±11,7
Бурые водоросли				
Cystoseira barbata (Good et Wood) Ag.	Июль 1965	Херсонесская бухта	—	5500,0±237,0
	Март 1967	То же	5395,0±99,5	7660,1±5,0
	Июль 1965		—	4950,0±350,0
Padina pavonia Gaill.	Июнь 1967	Круглая бухта	10200±750,0	66200,0±289,0
Красные водоросли				
Corallina officinalis (L.)	Июль 1965	Херсонесская бухта	2224,7±61,0	2112,5±298,0
	Июль 1966	Артиллерийская бухта	322,0±3,1	377,4±12,3
Gelidium latifolium (Grev.) Born et Thur.	Июнь 1965	То же	1635,2∓75,0	1677,5±79,9
Phyllophora nervosa (D. C.) Grev.	Июль 1965	Круглая бухта	817,8±14,0	337,1±7,4
	Март 1967	То же	—	1200,2±223,0
Polisiphonia elongata (Huds.) Harv.	Июль 1965		694,3±6,2	780,0±12,3
Цветковые растения				
Zostera marina (L.)	Июль 1965		—	620,0±49,0
	Март 1967		1297,0±247,2	1529,0±10,1

Примечание. K_1 — коэффициенты накопления стабильного стронция; K_2 — коэффициенты

Таблица 3

убитых растениях и их разлагающихся частях

γ/г	Коэффициенты накопления (на сырой вес)					
	Живые растения		Убитые растения		Детрит	
Детрит	K_1	K_2	K_1	K_2	K_1	K_2
—	36,8±3,7	3,1±0,2	1,2±0,2	—	5,9±0,4	—
1480,0±175,0	60,2±4,5	—	16,5±0,6	—	20,1±2,1	—
2285,0±350,0	45,1±1,7	—	—	—	14,6±2,3	—
—	1,6±0,2	0,8±0,0	1,9±0,7	1,2±0,0	—	1,0±0,2
416,0±6,2	4,2±0,1	1,0±0,0	3,9±0,6	1,1±0,0	1,8±0,1	1,0±0,0
—	—	42,1±2,0	—	24,3±1,8	—	3,91±4
7760,0±5,0	50,3±2,0	—	69,7±7,2	—	48,5±2,5	—
—	—	25,3±3,4	81,8±7,3	18,6±1,4	—	5,1±0,4
6700,0±620,0	166,0±12,2	—	114,6±3,5	—	81,0±7,3	—
1755,0±292,0	127,3±3,8	3,8±0,2	121,4±17,4	2,5±0,2	116,6±2,1	4,0±0,4
1231,7±99,0	2,6±0,3	1,4±0,0	4,0±1,1	0,9±0,0	10,0±0,3	1,7±0,2
2265,0±138,0	19,2±1,0	1,3±0,0	16,3±1,3	1,1±0,2	19,6±1,5	2,6±0,2
1673,0±410,0	10,0±1,3	2,2±0,4	6,5±2,2	1,4±0,2	27,1±1,4	1,2±0,0
1673,0±410,0	—	—	12,2±1,9	—	—	—
633,5±75,0	9,3±0,9	2,3±0,0	8,8±2,5	2,0±0,2	6,6±1,0	1,5±0,0
—	—	2,5±0,2	10,0±1,1	3,3±0,2	—	2,1±0,2
1613,5±219,0	30,9±5,3	—	16,5±1,0	—	10,0±1,2	—

накопления стронция-90, определенные в экспериментальных условиях.

накопления их очень близки к коэффициентам накопления живых и соответственно, равны 48,5±2,5; 116,6±2,1; 6,6±1,0. Увеличение содержания стронция в остатках убитых растений по мере их разложения (на 1 *г* золы) наблюдается, например, у *Ceramium rubrum* (1231,7±99,0 γ/*г*), *Gelidium latifolium* (2265,0±138,0), *Phyllophora nervosa* (1673,0±410,0 γ/*г*), и только у *Bryopsis plumosa* и *Zostera marina* (L.) можно отметить значительное уменьшение концентрации стронция в золе к концу эксперимента.

Сравнение величин коэффициентов накопления стабильного и радиоактивного стронция показывает, что более высокие величины коэффициентов накопления стабильного стронция характерны для большинства растений (*Bryopsis plumosa*, *Corallina officinalis*, *Gelidium latifolium*, *Phyllophora nervosa*, *Polisiphonia elongata*, *Zostera marina*), находящихся в одинаковом физиологическом состоянии (живые, убитые, детрит), и только некоторые из них (живые и убитые) имеют сходные величины коэффициентов накопления стабильного и радиоактивного стронция.

Это, по-видимому, связано с участием стронция в процессах жизнедеятельности растений и нахождением его как в клеточных растворах, так и в структурных образованиях.

Таким образом, только комплексное изучение коэффициентов накопления стабильного и радиоактивного стронция позволит выяснить механизм извлечения его из морской воды грунтами и растениями, а также возможные пути миграции в море.

Выводы

1. Несмотря на свою незначительную сорбционную способность относительно стронция-90, грунты оказывают известное влияние на процесс миграции его в море, так как он концентрируется бентосными организмами (моллюсками), после гибели обогащающими грунт этим элементом.

2. Высокие коэффициенты накопления стабильного стронция и стронция-90 характерны для убитых бурых водорослей. Это, по-видимому, связано с содержанием в них альгиновых кислот, которые даже после гибели растений способны присоединять стронций из окружающей среды.

3. В состав бурых и красных водорослей, а также цветковых растений входит обменный и необменный стронций. Коэффициенты накопления его можно определить при изучении равновесной системы «активная морская вода — гидробионт». Определение необменного стронция возможно только при изучении всего периода жизни организмов.

4. В связи с особенностями распространения донной растительности и мелководных грунтов в Черном море необходимо учитывать возможность концентрирования стронция в его литорали.

ЛИТЕРАТУРА

Баранова Д. Д. Сравнительное изучение сорбции и десорбции различных радионуклидов морскими мелководными грунтами. II Международный океанографический конгресс. (Тезисы докл.) М., «Наука», 1966.

Баранова Д. Д. Сравнительное изучение сорбции и десорбции различных радионуклидов морскими мелководными грунтами. — Вопросы биоокеанографии. Киев, «Наукова думка», 1967.

Баранова Д. Д., Поликарпов Г. Г Сорбция стронция-90 и цезия-137 алевритовыми илами Черного моря.— Океанология, 1965, т. 5, вып. 4.

Бачурин А. А., Кулебакина Л. Г., Поликарпов Г. Г. Коэффициенты накопления кальция, стронция и стронция-90 в некоторых морских гидробионтах.— Радиобиология, 1967, т. 7, вып. 3.

Виноградов А. П. Введение в геохимию океана. М., «Наука», 1967.

Поликарпов Г. Г. Роль детритообразования в миграции стронция-90, цезия-137 и церия-144. Опыты с морской водорослью *Cystoseira barbata*.— Докл. АН СССР. 1961, т. 136, № 4.

Поликарпов Г. Г., Парчевский В. П., Соколова И. А., Кулебакина Л. Г., Бачурин А. А., Баранова-Рындина Д. Д., Парчевская Д. С., Забурунова И. С. Стронций-90 в водорослях, цветковых растениях, моллюсках, ракообразных и рыбах Черного моря (1965—1966 гг.) — Докл. научн. комитета ООН по действию атомной радиации, XVII сессия, 1967.

Полуэктов Н. С. Методы анализа по фотометрии пламени. М., Госхимиздат, 1959.

Cerrai E., Schreiber B., Triulzi C. Strontium-90 in Upper Layers of Coastal Sediments of the Ligurian Sea and Contribution of some Radionuclides to their Radioactivity.— Energia Nucleare, 1965, v. 12, N 10.

Polikarpov G. G. Radioecology of aquatic organisms. North — Holland Publ. Co., Reinhold Book Div. Amsterdam — N.-Y., 1966.

Polikarpov G. G., Zaitsev Yu P., Barinov G. V., Parchevsky V. General neatures of Concentration Processes of Radioactive Substances by Hidrobionts in Different Seas of World Ocean. In Radioecological Concentration Processes Proc. of Internat.— Symp. in Stockholm 25—29 April 1966.

Schreiber B. Ecology of "Acantaria" in Relation to Sr circulation in the Sea (Radionuclides in Marine Plankton and in Coastal Sediments).— Disposal of Radioactive wastes, Intern. Atomic Energy Agency (Vienna), 1967, v. 11.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

СМЕЩЕНИЯ СООТНОШЕНИЙ Cs/K В МОРСКИХ И ПРЕСНОВОДНЫХ ГИДРОБИОНТАХ ПО СРАВНЕНИЮ СО СРЕДОЙ ОБИТАНИЯ

Д. Г. ФЛЕЙШМАН, И. А. СКУЛЬСКИЙ, В. Г. ЛЕОНТЬЕВ, И. В. БУРОВИНА

Институт эволюционной физиологии и биохимии им. И. М. Сеченова АН СССР, г. Ленинград

Накопление цезия-137 гидробионтами во многом определяется особенностями накопления его неизотопного носителя калия, однако величины коэффициентов накопления цезия и калия P_{Cs} и P_K могут значительно различаться в зависимости от степени смещения соотношения $\frac{Cs}{K}$ в организмах по сравнению с водой. Численные значения коэффициентов смещения (дискриминации)

$$D_{Cs}=\frac{P_{Cs}}{P_K}=\frac{\left[\frac{Cs}{K}\right]_{\text{гидробионт}}}{\left[\frac{Cs}{K}\right]_{\text{вода}}}$$

могут быть рассчитаны, в частности, если известны концентрации стабильного цезия и калия в гидробионтах и в воде.

Концентрации стабильного цезия в воде морей и океанов определены в последние годы рядом авторов с помощью методов пламенной фотометрии (Feldman, Rains, 1964; Folsom et al., 1964) и нейтронного активационного анализа (Smales, Salmon, 1955; Bolter et al., 1964; Bryan et al., 1966). Полученные значения для морской воды составляют 0,3—0,5 *мкг/л*. Данных о содержании цезия в пресных водах почти нет. В работе Фельдмана и Рэйнса (Feldman, Rains, 1964) методом пламенной фотометрии для водопроводной воды получено значение 0,026 *мкг/л*.

Вышеуказанными методами концентрации стабильного цезия определены и в некоторых гидробионтах (Smales, Salmon, 1955; Bryan et al., 1966; Yamagata, 1962a).

В настоящей работе для определения цезия в морской и пресной воде, а также в гидробионтах использован масс-спектрометрический метод изотопного разбавления. Этим же методом определен в исследованных образцах второй микроаналог калия — рубидий. Калий определяли на пламенном фотометре фирмы «Цейсс». Методика определений цезия и рубидия в биологических образцах и часть данных о содержании этих элементов в гидробионтах были опубликованы нами ранее (Буровина и др., 1963а; Буровина и др., 1963б; Буровина и др., 1964; Скульский и др., 1967; Burovina et al., 1965).

В табл. 1 приведены результаты измерений содержания цезия, рубидия и калия в воде Баренцова и Черного морей и озер Ближнего и Дальнего (Камчатка).

Содержание калия и его микроаналогов в воде Баренцова моря примерно вдвое выше, чем в воде Черного моря. Содержание калия в воде озер приблизительно в тысячу раз ниже, чем в морской, а между собой озера различаются по содержанию калия в три раза. Соотношение Cs/K и Rb/K в воде исследованных озер в несколько раз выше, чем в морской воде.

Таблица 1

Содержание цезия, рубидия и калия в воде

Место, где взята проба	Цезий		Рубидий		Калий, *мг/л*
	мкг/л	Атомов Cs на 10^6 атомов калия	*мкг/л*	Атомов Rb на 10^6 атомов калия	
Баренцово море (прибрежн. зона)	0,48	0,37	117	140	380
Черное море	0,17	0,22	53	105	230
Оз. Ближнее	0,0124	5,4	0,64	435	0,67
Оз. Дальнее	0,0043	4,6	0,17	286	0,27

Примечание. Средние квадратичные ошибки при измерении цезия и рубидия — около 5%, при измерении калия — около 3%.

В табл. 2 приведены концентрации и коэффициенты накопления калия, рубидия и цезия в гидробионтах перечисленных бассейнов. Для цезия и рубидия приведены также значения коэффициентов дискриминации.

Содержание калия в мышцах рыб колеблется незначительно и практически не зависит от содержания этого элемента в окружающей среде. Поэтому коэффициенты накопления калия тем выше, чем ниже его концентрация в воде. Коэффициенты накопления цезия и рубидия в рыбах также наиболее высоки в том случае, когда содержание калия в среде обитания самое низкое (оз. Дальнее). Эти результаты хорошо коррелируют с данными финских исследователей, которые обнаружили, что у рыб одного и того же вида, обитающих в различных озерах, содержание цезия-137 приблизительно обратно пропорционально содержанию калия в озерной воде (Kolehmainen et al., 1966).

Хотя коэффициенты накопления всех трех элементов — калия, рубидия и цезия — у рыб определяются, в основном, содержанием калия в воде, их численные значения, как видно из табл. 2, в ряде случаев существенно различаются ($D \neq 1$), причем эти различия наблюдаются не только у рыб, но и у других гидробионтов. У всех исследованных морских гидробионтов $D_{Cs} > 1$, т. е. цезий дискриминирует в организме калий. У пресноводных гидробионтов наблюдается как обеднение, так и обогащение калия цезием. Сравнение значений коэффициентов дискриминации цезия у пресноводных гидробионтов разных трофических уровней позволяет сделать некоторые выводы о факторах, влияющих на степень дискриминации.

В зоопланктоне оз. Дальнего $D_{Cs} = 0{,}24$. Зоопланктон является пищей для красной и для колюшки. В красной значение D_{Cs} совпадает с таковым в планктоне, но в колюшке около единицы, т. е. дискриминации калия цезием не наблюдается. Возможно, что в пище колюшки, кроме зоопланктона, есть какие-то компоненты с более высоким соотношением Cs/K, но высокое значение коэффициента дискриминации у гольцов (1,5), питающихся колюшкой и красной, показывает, что величина смещения Cs/K в рыбах зависит от двух факторов: от соотношения этих элементов в пище и от особенностей функционирования систем, поддерживающих концентрацию калия в организме на определенном уровне.

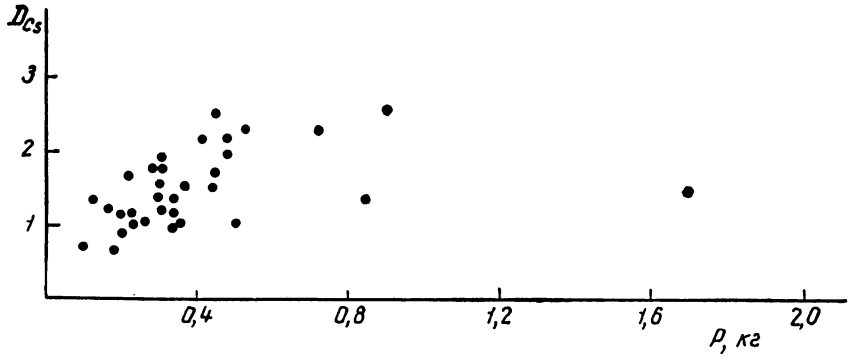
В исследованиях с радиоактивным цезием было показано, что выведение цезия из организма человека и животных происходит медленнее, чем выведение калия (Harrison, Mc Neill, 1964; Yamagata, 1962б). Показано также, что у человека и у рыб (Liden, 1964; Häsänen et al., 1967) период полувы-

Содержание и коэффициенты накопления цезия, рубидия и калия в морских и пресноводных гидробионтах * *Таблица 2*

Гидробионт	Ткань	Концентрация, *г/кг* сырого веса			Коэффициент накопления			Коэффициент дискриминации	
		$Cs \cdot 10^{-6}$	$Rb \cdot 10^{-4}$	K	P_{Cs}	P_{Rb}	P_K	D_{Cs}	D_{Rb}
Баренцово море									
Медуза — *Cyanea arctica*	Мышца	2,6	0,82	0,69	5,4	0,7	1,8	3,0	0,4
Актиния — *Metridium senile*	»	4,9	8,9	2,4	10,2	7,6	6,3	1,6	1,2
Голотурия — *Cucumaria frondosa*	»	9,2	13,7	3,3	19,2	11,7	8,7	2,2	1,3
Мидия — *Mytilus edulis*	»	10,9	10,9	2,2	22,7	9,3	6,0	3,8	1,5
Гребешок — *Pecten islandicus*	»	7,4	26,5	3,3	15,4	22,6	8,7	1,8	2,6
Пескожил — *Arenicola marina*	»	13,5	10,9	3,0	28,1	9,3	7,9	3,6	1,2
Краб — *Hyas araneus*	»	22,7	8,9	3,7	47,0	7,6	9,7	4,8	0,8
Пикша — *Melanogrammus aeglifinus*	»	14,5	7,6	4,3	30,0	6,5	11,3	2,7	0,6
Водоросли **	Целиком	15	15,8	7,2	45,0	13,5	19,0	2,4	0,7
Черное море									
Мидия — *Mytilus galloprovincialis*	Мышца	2,8	8,4	2,4	16,4	15,8	10,5	1,6	1,5
Рапана — *Rapana besoar*	»	11,9	11,1	2,7	70,0	21,0	11,7	6,0	1,8
Краб — *Carcinus maenas*	»	21,3	7,6	3,3	135,0	14,4	14,3	9,4	1,0
Пикша — *Odontogadus euxinus*	»	11,0	8,7	4,4	65,0	16,4	19,0	3,4	0,9
Ставрида — *Trachurus trachurus*	»	11,9	10,1	3,6	70,0	19,1	15,6	4,5	1,2
Оз. Ближнее									
Водоросль — *Spyrogira*	Целиком	7,6	1,4	0,75	610	220	1100	0,6	0,2
Беззубка — *Anodonta* sp.	Мышца	6,0	8,8	0,52	485	1380	770	0,6	1,8
Красная — *Oncorhynchus nerka*	»	17,0	46,0	4,0	1360	7200	5900	0,23	1,2
Колюшка — *Gasterosteus aculeatus*	Тушки	54,0	21,6	2,6	4350	3400	3800	1,1	0,9
Оз. Дальнее									
Водоросль — *Cladophora*	Целиком	29,0	7,0	2,4	6700	4100	8800	0,8	0,5
Личинка ручейника — *Triaedacnus*	»	10,4	19,5	2,0	2400	11400	7300	0,3	1,5
Зоопланктон —	»	3,8	13,8	1,0	900	8100	3700	0,24	2,2
Моллюск — *Limnea ovata*	Мышца	15,3	6,8	0,75	3600	4000	2700	1,3	1,5
Красная — *Oncorhynchus nerka*	»	22,8	42,0	4,7	5300	24600	17100	0,3	1,4
Колюшка — *Gasterosteus aculeatus*	Тушки	42,0	29,2	3,1	9800	17200	11300	0,9	1,5
Голец — *Salvelinus malma*	Мышца	99,0	55,0	4,2	23000	32300	15400	1,5	2,1

* Средняя квадратичная ошибка при измерениях около 5%.
** По литературным данным (Smales, Salmon, 1955; Боровик-Романова, 1946).

ведения цезия увеличивается с возрастом. Мы исследовали зависимость величины коэффициента дискриминации D_{Cs} в гольцах оз. Дальнего от веса рыб (см. рисунок). В табл. 3 приведены результаты исследования зависимости коэффициентов дискриминации D_{Cs} от размеров колюшки.



Коэффициент дискриминации цезия в озерных гольцах в зависимости от веса рыб.

Существование корреляции между коэффициентом дискриминации цезия и весом (или размером) рыб указывает, возможно, на то, что величина смещения Cs/K (как и период полувыведения цезия) связана с особенностями функционирования почечных структур, меняющимися с возрастом.

Таблица 3

Содержание калия, цезия и рубидия и коэффициенты дискриминации (Cs/K, Rb/K) в тушках колюшки оз. Дальнего

Длина рыб, *см*	Пол	Концентрация, *г/кг* сырого веса			Коэффициент дискриминации	
		$Cs \cdot 10^{-6}$	$Rb \cdot 10^{-4}$	K	D_{Cs}	D_{Rb}
8—10	♀	43	27	3,0	0,89	1,4
7—9	♂	54	32	3,4	0,98	1,4
7—8	♀	36	31	3,1	0,72	1,5
5—6	Смесь	35	27	3,1	0,72	1,4
4,5—5	»	25	24	2,3	0,66	1,6

Из всех рассмотренных примеров следует, что закономерности распределения рубидия не повторяют закономерностей распределения цезия. Калий, рубидий и цезий накапливаются в самых разнообразных соотношениях в различных гидробионтах и при различных условиях их существования. По-видимому, эти соотношения характеризуют химическую специфичность тех структур, которые регулируют концентрацию калия в живых организмах.

ЛИТЕРАТУРА

Боровик-Романова Т. Ф. Рубидий в биосфере.— Труды биогеохимической лаборатории, 1946, т. 8.

Буровина И. В., Глазунов В. В., Леонтьев В. Г., Нестеров В. П., Скульский И. А. Щелочные элементы в эволюции морских организмов.— Ж. общ. биол., 1964, т. 25.

Буровина И. В., Глазунов В. В., Леонтьев В. Г., Нестеров В. П., Скульский И. А., Флейшман Д. Г., Шмитко М. Н. Содержание лития, натрия, калия, рубидия и цезия в мышцах морских организмов Баренцева и Черного морей.— Докл. АН СССР, 1963а, т. 149.
Буровина И. В., Нестеров В. П., Флейшман Д. Г. Масс-спектрометрический метод определения микроколичеств цезия.— Радиохимия, 1963б, т. 5.
Скульский И. А., Буровина И. В., Леонтьев В. Г. Особенности распределения натрия, калия, рубидия и цезия в организме пресноводных, проходных и морских рыб.— Ж. эволюционной биохимии и физиол., 1967, т. 3.
Bolter E., Turekian K. K., Schultz D. E. The distribution of Rb, Cs and Ba in the Oceans.— Geochim. Cosmochim. Acta, 1964, v. 28.
Bryan G. W., Preston A., Templeton W. L. Accumulation of radionuclides by aquatic organisms of economic importance in the United Kingdom.— Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. IAEA, Vienna, 1966.
Burovina I. V., Fleishman D. G., Nesterov V. P., Shmitko M. N., Skulsky I. A. Concentration of Common Caesium in Animal and Human Muscles.— Natur, 1965, v. 205.
Feldman C., Rains T. C. The Collection and Flame Photometric. Determination of Cesium.— Anal. Chem., 1964, v. 36.
Folsom T. R., Feldman C., Rains T. C. Variation of Cesium in the Ocean.— Science, 1964, v. 144.
Harrison J., Mc Neill K. G. The effect of chlorothiazicle on caesium-137 excretion in human subject.— Assessment of radioactivity in Man, v. 2. IAEA, Vienna, 1964.
Häsänen E., Kolehmainen S., Miettinen J. K.— Radioecological concentration Processes. Perg. Press, 1967.
Yamagata N. Estimation of the Levels of Caesium-137 in Seawater by the Analysis of Marine Organisms.— Nature, 1962a, v. 194.
Yamagata N. Balance of Potassium, Rubidium and Caesium between Japannese People and Diet and Assessments of their Biological Half — Times. — Nature, 1962b, v. 196.
Kolehmainen S., Häsänen E., Miettinen I. K. Cs-137 levels in fish of different limnological types of lakes in Finnland during 1963.— Health. Physics, 1966, v. 12.
Lidén K. The Metabolism of Caesium in Man.— Assessment of radioactivity in Man, v. 2. IAEA, Vienna, 1964.
Smales A. A., Salmon L. Determination by Radioactivation of small Amounts of Rubidium and Caesium in sea water and Related Materials of Geochemical Interest.— Analyst, 1955, v. 80.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О ФАКТОРАХ, ВЛИЯЮЩИХ НА РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ ОСКОЛОЧНЫХ НУКЛИДОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ СУШИ

В. Б. СТРАДОМСКИЙ

Гидрохимический институт, г. Новочеркасск

Изучение распределения долгоживущих продуктов деления в объектах внешней среды, в том числе и в поверхностных водах, в последние годы привлекает внимание многих исследователей. Это связано с тем, что радиоактивность как фактор загрязнения биосферы, вследствие все прогрессирующего использования атомной энергии, играет заметную роль.

Распределение и миграция радиоизотопов в природных водах имеют свои специфические особенности. Нужно подчеркнуть, что радиоактивные изотопы присутствуют в природных водах, как правило, в чрезвычайно малых концентрациях. Расчеты, выполненные нами на основе формул, приведенных в работе Н. Г. Гусева (1956), показали, что концентрация таких долгоживущих изотопов, как Sr^{90} и Cs^{137}, обусловленная глобальными выпадениями, составляет в поверхностных пресных водах 10^{-9} — 10^{-8} *мкг/л*, а Ru^{106} и Ce^{144} 10^{-10} — 10^{-9} *мкг/л*. Такие низкие концентрации неизбежно сказываются на поведении радиоизотопов в природных растворах.

Остановимся в первую очередь на тех факторах, которые определяют общие закономерности распределения радиоактивных элементов в природных водах.

Начиная с В. И. Вернадского (1922), важнейшим геохимическим фактором принято считать химические свойства каждого конкретного элемента, от которых зависит характер его распределения. При этом строение атомов и их ионные радиусы определяют миграционную способность химических элементов и их возможность принимать участие в очень важных процессах сорбции — десорбции (Вернадский, 1942, 1944).

Адсорбция радиоактивных элементов — одно из важнейших явлений, определяющих поведение большого числа радиоизотопов в растворах вообще и в природных водах в частности. Присутствуя в водах в микроконцентрациях, радиоактивные изотопы легко сорбируются твердой фазой, находящейся в контакте с раствором. При этом они могут замещать молекулы или ионы поверхностного слоя твердой фазы (первичная адсорбция), а также участвовать в построении внешней обкладки двойного электрического слоя на границе раздела двух фаз (вторичная адсорбция — Бреслер, 1957; Никольский, 1958). Первичная адсорбция подчиняется общим закономерностям ионного обмена, играющего важную роль в формировании химического состава природных вод.

На распределение радиоизотопов большое влияние оказывает химический состав природных вод, взвешенных веществ и донных отложений (ионный состав, состав органических веществ, концентрация водородных

ионов). Присутствие органических веществ в природных водах составляет их важнейшее отличие от искусственных солевых растворов. Причем взаимодействие осколочных нуклидов с органическими веществами начинается еще в атмосфере, поскольку пыль может содержать 20—30% органических веществ, и значительная часть радиоактивности атмосферных выпадений связана с органической фракцией (Баранов, Виленский, 1962). Концентрация водородных ионов может оказывать влияние на выщелачивание радиоизотопов из почв и донных отложений и способствовать их переходу в природные воды. Особенно большую роль в этих процессах играют воды, имеющие кислую реакцию. К таковым нужно отнести в первую очередь воды зоны сульфидного окисления и болотные, pH которых нередко ниже 4 (Алекин, 1953). Кроме того, концентрация водородных ионов играет важную роль в процессах сорбции — десорбции, протекающих в природных водах.

При оценке распределения долгоживущих осколочных нуклидов в поверхностных водах суши необходимо учитывать также характер водного питания, поскольку основная масса искусственных радиоизотопов поступает в водоемы и водотоки с поверхностно-склоновыми водами. В том случае, если питание осуществляется грунтовыми водами, поступление радиоизотопов, как правило, невелико.

На распределение долгоживущих изотопов оказывают влияние также физико-географические условия, в частности зонально-климатические, геологические и гидрологические особенности каждого конкретного региона. Климатические условия определяют интенсивность процессов выветривания и скорость химических реакций, протекающих на водосборе и в природных водах. Геологические условия сильно влияют на химический состав природных вод, а гидрологические (в частности, гидродинамические) особенности тесно связаны с интенсивностью промывания верхних слоев почвы водосбора и с условиями формирования изотопного состава воды открытых водоемов.

Влияние биологических и гидробиологических факторов на распределение радиоактивных изотопов в настоящем сообщении не рассматривается, так как это предмет, мало знакомый автору.

Наконец, исключительно важным фактором является форма нахождения изотопов в природных водах. В последние годы этот вопрос интересует многих исследователей. Однако, по мнению ряда авторов (Баранов, Виленский, 1962; Павлоцкая, Зацепина, 1966), такие сведения для природных вод почти отсутствуют.

Форма нахождения в большой степени определяет миграционную способность изотопов и, следовательно, их возможное содержание в природных водах.

Работы Мартелла (Martell, 1959), а также Велфорда и Коллинза (Welford, Collins, 1960) по исследованию растворимости радиоизотопов, содержащихся в атмосферных выпадениях, собственно, положили начало изучению форм нахождения осколков деления в объектах внешней среды. Все последующие авторы, как правило, сопоставляют свои данные с результатами, полученными названными выше исследователями.

В работах школы Н. В. Тимофеева-Ресовского (Тимофеева-Ресовская, 1963) радиоизотопы разделены на четыре группы (экви-, гидро-, педо- и биотропы) в зависимости от характера их относительного распределения в водоемах между водой, донными отложениями и биомассой. Такая классификация изотопов дает, по нашему мнению, первооснову для дальнейшей углубленной интерпретации причин такого распределения и в известной мере позволяет судить о возможной форме, в которой изотоп находится в природных водах.

Остановимся теперь более подробно на отдельных изотопах и оценим влияние перечисленных выше факторов (по крайней мере некоторых из них) на характер распределения Sr^{90}, Cs^{137}, Ru^{106} и Ce^{144}.

Стронций-90. По мнению Велфорда и Коллинза (Welford, Collins, 1960), свыше 95% выпадающих из атмосферы соединений Sr^{90} растворимы. Советские исследователи (Баранов, Виленский, 1962; Павлоцкая, Зацепина, 1966) считают, что соединения Sr^{90} на 70—80% растворимы в воде, причем радиостронций образует катионную (86%), анионную (8%) и нейтральную (6%) формы.

В движении Sr^{90} по цепочке атмосфера — почвы — поверхностно-склоновые воды — поверхностные воды суши участвует преимущественно растворимая форма. По-видимому, это исключительно катионная форма. В растворе может находиться 95—98% общего содержания Sr^{90} и только 2—5% приурочено ко взвешенным веществам (Середа, Бобовникова, 1965).

В природных водах Sr^{90} равномерно распределяется между водной фазой, донными отложениями и биомассой и относится к группе эквитропов (Тимофеева-Ресовская, 1963). Основная его масса обычно находится в растворе. На уменьшение миграционной способности Sr^{90} в природных водах в первую очередь могут влиять ионы Ca^{2+}. Их высокое содержание приводит к уменьшению коэффициента распределения Sr^{90} между твердой фазой и раствором в пользу первой. Влияние это сильно уменьшается в ряду $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+}$ (Орлова, 1965). Из анионов на уменьшение миграционной способности Sr^{90} более всего оказывают влияние ионы HCO_3^- и CO_3^{2-}, которые могут образовывать со Sr^{90} малорастворимые соединения, особенно в условиях, когда сдвиг карбонатного равновесия приводит к выпадению из раствора осадка $CaCO_3$, с которым осаждается Sr^{90}. Г А. Середа и Ц. И. Бобовникова (1965) показали, что между отношением $\frac{SO_4^{2-}}{HCO_3^-}$ в речных водах имеет место прямая корреляционная связь и что в водах сульфатного класса относительное содержание стронция выше, чем в водах гидрокарбонатного класса. Последнее связано с более высокой растворимостью сульфатов стронция по сравнению с карбонатами (Середа, Бобовникова, 1965; Страдомский, Коновалов, 1968). В водах северных районов (60—70° с. ш.), имеющих малую минерализацию, отношение $\frac{Sr^{2+}}{Ca^{2+}}$ может быть в 2—11 раз больше, чем в водах умеренного пояса (30—50° с. ш.). Рост этого отношения приводит к увеличению миграционной способности Sr^{90} в водах северной зоны, что при прочих равных условиях загрязнения Sr^{90} площади водосбора может привести к бо́льшему загрязнению флоры и фауны пресноводных водоемов, чем в умеренных и южных широтах.

Цезий-137. Есть сведения, что 70% соединений Cs^{137}, выпадающих из атмосферы, являются растворимыми (Welford, Collins, 1960). При этом катионная форма составляет 62—88%, анионная 12—15% (Павлоцкая, Зацепина, 1966). Однако подвижность цезия в поверхностных водах суши невелика, о чем говорит его относительное содержание, часто составляющее всего несколько процентов от суммарной активности четырех рассматриваемых изотопов. Cs^{137} является педотропом, легко сорбируется и накапливается донными отложениями (Тимофеева-Ресовская, 1963). Объясняется, это по-видимому, особенностями строения атома цезия, его электронных оболочек.

Склонность к адсорбции у ионов данной величины заряда в разбавленных растворах возрастает с увеличением истинного (негидратированного) ионного радиуса. Из всех катионов Cs^{+} имеет наибольший ионный радиус, равный 1,65 Å (Бокий, 1960), и наибольшую электронную поляризуемость в вод-

ных растворах—2,59 Å (Справочник химика, 1962). Однако сорбцию Cs^{137}, по-видимому, нельзя рассматривать только как обычное взаимодействие частиц различной полярности, поскольку они могут иметь одноименный заряд. Это более сложный процесс, связанный, вероятно, с ионным обменом, в котором наряду с ионами Cs^+ участвуют ионы Na^+ и K^+.

Сорбция Cs^{137}, как и многих других изотопов, легче всего происходит в слабощелочной среде (Агре, Корогодин, 1960), которая характерна для подавляющего большинства поверхностных пресных вод.

Рутений-106. Изотоп Ru^{106}, как и Sr^{90}, относится к эквитропам. При этом Ru^{106} образует растворимых соединений примерно в 1,5 раза меньше, чем Sr^{90}. Высокую подвижность Ru^{106} в природных водах трудно объяснить только за счет образования простых ионных соединений. По-видимому, значительная часть Ru^{106} в природных водах присутствует в виде растворимых комплексных соединений, поскольку Ru, как элемент платиновой группы, обладает ярко выраженной способностью к комплексообразованию. В растворах рутений может существовать в форме комплексных ионов или продуктов их гидролиза, которые также являются комплексами. Комплексы его могут содержать во внутренней сфере как неорганические, так и органические соединения (Бейлар, 1960).

Наибольший интерес представляют комплексные соединения с карбоновыми кислотами, выделяемыми корневой системой растений (лимонная, винная, яблочная и др.), а также с продуктами распада организмов (амины, аминокислоты). Эти вещества в тех или иных количествах присутствуют в природных водах и могут образовывать комплексы с Ru^{106}. Можно предположить, что именно эти формы обусловливают его высокую подвижность в природных условиях.

По нашим наблюдениям, на долю Ru^{106} в пресных водах может приходиться 25—30% от суммарной активности четырех долгоживущих изотопов, причем он почти поровну распределен между водной фазой и взвешенными веществами (Страдомский, 1967).

Церий-144. Изотоп Ce^{144} также весьма склонен к адсорбции и в равной степени накапливается биомассой (Тимофеева-Ресовская, 1963). Соединения Ce^{144}, поступающие на земную поверхность из атмосферы, растворимы примерно на 40% (Welford, Collins, 1960). При этом на долю катионной формы приходится в среднем 59%, на долю анионной 17 и на нейтральную 24 (Павлоцкая, Зацепина, 1966). По сравнению со Sr^{90} доля анионной и нейтральной форм у Ce^{144} значительно больше.

Катионная форма Ce^{144} (Ce^{3+}) легко гидролизуется («Радиоактивные загрязнения внешней среды», 1962) с образованием $Ce(OH)_3$, так как концентрация водородных ионов в большинстве природных вод выше pH 7 (Алекин, 1953). Гидрат окиси церия практически нерастворим (произведение растворимости $Ce(OH)_3 = 1{,}5 \cdot 10^{-20} - 3 \cdot 10^{-22}$ при 25° — Аксельруд, 1963) и способен сорбироваться взвешенными веществами и донными отложениями, возможно, в виде радиоколлоидов.

Заметная подвижность Ce^{144} в значительной мере обусловлена, по нашим представлениям, его способностью образовывать растворимые малодиссоциированные комплексные соединения с органическими кислотами (лимонной, щавелевой). Так, лимонная кислота образует с церием устойчивый анионный комплекс $[Ce(Cit)_2]^{3-}$ ($K_н^* = 1{,}9 \cdot 10^{-8}$ при 25° и pH=8 — Leal, 1959).

В исследованных нами водах Ce^{144} составлял 8—20% от общего содержания долгоживущих искусственных изотопов (Страдомский, 1967).

В заключение приведем два ряда радиоизотопов, характеризующие соотношения рассмотренных выше четырех изотопов в поверхностных водах суши,

* $K_н$ — константа нестойкости.

которые были получены нами в результате работ, выполненных на водосборах Дубовской гидрометеорологической обсерватории (Ростовская обл.) и Валдайской научно-исследовательской гидрологической лаборатории (Новгородская обл.) в 1965—1966 гг. Первый пункт приурочен к зоне недостаточного увлажнения, второй — к зоне достаточного.

Для вод зоны недостаточного увлажнения был получен ряд

$$Sr^{90}:Ru^{106}:Ce^{144}:Cs^{137}=1{,}0:0{,}64:0{,}42:0{,}06;$$

для вод зоны достаточного увлажнения

$$Sr^{90}:Ru^{106}:Ce^{144}:Cs^{137}=1{,}0:0{,}40:0{,}13:0{,}05.$$

Ф. Я. Ровинским (1967) для непроточных водоемов приводится ряд несколько иного вида — $Sr^{90}>Ru^{106}>Cs^{137}>Ce^{144}$. Небольшие изменения в последнем ряду, возможно, связаны с образованием других форм Cs^{137} и Ce^{144} и со специфическими условиями, присущими данному водоему. В кислых водах порядок членов в этих рядах может существенно измениться. Ряды удовлетворительно согласуются с особенностями распределения долгоживущих осколочных нуклидов в поверхностных пресных водах.

ЛИТЕРАТУРА

Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме.— Мед. радиология, 1960, т. 5, № 1.

Аксельруд Н. В. Основные хлориды и гидроокиси элементов подгруппы скандия и лантанидов — Усп. хим., 1963, т. 32, вып. 7.

Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л., Гидрометеоиздат, 1953.

Баранов В. И., Виленский В. Д. Определение долгоживущих β-излучателей в атмосферных выпадениях.— Радиохимия, 1962, т. 4, вып. 4.

Бейлар Д. Химия координационных соединений. М., Изд-во иностр. лит., 1960.

Бокий Г. Б. Кристаллохимия. М., изд-во МГУ, 1960.

Бреслер С. Е. Радиоактивные элементы. М., Гостехиздат, 1957.

Вернадский В. И. Химические элементы и механизм земной коры.— Природа, 1922, № 3-5.

Вернадский В. И. О геологических оболочках земли как планеты.— Изв. АН СССР, сер. геогр., 1942, т. 13.

Вернадский В. И. Несколько слов о ноосфере. — Усп. соврем. биол., 1944, т. 18.

Гусев Н. Г. Справочник по радиоактивным излучениям и защите. М., Медгиз, 1956.

Никольский Б. П. Ионообменная сорбция радиоэлементов. — Ж. неорг. хим., 1958, т. 3, вып. 1.

Орлова Е. И. Миграция стронция-90 в подземных водах различного солевого состава.— Гигиена и санитария, 1965, № 7.

Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н. Об изучении форм поступления некоторых продуктов деления на земную поверхность.— Атомная энергия, 1966, т. 20, вып. 4.

Радиоактивные загрязнения внешней среды. Сборник статей. Под. ред. В. П. Шведова и С. И. Широкова. М., Госатомиздат, 1962.

Ровинский Ф. Я. Распределение стронция-90 и некоторых других долгоживущих продуктов деления между компонентами в непроточных водоемах.— Труды Ин-та прикладной геофизики, 1967, вып. 8.

Середа Г. А., Бобовникова Ц. И. Стронций в пресных водоемах. — Гидрохимические материалы, 1965, т. 39.

Справочник химика, т. 1. Л.—М., Госхимиздат, 1962.

Страдомский В. Б. К вопросу распределения долгоживущих осколочных нуклидов в поверхностных водах суши.— Гидрохимические материалы, 1967, т. 63.

Страдомский В. Б., Коновалов Г. С. Стабильный стронций в некоторых поверхностных водах суши.— Гидрохимические материалы, 1968, т. 67.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.

Leal R. S. Composition and stability constant of a complex of cerium and ammonium citrate at alkaline ph.— J. Inorg. and Nucl. Chem., 1959, v. 10, N 1-2.

Martell E. A. Atmospheric of strontium-90 Fallout.— Science, 1959, v. 129.

Welford G. A., Collins W. R. Fallout in New-York City during 1958.— Science, 1960, v. 131.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О НЕКОТОРЫХ ЗАКОНОМЕРНОСТЯХ НАКОПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ПРЕСНОВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ

Л. И. ПИСКУНОВ, Н. В. КУЛИКОВ, С. И. ТРЕЙГЕР, С. А. ЛЮБИМОВА
Институт экологии растений и животных Уральского филиала АН СССР, г. Свердловск
Свердловская областная санитарно-эпидемиологическая станция

Характер миграции стронция-90 в звеньях экологических цепочек зависит от содержания в исходной среде стабильного кальция. При этом в одних случаях соотношение между стронцием-90 и кальцием изменяется очень мало, в других — происходит дискриминация стронция-90 (Лебединский, 1957; Клечковский и др., 1959; Клечковский, 1966). В основном поглощение стронция-90 зависит от суммарной внешней концентрации кальция и стабильного стронция (Russell, 1958). Однако поскольку кларковое содержание стронция в компонентах биогеоценоза незначительное и не превышает 10% содержания кальция (Виноградов, 1952), то обычно влиянием стронция пренебрегают.

Изучением накопления стронция-90 в водных организмах занимаются многие исследователи. Имеется уже значительный фактический материал — результат опытов как в естественных, так и в лабораторных условиях. Между тем закономерности накопления стронция-90 в количественном отношении изучены еще недостаточно. Можно сказать, что в радиоэкологии многое еще остается неясным, хотя постоянно предпринимаются попытки математического моделирования, вплоть до использования электронных вычислительных машин (Олсон, 1968; Алексахин, 1968).

По лабораторным данным Н. А. Тимофеевой (1965), с учетом материалов исследований Э. А. Гилевой (1965), представляется возможным изучение количественных зависимостей между концентрацией кальция в воде (Ca, *мг/л*) и коэффициентами накопления стронция-90 и кальция для нескольких видов пресноводных растений. Соотношения между этими величинами целесообразно использовать для математического выражения корреляционных связей. Таким образом, перед математической обработкой экспериментальных данных ставились следующие задачи:

1. Проверка гипотезы о линейной зависимости между Ca, K_{Sr} и K_{Ca}.
2. Установление между этими параметрами корреляционных связей и нахождение соответствующих уравнений регрессии.
3. Выяснение закономерностей накопления стронция-90 как в лабораторных, так и в естественных условиях.

Решение задач осуществлялось способом наименьших квадратов по стандартной схеме (Маликов, 1949) и методами математической статистики (Романовский, 1947; Миллс, 1958; Налимов, 1960).

В качестве исходного материала использовались данные для трех видов пресноводных растений — кладофоры (*Cladophora fracta* Kütz.), урути (*Myriophyllum spicatum* L.) и элодеи (*Elodea canadensis* Rich.). При этом оценивались коэффициенты накопления кальция и стронция-90, а также коэффициенты

дискриминации последнего при вариациях концентрации кальция в воде от 13,2 до 415 *мг/л*. Нужно отметить, что опыты проводились с каждым растением в отдельности (Тимофеева, 1965).

Если предположить существование в первом приближении между величинами Ca, K_{Ca} и K_{Sr} линейной зависимости, то последнюю можно представить в виде многочлена

$$Ca = q + p_1 K_{Ca} + p_2 K_{Sr}.$$

Параметры q, p_1 и p_2 определяли для всех трех видов растений вместе и отдельно только для элодеи, поскольку ее данные несколько отличались. В результате были получены эмпирические формулы:

для всех растений

$$Ca = 299 - 0{,}149 K_{Ca} - 0{,}100 K_{Sr};$$

для элодеи

$$Ca = 244 - 0{,}199 K_{Ca} - 0{,}022 K_{Sr}.$$

Концентрации кальция, вычисленные по первой формуле, дают значительные расхождения с фактическим содержанием его в растениях, причем относительное различие (величина $|Ca' - Ca''|/Ca'$ табл. 1) наиболее характерно для низких концентраций кальция. Обращают на себя внимание вариации коэффициента дискриминации стронция-90 ($0{,}34 \leqslant K_D \leqslant 1{,}25$) у разных видов растений. Предполагают, что такое различие обусловлено карбонатами кальция, т. е. связано с формой нахождения элементов в растениях (Тимофеева, 1965). Затруднительно делать одновременно заключение о связи коэффициента дискриминации с содержанием кальция в водной среде. Поэтому считается, что здесь какая-либо зависимость отсутствует (Тимофеева, 1965; Timofeeva, Kulikov, 1967).

Таблица 1

Сравнение опытных и расчетных концентраций кальция в воде для трех пресноводных растений

Вид растения	Коэффициенты накопления		Коэффициенты дискриминации	Концентрация, *мг/л*		$\frac{\lvert Ca' - Ca''\rvert}{Ca'}$
	K_{Ca}	K_{Sr}		Опыт (Ca′)	Расчет (Ca″)	
Кладофора	1570	1000	0,65	14,4	(—35)	3,43
»	1300	850	0,65	22	20	0,09
»	1000	430	0,43	61	107	0,59
»	540	182	0,34	161	200	0,24
»	225	97	0,43	415	256	0,38
Уруть	1570	1000	0,64	19	(—35)	2,84
»	1000	740	0,74	30	76	1,53
»	730	415	0,58	68	148	1,18
»	460	226	0,49	178	208	0,17
»	200	95	0,48	400	259	0,35
Элодея	1200	1500	1,25	13,2	(—30)	3,27
»	945	1020	1,05	21	56	1,76
»	375	381	1,00	57	205	2,60
»	145	132	0,90	152	264	0,73
»	68	77	1,11	364	281	0,23
Среднее	755	543	0,72	132	132	1,29

Результаты вычислений по формуле для элодеи несколько лучше отвечают исходным данным (табл. 2). Однако, как и в предыдущем примере, наибольшая разница наблюдается при низком содержании кальция в воде. Можно предположить, что на данном участке концентраций на коэффициенты накопления сказывается влияние стронция вследствие изменения соотношения в его пользу. В самом деле, считая, что при прочих равных условиях величины K_{Ca} и K_{Sr} обратно пропорциональны, соответственно, удельным концентрациям Ca и Sr в воде, можно записать:

$$K_{Ca} = \mu_1 Ca^{-1};$$

$$K_{Sr} = \mu_2 Sr^{-1},$$

где символы Sr и Ca выражают удельную концентрацию, а коэффициенты μ_1 и μ_2 одного порядка отвечают элементам-аналогам.

Рассмотрим несколько случаев соотношений Ca и Sr, хотя заранее оговоримся, что некоторые из них маловероятны.

Так, при Ca=Sr получим $K_{Sr}=\frac{\mu_2}{\mu_1}\cdot K_{Ca}$, т. е. содержание этих элементов в растениях будет полностью зависеть от избирательной чувствительности растений к поглощению кальция и стронция. Это характеризуется отношением коэффициентов μ_2 и μ_1. Очевидно, при $\mu_1>\mu_2$ будет наблюдаться дискриминация стронция, если $\mu_1<\mu_2$, то должно быть обратное явление. При Ca $\gg$ Sr и Ca $\ll$ Sr, соответственно, получим

$$K_{Sr}=\frac{\mu_2}{\mu_1}\cdot K_{Ca} f(Ca)$$

и

$$K_{Sr}=\frac{\mu_2}{\mu_1}\cdot K_{Ca}\cdot f(Sr).$$

Так как для определенного вида растений можно считать $\frac{\mu_2}{\mu_1}=\text{const}$, то в первом случае коэффициенты накопления будут находиться в зависимости от концентрации кальция, тогда как во втором — в зависимости от концентрации стронция. Следовательно, теоретически может быть такая область концентраций Ca и Sr, которая сказывается одновременно на коэффициентах накопления этих элементов в растениях. Это подтверждается опытами с растениями при малых концентрациях кальция в воде (см. табл. 1 и 2). Этим же объясняются для указанных случаев значительные количественные расхождения в содержании кальция в растениях при опыте и при расчете, в том числе появление при расчете отрицательных значений (табл. 1).

Таблица 2

Сравнение опытных и расчетных концентраций кальция в воде для элодеи

№ опыта	Концентрация кальция, *мг/л*		$\frac{\lvert Ca' - Ca'' \rvert}{Ca'}$
	Опыт (Ca′)	Расчет (Ca″)	
1	13,2	(—28)	3,12
2	21	34	0,62
3	57	161	1,82
4	152	212	0,39
5	364	229	0,37
Среднее	122	122	1,26

Таблица 3

Характеристика корреляционных связей между K_{Ca}, K_{Sr} и Ca при линейной и степенной зависимостях

Тип связи	Зависимость				Отношения	
	линейная		степенная			
	r'_0	r'_1	r''_0	r''_1	$\frac{r'_0}{r''_0}$	$\frac{r'_1}{r''_1}$
$K_{Ca}\simeq f(Ca)$	—0,78	—0,37	—0,84	0,77	0,93	—0,48
$K_{Sr}\simeq f(Ca)$	—0,75	—0,25	—0,98	—0,99	0,76	0,25
$K_{Ca}\simeq f(K_{Sr})$	0,86	0,70	0,92	0,91	0,94	0,74

Таким образом, в общем виде следует записать

$$Ca+Sr=q-p_1K_{Ca}-p_2K_{Sr},$$

откуда

$$K_{Sr}=\frac{1}{p_2}[q-(Ca+Sr)-p_1K_{Ca}].$$

Следовательно, коэффициент накопления стронция-90 будет зависеть от суммарной концентрации в воде кальция и стронция, а также от коэффициента накопления растениями кальция. Из последней формулы следует, что при Ca$\gg$Sr (обычное соотношение в природных условиях) дискриминация стронция-90 в данном растении по отношению к кальцию при изменении его концентрации в воде будет величиной постоянной.

Для выяснения наличия более сложного вида связи сравнивались коэффициенты корреляции нулевого и первого порядков для случаев линейной и степенной зависимостей (табл. 3): r_0' и r_0'' — коэффициенты корреляции нулевого порядка (общие коэффициенты), а r_1' и r_1'' — коэффициенты корреляции первого порядка (Миллс, 1958). Напомним, что последние характеризуют причинную связь без учета влияния третьего фактора. Как видно,

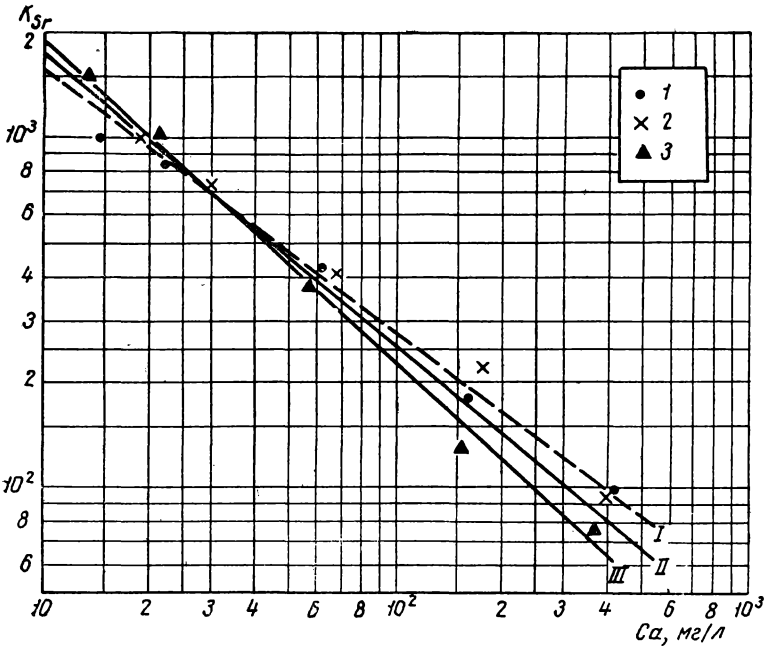


Рис. 1. Линии регрессии $K_{Sr} \simeq f$ (Ca) в лабораторном эксперименте: *I* — для кладофоры (*1*) и урути (2); *II* — для кладофоры, урути и элодеи; *III* — для элодеи (*3*).

наилучшая корреляция обоих порядков наблюдается для степенной зависимости. С другой стороны, проверка значимости общих коэффициентов корреляции по критерию $|r_0|\sqrt{N-1} \leqslant 3$ (Романовский, 1947) показала их достоверность во всех случаях для степенной зависимости и только в одном случае (а именно — для функции $K_{Ca} \simeq f(K_{Sr})$) для линейной. Для первых двух соотношений линейной зависимости (см. табл. 3) оказалось, что $|r_0'|\sqrt{N-1} < 3$. Это свидетельствует об отсутствии уверенной связи. Здесь $N=15$ — количество наблюдений (см. табл. 1).

Таким образом, наилучшая аппроксимация соотношений между K_{Ca}, K_{Sr} и Ca оказалась в виде степенной зависимости. Общие коэффициенты корреляции по каждому отдельно взятому растению получились близкими или равными 1. Отсюда можно сделать вывод, что найденные закономерности приближаются к функциональной зависимости (рис. 1 и 2).

При определении параметров уравнений регрессии выяснилось близкое соответствие результатов наблюдений в случае $K_{Sr} \simeq f$ (Ca) (см. рис. 1) и несовместимость характеристик элодеи, с одной стороны, и кладофоры и урути — с другой, в соотношениях $K_{Ca} \simeq f$ (Ca) и $K_{Ca} \simeq f(K_{Sr})$ (см. рис. 2). Поэтому уравнения регрессии находили отдельно для элодеи и пары кладофора — уруть (табл. 4).

Таблица 4

Сводка эмпирических формул для пресноводных растений в лабораторном эксперименте

Вид растения	№ рисунка	Индекс линии	Уравнение регрессии
Элодея	1	III	$K_{Sr}=15710\,Ca^{-0,918}$
»	2	IV	$K_{Ca}=14360\,Ca^{-0,908}$
» . . .	2	II	$K_{Ca}=1,162\,K_{Sr}^{0,964}$
Кладофора — урути	1	I	$K_{Sr}=8810Ca^{-0,748}$
То же	2	III	$K_{Ca}=6610Ca^{-0,520}$
»	2	I	$K_{Ca}=4,613K_{Sr}^{0,844}$

Полученные выражения подтверждают общеизвестный факт, что в диапазоне кларковых концентраций элементов в воде существует (при прочих одинаковых условиях) постоянное соотношение между подвижным кальцием в воде и коэффициентами накопления стронция-90 и кальция в каждом отдельно взятом растении.

Показатели степени в уравнениях регрессии для элодеи близки к 1. Это свидетельствует о незначительном отклонении от линейной зависимости. Что касается уравнений регрессии для кладофоры и урути, то в этом случае отклонение от линейного вида уравнений варьирует в пределах одного порядка.

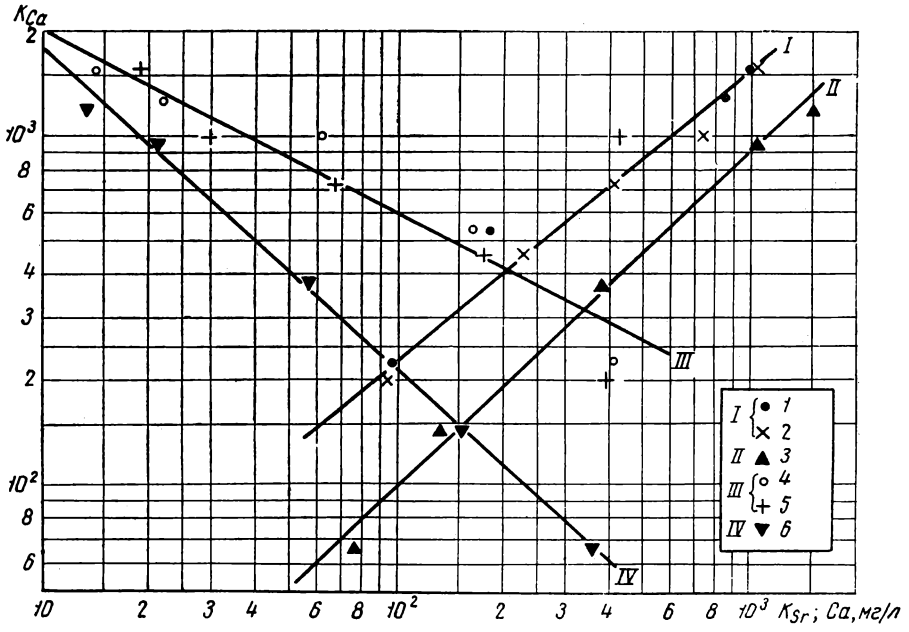


Рис. 2. Линии регрессии (*I—II*) $K_{Ca} \simeq f(K_{Sr})$ при Ca = var и (*III—IV*) $K_{Ca} \simeq f(Ca)$ в лабораторном эксперименте для кладофоры (*1*, *4*), урути (*2*, *5*) и элодеи (*3*, *6*), соответственно.

Решая уравнения регрессии (см. табл. 4), получаем для элодеи

$$Ca \approx 4{,}08 \cdot 10^4 K_{Ca}^{-1,1} K_{Sr}^{-0,02},$$

для кладофоры и урути

$$Ca \approx 4{,}44 \cdot 10^6 K_{Ca}^{-1,577} K_{Sr}^{-0,123},$$

или в обобщенном виде

$$Ca K_{Ca}^{m} K_{Sr}^{n} = A = \text{const}.$$

Таблица 5

Характеристика накопления кальция и стронция-90 пресноводными растениями из озер Б. Миассово (Ca≈24 *мг/л*) и Б. Таткуль (Ca≈27,0 *мг/л* и 17,0 *мг/л*)

Вид растения	Концентрация кальция в воде, *мг/л*	K_{Sr}	K_{Ca}	K_D
I группа				
Spirogyra sp.	24,1	286±2	634	0,45
Cladophora fracta Kütz.	17,0	1042	1157	0,90
Stratiotes aloides L.	24,0	589±51	809	0,73
Ranunculus circinnatus Sibth.	24,0	345±21	537	0,64
Elodea canadensis Rich.	27,0	892±92	1013	0,88
Myriophyllum spicatum L.	24,2	445±31	717	0,62
Potamogeton lucens L.	23,7	309±57	584	0,53
P. perfoliatus L.	23,9	410±30	678	0,60
P. compressus L.	23,8	528±53	713	0,74
Polygonum amphybium L.	24,0	357±45	728	0,49
Equisetum limosum L.	23,9	273±6	592	0,46
Calla palustris L.	17,1	245±4	430	0,57
II группа				
Drepanocladus sendtneri (Schimp.) Warnst.	23,9	664±179	510	1,30
Lemna minor L.	27,7	511±18	448	1,14
Hydroharis morsus ranae L.	21,4	1211±15	634	1,91
Ceratophyllum demersum L.	24,3	301±10	411	0,73
Naijas flexilis Rostk. et Schimp.	24,0	268±31	341	0,78
Potamogeton natans L.	24,0	333±56	395	0,84
Phragmites communis Trin.	24,0	25±4	64	0,39
Scirpus lacustris L.	24,2	34±4	96	0,35
Typha latifolia L.	24,1	127±3	218	0,58
Menyanthes trifoliata L.	27,4	177±21	252	0,70
III группа				
Chara sp.	23,5	1131±45	4188	0,27
C. tomentosa L.	25,3	1031±230	3555	0,29
C. fragilis Desw.	24,0	1360±37	6017	0,23
Nitella hialina Ag.	23,8	1014±4	4039	0,25
Tolipellopsis Stelligera Mig (?)	24,0	5555±144	5616	0,99
Nuphar luteum Smith.	24,8	100±31	909	0,11

В эмпирических формулах знак приближения поставлен как следствие округления значений параметров, что влечет к погрешности расчетов в пределах 10%.

Следует отметить, что полученные эмпирические формулы имеют реальный смысл лишь для интервала рассмотренных нами концентраций кальция в воде ($10 \leqslant Ca \leqslant 400$ *мг/л*). По-видимому, экстраполяция этих формул до некоторых крайних значений вполне допустима, однако в этом направлении желательны дополнительные исследования.

Результаты статистической обработки лабораторных опытов сравнивались с данными опытов естественных водоемов (озёра Б. Миассово и Б. Таткуль — табл. 5). Расчеты делались для тех же видов растений, но с параметрами m и n из лабораторного эксперимента. В табл. 6 представлены значения константы A по лабораторным и полевым данным, соответственно, в виде α' и α''.

Как видно, относительное расхождение варьирует в пределах одного порядка и не превышает 62%. Отсюда следует заключение о вполне удовлетворительном согласии лабораторных и полевых исследований, что равносильно утверждению о существовании закономерности $Ca K_{Ca}^{m} K_{Sr}^{n} = const$.

Таблица 6

Проверка константы *A* данными из исследований природных водоемов

Вид растения	Значения константы *A*		Относительное расхождение, $\frac{\lvert \alpha' - \alpha'' \rvert}{\alpha'}$
	Лабораторный опыт (α')	Полевой опыт (α'')	
Элодея	$4{,}08 \cdot 10^4$	$6{,}26 \cdot 10^4$	0,54
Кладофора .	$4{,}44 \cdot 10^6$	$2{,}77 \cdot 10^6$	0,38
Уруть	$4{,}44 \cdot 10^6$	$1{,}67 \cdot 10^6$	0,62

Исследования в условиях природных водоемов были выполнены с 28 видами пресноводных растений (см. табл. 5). Поскольку в водоемах концентрация кальция практически была постоянной, то обработка велась по коэффициентам накопления кальция и стронция-90.

По расположению точек на графике $K_{Ca} \simeq f(K_{Sr})$ (рис. 3) нетрудно выделить три группы растений (I—III). Первые две из них характеризуются степенной функцией (значимые коэффициенты корреляции находятся в пределах $0{,}9 < r_0 < 1$) в виде уравнений регрессии:

$$K_{Ca} = 22 K_{Sr}^{0,567},$$

$$K_{Ca} = 10{,}2 K_{Sr}^{0,611}.$$

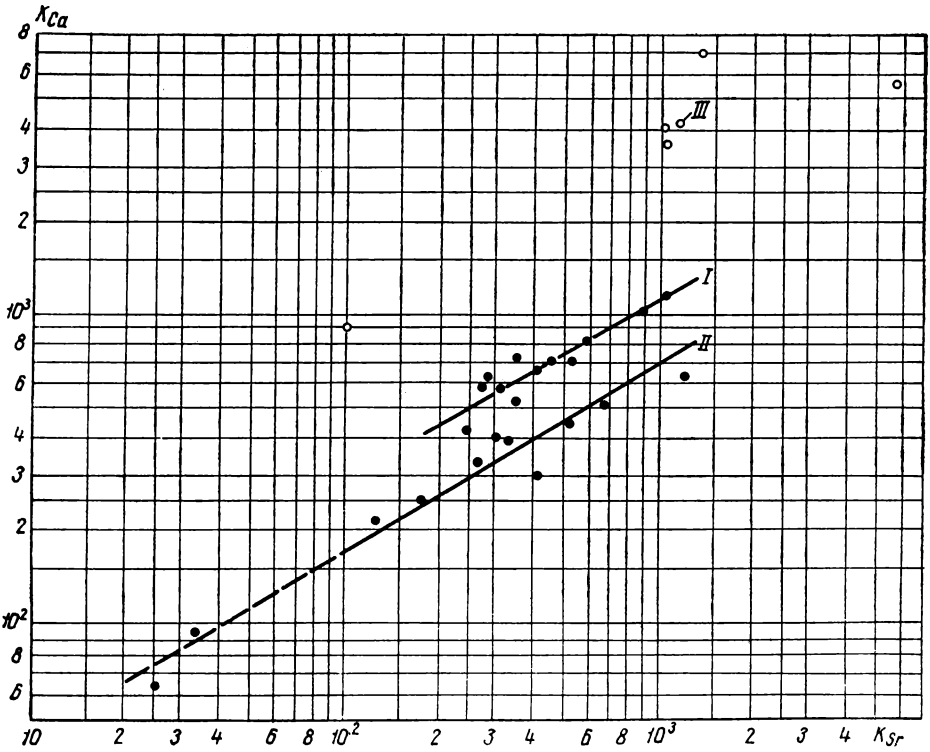


Рис. 3. Линии регрессии $K_{Ca} \simeq f(K_{Sr})$ для нескольких групп (*I—III*) пресноводных растений в естественных условиях.

Если предположить, что $K_{Sr} \to 1$, то коэффициенты накопления кальция будут приближаться к некоторым постоянным величинам. При этом последние, по-видимому, отражают содержание фиксированного кальция в тканях растений. В таком случае I группа растений отличается от II примерно вдвое бóльшим количеством необменного кальция. Если обозначить его через Ca_0, а через Ca_1 и Ca_2 — обменную часть кальция в растении и кон-

центрацию кальция в воде, соответственно, то при $Ca_2=const$ можно записать так:

$$K_{Ca}=\frac{Ca_0+Ca_1}{Ca_2}=\frac{Ca_0}{Ca_2}+\frac{Ca_1}{Ca_2}=Q_{Ca}+K'_{Ca},$$

где K'_{Ca} — динамическая составляющая коэффициента накопления кальция.

Предположим по аналогии, что при $Sr_2=const$ имеет место соотношение

$$K_{Sr}=Q_{Sr}+K'_{Sr},$$

тогда коэффициент дискриминации

$$K_D=\frac{Q_{Sr}+K'_{Sr}}{Q_{Ca}+K'_{Ca}}.$$

Поэтому напрашивается мысль о существовании, по крайней мере, двукамерной модели накопления и дискриминации стронция-90 в пресноводных растениях.

Что касается III группы растений, к которой в основном относятся водоросли из класса харовых (*Charophyta*), то последние отличаются высокими коэффициентами накопления и низкими коэффициентами дискриминации. Какая-либо закономерность для них, по имеющимся материалам, не подмечается (см. рис. 3). Уверенно можно утверждать лишь о наличии в этих водорослях сравнительно большого количества фиксированного кальция.

Выводы

1. Показано, что в рассмотренных трех видах пресноводных растений зависимость между коэффициентами накопления кальция и стронция-90 лучшим образом аппроксимируется степенной функцией.

2. Получены эмпирические формулы и сделаны некоторые обобщения, позволяющие оценивать параметры накопления стронция-90 и кальция в пресноводных растениях, а также условия постоянства соотношений между элементами-аналогами при поступлении их в растения.

3. Установлено удовлетворительное соответствие результатов лабораторных опытов и исследований в условиях природных водоемов.

ЛИТЕРАТУРА

Алексахин Р. М. Современное состояние и задачи радиационной биогеоценологии.— Вопросы радиоэкологии. М., Атомиздат, 1968.

Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой. — Микроэлементы в жизни растений и животных. М., Изд-во АН СССР, 1952.

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

Клечковский В. М. Миграция радионуклидов в биосфере.— Вест. АН СССР, 1966, № 5.

Клечковский В. М., Соколова Л. Н., Целищева Г. Н. Сорбция микроколичеств стронция и цезия в почвах. — Труды Второй Международной конференции по мирному использованию атомной энергии, т. 5. М., Атомиздат, 1959.

Лебединский А. В. К вопросу о последствиях выпадения радиоактивного изотопа стронция (Sr^{90}).— Мед. радиология, 1957, № 5.

Маликов М. Ф. Основы метрологии. М., Изд-во Комитета по делам мер и измерительных приборов при Совете Министров СССР, 1949.

Миллс Ф. Статистические методы. М., Госстатиздат, 1958.

Налимов В. В. Применение математической статистики при анализе вещества. М., Физматгиз, 1960.

Олсон Д. С. Моделирование процессов передвижения радиоизотопов в экологических системах с помощью аналоговых вычислительных машин.— Вопросы радиоэкологии. М., Атомиздат, 1968.
Романовский В. И. Применения математической статистики в опытном деле. М.—Л., ГИТТЛ, 1947.
Тимофеева Н. А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде. — Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Russell R. S. Deposition of strontium-90 and its content in vegetation and human died in the United Kingdom.— Nature, 1958, v. 182, N 4639.
Timofeeva N. A., Kulikov N. V. The role of freshwater plants in accumulation of Sr^{90} and its distribution over the components of reservoir.— Radioecological Concentration Processes. Proceedings of an International symposium held in Stockholm 25—29 April 1966. Pergamon Press. Z., 1967.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НАКОПЛЕНИЕ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ В ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ УСЛОВИЯХ И В ЕСТЕСТВЕННОМ ВОДОЕМЕ

Н. В. КУЛИКОВ, С. А. ЛЮБИМОВА, Д. Г ФЛЕЙШМАН

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

Институт эволюционной физиологии и биохимии им. И. М. Сеченова АН СССР, г. Ленинград

Ранее нами было показано (Куликов и др., 1968), что коэффициенты накопления цезия-137, установленные экспериментальным путем в условиях лабораторного аквариума, оказываются для большинства видов растений несколько заниженными по сравнению с коэффициентами накопления этого радионуклида для тех же растений, произрастающих в естественном водоеме.

В настоящем сообщении наряду с данными по цезию-137 приводятся результаты подобных исследований и со стронцием-90. Исследования проведены летом 1966 г. на озерах Б. Миассово и Б. Таткуль (Южный Урал). Растения после извлечения из водоема отмывали, взвешивали, доводили до абсолютно сухого состояния и озоляли в муфельной печи при 450—500° Пробы воды (по 200 *л* из каждого озера, в двух повторностях) подкисляли и выпаривали, а сухой остаток прокаливали при указанной выше температуре.

Содержание стронция-90 в пробах воды и растений определяли радиохимически по дочернему иттрию-90. Содержание цезия-137 определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре по методике, описанной в названной выше работе (Куликов и др., 1968).

Коэффициенты накопления радионуклидов, установленные по данным обследования естественных водоемов, сравнивали с коэффициентами накопления, полученными Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963) для тех же видов растений в экспериментальных условиях. Воду и растения для проведения лабораторных экспериментов брали также из оз. Б. Миассово.

В среднем по всем изученным видам растений коэффициенты накопления стронция-90 в естественном водоеме примерно вдвое ниже таковых цезия-137 (см. таблицу). Для большинства видов растений коэффициенты накопления стронция исчисляются сотнями, хотя имеются виды с коэффициентами накопления на порядок выше и ниже этих значений. Наиболее высоки они у группы харовых водорослей, наиболее низки — у прибрежно-водных растений (рис. 1).

Наиболее высокие коэффициенты накопления цезия наблюдаются у мхов, затем у харовых водорослей и свободно плавающих на поверхности воды высших растений, менее высокие — у полностью погруженных растений, не прикрепленных ко дну, и, наконец, наименьшие коэффициенты накопления отмечены у прикрепленных ко дну, полностью погруженных и прибрежно-водных растений (см. рис. 1).

Коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 у пресноводных растений в условиях естественного водоема (в расчете на сухую массу)

Вид растения	Зольность, %	Коэффициенты накопления		Время сбора (месяц)
		Стронций	Цезий	
Водоросли				
Cladophora fracta Kütz.*	14	1042	—	VIII
Spirogyra sp.	24	286	3840	VI
Chara sp.	45	1131	—	VII
Ch. fragilis Desw	55	1360	—	VIII
Ch. tomentosa L.	30	1031	804	VI, VIII
Nitella hialina Ag.	45	1014	1710	VIII
Tolipellopsis Stelligera Mig. (?)	50	5555	2210	VIII
Высшие растения				
Fontinalis sp.	26	1096	2034	VII
Drepanocladus sendtneri (Schimp.) Warnst	10	664	7730	VI
Lemna minor L.*	19	511	4872	VI
Hydroharis morsus ranae L.*	20	1211	2100	VII
Stratiotes aloides L.	18	589	1030	VI—VIII
Ceratophyllum demersum L.	17	301	1152	VI—VII
Ranunculus circinnatus Sibth.	14	345	1218	VII
Elodea canadensis L.	18	892	472	VII
Najas flexilis Rosth et Schm.	15	268	725	VIII
Myriophyllum spicatum L.	11	445	655	VII—VIII
Potamogeton lucens L.	8	309	257	VI—VII
P. perfoliatus L.	10	410	426	VII
P. compressus L.	11	528	1048	VII
P. crispus L.	15	1108	455	VII
P. natans L.	8	333	800	VI—VII
Nuphar luteum Smith.	11	100	1133	VII
N. pumilum (Hoffm.) D. C.	11	187	348	VII
Polygonum amphybium L.	10	357	930	VII
Phragmites communis Trin.	5	25	285	VII
Scirpus lacustris L.	7	34	—	VII
Typha latifolia L.	7	127	312	VII
Equisetum limosum L.	15	273	1137	VII
Menyanthes trifoliata L.*	9	177	675	VI
Calla palustris L.*	10	245	715	VIII
Среднее	—	708	1758	—

* Собраны на оз. Б. Таткуль; остальные виды растений — на оз. Б. Миассово.

К числу индикаторных видов по стронцию-90 можно отнести всю группу харовых водорослей, из которых особенно выделяется *Tolipellopsis stelligera*. Индикаторами цезия-137 являются два вида мхов (*Fontinalis* sp. и *Drepanocladus sendtneri*) и ряска малая (*Lemna minor*).

В порядке сравнения для ряда совпадающих видов растений на рис. 2 приведены коэффициенты накопления стронция-90, полученные в экспериментальных и в природных условиях. Можно заметить, что у харовых коэффициенты накопления стронция в естественных условиях достигают значительно больших величин, чем в экспериментальных. Это объясняется, по-видимому, тем, что стронций в харовых водорослях переходит в связанную форму карбонатных соединений, что в свою очередь определяется длительностью пребывания водорослей в стронцийсодержащей воде. Следовательно, в краткосрочном лабораторном опыте величина коэффициентов накопления и должна быть меньше, чем в естественном водоеме, где растения проходят весь цикл своего развития. У некоторых видов растений на-

блюдается хорошее соответствие между коэффициентами накопления стронция в эксперименте и в водоеме. Это указывает на то, что для ряда представителей пресноводной флоры разные экологические условия, складываю-

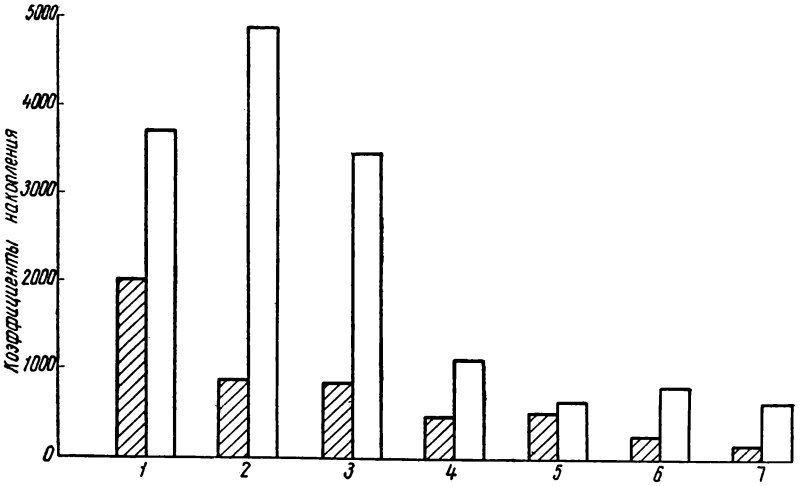


Рис. 1. Накопление стронция-90 (*заштрихованные столбики*) и цезия-137 (*белые*) разными группами пресноводных растений:

1 — харовые водоросли; *2* — мхи; *3* — растения, плавающие на поверхности воды, не имеющие связи с дном; *4* — погруженные растения, не имеющие связи с дном; *5* — погруженные растения, прикрепленные ко дну водоема; *6* — растения, прикрепленные ко дну водоема, но имеющие листья, плавающие на поверхности воды; *7* — прибрежно-водные растения.

щиеся в лабораторном аквариуме и в естественном водоеме, не оказывают существенного влияния на процессы поглощения радиостронция из водной

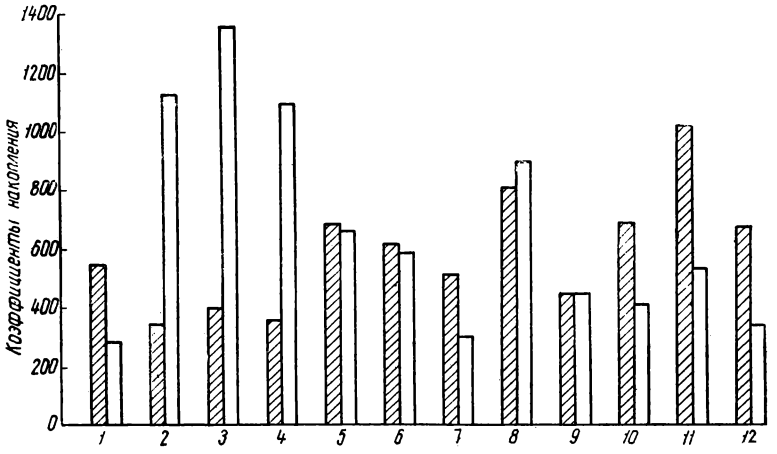


Рис. 2. Коэффициенты накопления стронция-90 пресноводными растениями в экспериментальных (*заштрихованные столбики*) и естественных условиях (*белые*).

1 — *Spirogyra* sp., *2* — *Chara* sp., *3* — Ch. fragilis, *4* — *Fontinalis* sp., *5* — *Drepanocladus sendtneri*, *6* — *Stratiotes aloides*, *7* — *Ceratophyllum demersum*, *8* — *Elodea canadensis*, *9* — *Myriophyllum spicatum*, *10* — *Potamogeton perfoliatus*, *11* — *P. compressus*, *12* — *P. natans*.

среды. Наконец, у отдельных видов растений (см. рис. 2) в эксперименте отмечено некоторое превышение коэффициентов накопления стронция-90 над коэффициентами накопления в природных условиях. Такие случаи,

по-видимому, связаны с некоторыми нарушениями минерального обмена растений при содержании их в аквариуме.

Коэффициенты накопления цезия-137 в естественном водоеме по всем изученным видам растений в несколько раз выше, чем в эксперименте (рис. 3). Эти различия в накоплении цезия могут быть объяснены тем, что

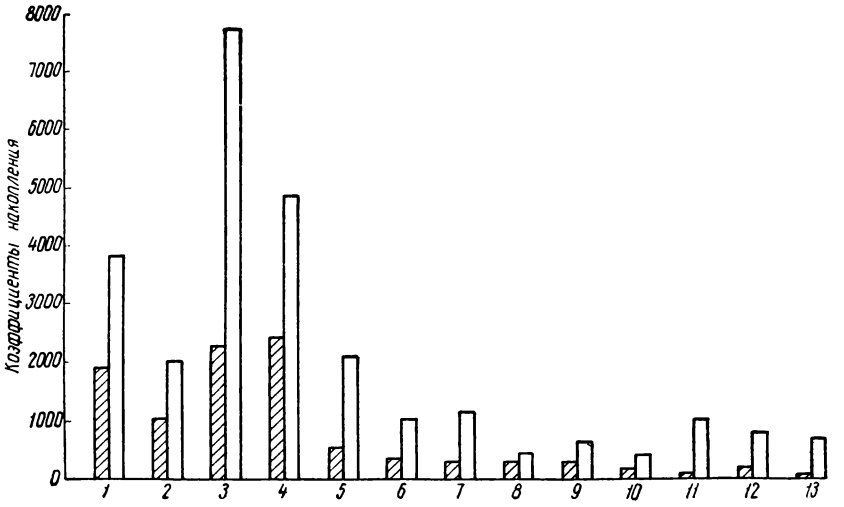


Рис. 3. Коэффициенты накопления цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных (*заштрихованные столбики*) и естественных условиях (*белые*):

1 — Spirogira sp., *2 — Fontinalis* sp., *3 — Drepanocladus sendtneri*, *4 — Lemna minor*, *5 — Hydroharis morsus ranae*, *6 — Stratiotes aloides*, *7 — Ceratophyllum demersum*, *8 — Elodea canadensis*, *9 — Myriophyllum spicatum*, *10 — Potamogeton perfoliatus*, *11 — P. compressus*, *12 — P. natans*, *13 — Calla palustris*.

часть цезия, поступающего в ткани растений, переходит в связанную, необменную форму, и относительная доля такого цезия заметно возрастает с увеличением времени предварительного выдерживания растений в цезийсодержащей воде (Гилева, 1965; Иванов и др., 1965; Куликов и др., 1967). Поэтому в условиях краткосрочного лабораторного опыта даже при нормальном поступлении цезия в растения можно ожидать за счет одного лишь фактора времени более низких коэффициентов накопления радионуклида по сравнению с таковыми для растений, постоянно обитающих в естественном водоеме.

Выводы

1. В процессе изучения содержания радиоизотопов стронция и цезия в двух южноуральских озерах (Б. Миассово и Б. Таткуль) установлено, что коэффициенты накопления цезия-137 у большинства обследованных видов пресноводных растений примерно в два раза выше, чем коэффициенты накопления стронция-90.

2. Индикаторными видами по стронцию-90 являются харовые водоросли, из которых особенно выделяется *Tolipellopsis stelligera*, а по цезию-137 — мхи (*Fontinalis* sp. и *Drepanocladus sendtneri*)и ряска малая (*Lemna minor*).

3. В естественных условиях коэффициенты накопления стронция у харовых водорослей в несколько раз выше, чем в экспериментальных. У других видов отмечено полное соответствие коэффициентов накопления в тех и других условиях, а у третьих они в лабораторном аквариуме несколько выше, чем в естественном водоеме.

4. Коэффициенты накопления цезия-137 по всем изученным видам растений в естественных условиях в несколько раз выше, чем в экспериментальных.

5. Отмеченные различия в накоплении радиоизотопов стронция и цезия растениями в естественном водоеме и в лабораторном аквариуме объясняются краткосрочностью лабораторных опытов и возможностью изменения экологических условий (температура, освещенность, химический состав воды).

ЛИТЕРАТУРА

Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Иванов В. И., Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении цезия пресноводными растениями.— Там же.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. Накопление некоторых радиоизотопов живыми и мертвыми тканями пресноводных растений. — Радиобиология, 1967, т. 7, вып. 2.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Флейшман Д. Г. О накоплении цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в природных водоемах.— Докл. АН СССР, 1968, т. 178, № 6.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ПЛАНКТОНЕ И ГРУНТАХ ОЗЕР РАЗЛИЧНОЙ ТРОФНОСТИ

З. К. КАЛНИНЯ

Институт биологии АН Латвийской ССР, г. Рига

В настоящей работе представлены результаты исследований, проведенных летом 1966—1967 гг. по определению коэффициентов накопления стронция-90 в природных условиях, в планктоне и грунтах озер трех типов: эвтрофном, мезотрофно-эвтрофном и дистрофном. В составе планктона эвтрофного и мезотрофно-эвтрофного озер преобладает зоопланктон (Калниня, Поликарпов, 1968), а в дистрофном зоопланктон и фитопланктон встречаются в равной мере. Исследования проводили на грунтах следующих типов: песчаном, илистом, песчано-илистом, торфяном, песчано-торфяном.

Отбор проб воды производили один раз в месяц в пяти пунктах озера. Каждый раз брались две параллельные пробы объемом по 50—100 *л* каждая. Отбор проб и их обработку проводили по общепринятой методике (Середа, Бобовникова, 1963).

Образцы озерного планктона отбирали в тех же местах, что и пробы воды. Сбор планктона осуществлялся с лодки при помощи мальково-нейстонного трала конструкции проф. Ю. П. Зайцева (1964), изготовленного из сита № 61. В радиохимических анализах использовались навески золы планктона весом от 4 до 13 *г*. После добавления носителей — 100 *мг* стронция, 30 *мг* церия и 30 *мг* железа — золу растворяли при двукратном кипячении с 12 н. соляной кислотой и дистиллированной водой. Нерастворимый остаток удаляли, а в фильтрат вносили щавелевокислый аммоний. Затем раствор нагревали и его pH доводили аммиаком до 4. Далее проверяли полноту осаждения. Оксалатный осадок отфильтровывали и снова переосаждали, затем высушивали и сжигали при 600° С в течение 1,5 *ч*. Полученные карбонаты растворяли в 6 н. соляной кислоте, и при pH 7—8 осаждали гидроокиси. Реакцию среды фильтрата доводили до pH 4 и раствор оставляли до установления равновесия между стронцием-90 и иттрием-90.

Радиохимические анализы с золой грунтов и планктона в принципе не отличались.

После установления равновесия между стронцием-90 и иттрием-90 карбонатные осадки, выделенные из озерной воды, растворяли в 6 н. соляной кислоте, в раствор вносили стабильный иттрий (15—30 *мг*) и гидроокись иттрия осаждали безугольным аммиаком при pH 7—8. Осадок отфильтровывали, переосаждали и после сжигания подвергали радиометрическим измерениям, с относительной ошибкой счета около 10%. Аналогично выделяли радиоактивный иттрий из раствора проб планктона и грунта после установления равновесия между стронцием-90 и иттрием-90. Каждый раз

Коэффициенты накопления стронция-90 в планктоне летом 1966—1967 гг.

Тип озера	Год	Май		Июнь		Июль		Август		Сентябрь	
		Число проб	На сырой вес	Число проб	На сырой вес	Число проб	На сырой вес	Число проб	На сырой вес	Число проб	На сырой вес
Эвтрофное	1966	—	—	4	25±9	—	—	—	—	—	—
»	1967	3	18±10*	9	14±5	8	20±6	10	11±1	10	11±3
Мезотрофно-эвтрофное	1966	—	—	2	17	2	18	—	—	1	13
Дистрофное . .	1966	—	—	3	204±102	—	—	5	172±29	2	293
» . . .	1967	6	174±72	2	202	8	111±47	10	60±13	9	56±17

* 5%-ный доверительный интервал коэффициентов накопления.

прослеживался распад выделенного иттрия-90, который всегда совпадал с теоретической кривой распада иттрия-90.

Содержание стабильного стронция в изучаемых объектах определяли на пламенном фотометре. Цифровые данные обрабатывали статистически. Коэффициенты накопления $K_н$ стронция-90 планктона приведены на сырой вес, а для грунтов — на золу.

Величины $K_н$ стронция-90 в эвтрофном озере близки друг к другу и резко отличаются от таковых в планктоне дистрофного озера (см. таблицу). Эта разница наблюдалась в течение всего лета 1966 и 1967 гг. Величины $K_н$ стронция-90 в 1966—1967 гг. в эвтрофном и мезотрофно-эвтрофном озерах колеблются от 11 до 25, а в дистрофном — от 56 до 293. Эту разницу можно объяснить тем, что концентрация носителей в дистрофном озере (1966 г. — Ca 3,6—6,1 *мг/л*; 1967 г. — Ca 4,7—5,9 *мг/л* и Sr 13,6—46 *мкг/л*) гораздо меньше, чем в эвтрофном (1966 г.— Ca 35,3—40,6 *мг/л* и Sr 71,0 *мкг/л*; 1967 г. — Ca 43,8—46,3 *мг/л* и Sr 67,6—80,6 *мкг/л*) и мезотрофно-эвтрофном (1966 г. — Ca 36,1—38,9 *мг/л*).

В экспериментальных работах Пикеринга и Лукаса (Pickering, Lucas, 1962) с нитчатыми водорослями, Н. А. Тимофеевой (1965) с пресноводными растениями и Г. Д. Лебедевой (1966) с рыбами также установлено, что увеличение в воде стабильного кальция снижает накопление стронция-90 в организмах.

Кроме того, следует иметь в виду различие в радиоактивности фито- и зоопланктона, потому что в пробах дистрофного озера было довольно много фитопланктона. Поскольку в пробах основную часть составлял зоопланктон, то целесообразно оценить роль доминирующих видов в изменении $K_н$ стронция-90 в планктоне. Как в эвтрофном, так и дистрофном озерах наблюдается понижение этого показателя в период массового развития в зоопланктоне кладоцеры *Bosmina coregoni gibbera*. Самые высокие $K_н$ стронция-90 получены в дистрофном озере, когда доминировали коловратки *Asplanchna* sp. и кладоцера *Bosmina coregoni gibbera*.

Из данных, полученных в сентябре 1966 г. по разным озерным грунтам, видно, что самыми низкими $K_н$ стронция-90 характеризуются песчаные грунты (рис. 1). Примесь ила в песчаном грунте увеличивает этот показатель. В илистых грунтах они достигают наибольших величин. Для песчаных с примесью ила и илистых грунтов так же, как и для планктона, обнаружено, что $K_н$ стронция-90 в мезотрофно-эвтрофном и эвтрофном озерах близки (в илистом грунте эвтрофного озера — 68, а в мезотрофно-эвтрофном — 42). Самые высокие $K_н$ стронция-90 характерны для торфянистых грунтов дистрофного озера. Сравнивая торфянистые грунты с разными примесями, можно сделать вывод, что самый низкий показатель (484) принадлежит песчано-торфянистым грунтам, с появлением в последних ила наблюдается повышение его (956). Еще выше этот коэффициент в чисто торфяном грунте (3347).

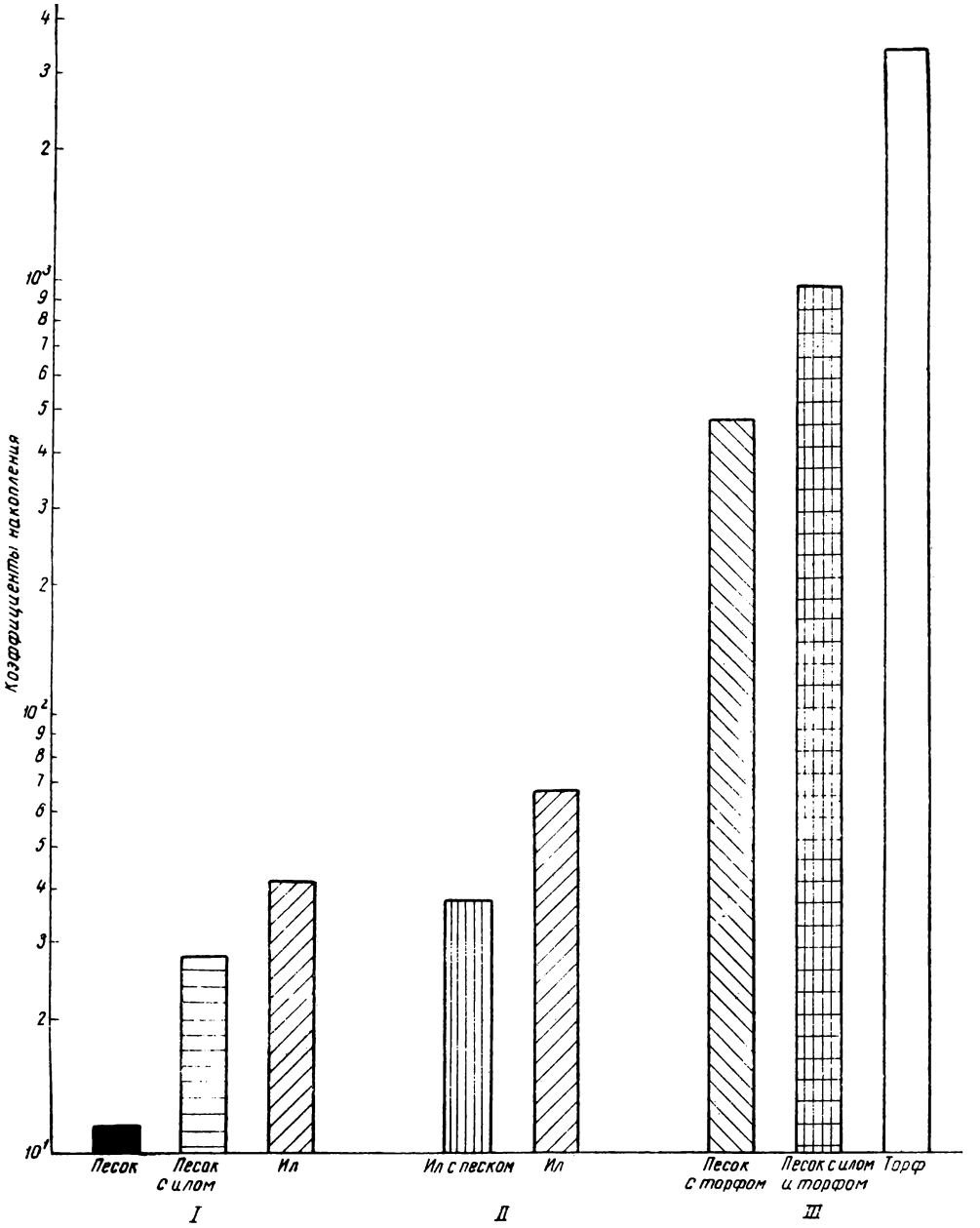


Рис. 1. Коэффициенты накопления стронция-90 в грунтах мезотрофно-эвтрофного (*I*), эвтрофного (*II*) и дистрофного (*III*) озер.

Из данных 1967 г. по грунтам (рис. 2) следует, что самые высокие $K_н$ стронция-90 наблюдаются весной. Так, в мае $K_н$ стронция-90 ила эвтрофного озера — 352, в июне — 170, в июле — 209, в августе — 182 и в сентябре — 141; $K_н$ стронция-90 ила с торфом и сапропелем дистрофного озера

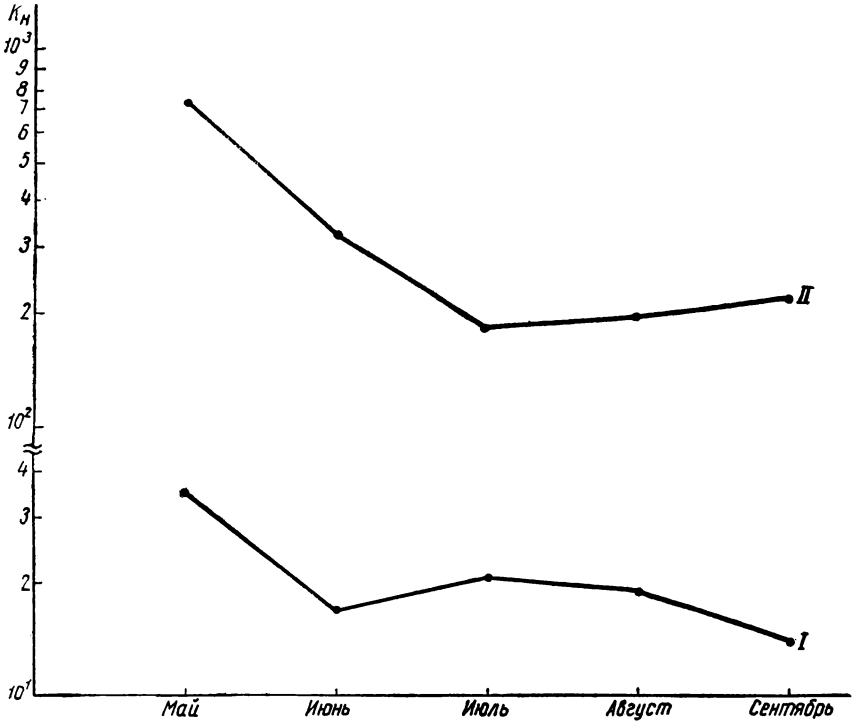


Рис. 2. Коэффициенты накопления стронция-90 в иле эвтрофного озера (*I*) и в иле с торфом и сапропелем — дистрофного (*II*).

в мае — 7199, в июне — 3286, в июле — 1880, в августе — 2143 и в сентябре — 2538.

Таким образом, планктон и грунты дистрофного озера характеризуются гораздо бо́льшими $K_н$ стронция-90 по сравнению с таковыми мезотрофно-эвтрофного и истинно эвтрофного озер.

ЛИТЕРАТУРА

Зайцев Ю. П. Гипонейстон Черного моря и его значение. (Докт. дисс.) Одесса, 1964.

Калниня З. К., Поликарпов Г. Г. Коэффициенты накопления стронция-90 в планктоне водоемов различного типа. — Радиобиология, 1968, т. 8. вып. 1.

Лебедева Г. Д. Влияние различного солевого состава воды на накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводной рыбой.— Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. М., Атомиздат, 1966.

Середа Г. А., Бобовникова Ц. И. Радиохимическая методика массового контроля содержания стронция-90 в пресных водоемах. — Докл ООН A/AC 82 G/L 903, 1963.

Тимофеева Н. А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Pickering D. C., Lucas I. W. Uptake of radiostrontium by an alga, and the influence of calcium ion in the water.— Nature, 1962, v. 193, N 4820.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НАКОПЛЕНИЕ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ В ОЗЕРАХ РАЗЛИЧНОЙ ТРОФНОСТИ

С. А. ЛЮБИМОВА

Институт экологии растений и животных АН СССР, г. Свердловск

В результате экспериментальных исследований, проведенных за последние годы, установлено, что коэффициенты накопления радиоизотопов пресноводными растениями существенным образом зависят от солевого состава воды, концентрации в ней химических элементов, а также от видовой специфики гидробионтов (Гилева, 1965; Иванов и др., 1965; Тимофеева, 1965). В природных условиях, особенно в водах континентальных водоемов, где содержание химических элементов, качественный и количественный состав гидробионтов и ряд других свойств варьируют весьма значительно, можно ожидать существенные колебания в коэффициентах накопления тех или иных радиоизотопов. В настоящее время в связи с важностью этого вопроса для народного хозяйства большое внимание уделяется изучению накопления радионуклидов пресноводными рыбами в природных условиях (Флейшман и др., 1965; Agnedal, 1966; Kolehmainen et al., 1966; Häsänen et al., 1963) и сравнительно мало работ посвящено изучению накопления радиоизотопов водными растениями (Ophel, 1963; Häsänen et al., 1966), хотя известно, что последние, концентрируя в себе химические элементы из окружающей среды, могут накапливать их в значительных количествах. Некоторая часть водных растений идет в пищу растительноядным рыбам и другим водным животным (Гаевская, 1966), и накопленные растениями радиоизотопы поступают в животные организмы. Остальные растения к зиме полностью или частично отмирают. При этом радиоизотопы либо

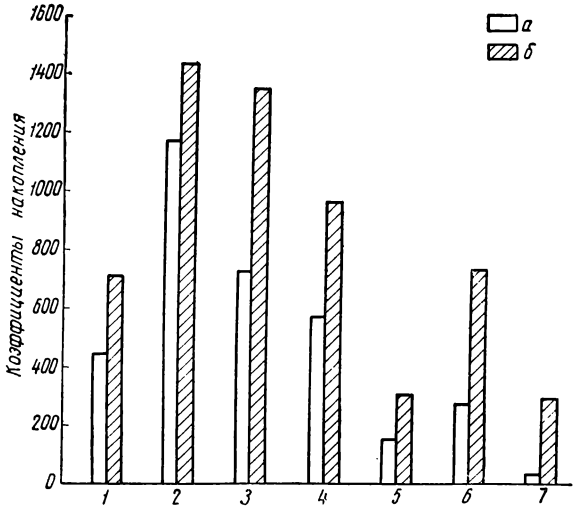


Рис. 1. Коэффициенты накопления стронция-90 в озерах Б. Миассово (*а*) и Б. Таткуль (*б*) пресноводными растениями.

1 — Ceratophyllum demersum L.; *2 — Elodea canadensis* Rich.; *3 — Stratiotes aloides L.*; *4 — Potamogeton natans* L.; *5 — Nuphar luteum* L.; *6 — Equisetum limosum* L.; *7 — Phragmites communis* Trin.

выделяются из отмерших растений обратно в воду, либо увлекаются разлагающимися остатками на дно водоема и на некоторое время выключаются из круговорота веществ данного водоема (Куликов и др., 1967; Куликов и др., 1968а; Поликарпов, 1961). Скорость минерализации в значительной степени зависит от типа озера. В дистрофных озерах отмершие организмы почти полностью оказываются захороненными на дне водоемов, а в олиготрофных — быстро разлагаются и переходят в неорганические соединения (Зернов, 1934).

Из всего сказанного ясно, что растения играют существенную роль в судьбе радиоизотопов, попадающих в пресные водоемы, и изучение накопления радионуклидов пресноводными растениями в природных условиях может дать интересный материал для решения ряда общебиологических и практических вопросов.

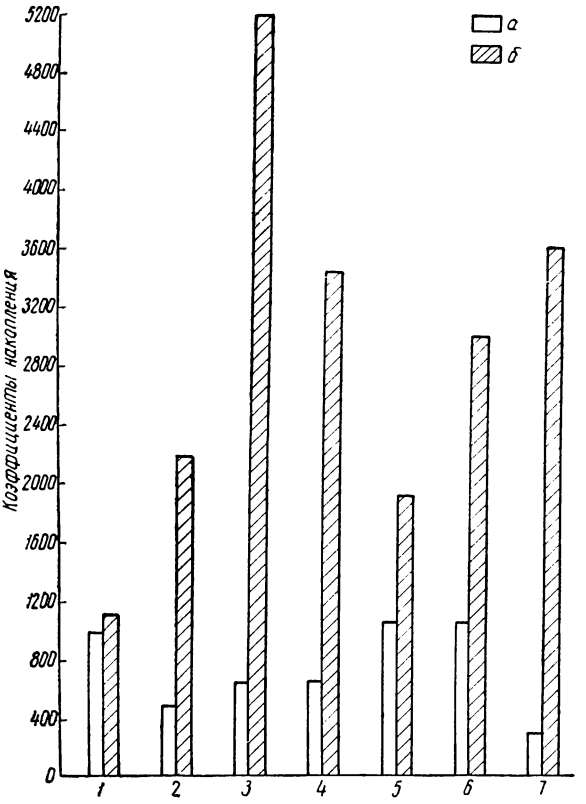


Рис. 2. Коэффициенты накопления цезия-137 в озерах Б. Миассово (*а*) и Б. Таткуль (*б*) пресноводными растениями.

Условные обозначения те же, что на рис. 1.

Цель данной работы — изучение коэффициентов накопления радионуклидов в озерах различной трофности. Для сравнительного изучения накопления стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями были взяты два озера Челябинской области: Б. Миассово и Б. Таткуль. Первое отличается значительными размерами, большой глубиной. Берега в основном каменистые. По типу озеро может быть отнесено к олиго-мезотрофным. Второе — стареющий, зарастающий водоем. Он почти в пять раз меньше оз. Б. Миассово. Максимальная глубина не превышает 3 *м*. Берега болотистые. Обильная растительность заполняет почти всю толщу воды, тогда как в оз. Б. Миассово она располагается небольшими участками вдоль береговой линии. По совокупности всех признаков оз. Б. Таткуль является мезо-дистрофным.

В течение июля — августа из этих озер были отобраны пробы воды и растений. Для определения цезия-137 воду (50 *л*) выпаривали, сухой остаток озоляли и просчитывали на γ-спектрометре по методике, подробно описанной в предыдущей работе (Куликов и др., 1968), а стронций-90 определяли радиохимическим методом по дочернему иттрию-90. Растения после отбора из водоема высушивали, озоляли и определяли содержание стронция-90 и цезия-137 в золе их по указанным для воды методикам.

В таблице приведены сравнительные данные по размерам озер, прозрачности воды и содержанию в ней некоторых макроэлементов. Видно, что

Сравнительная характеристика озер различной трофности

Озеро	Поверхность, км²	Средняя глубина	Максимальная глубина	Прозрачность	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
		м			мг/л			
Б. Миассово . . .	11,5	10,96	22,5	4—5	6,58	15,52	23,0	9,64
Б. Таткуль	2,5	1,94	3,0	1—2	3,26	9,78	19,9	7,01

в летние месяцы концентрации калия, натрия, магния и кальция в оз. Б. Миассово выше, чем в Б. Таткуле. По прозрачности воды можно судить, что количество взвешенных частиц (в основном органического происхождения) в последнем значительно больше. Эти отличия сказались на накоплении радиоизотопов растениями данных озер. На рис. 1 сравниваются коэффициенты накопления радиостронция семью видами наиболее распространенных растений, встречающихся как в том, так и в другом водоеме. В оз. Б. Таткуль накопление стронция-90 всеми видами растений шло несколько интенсивнее, чем в оз. Б. Миассово. Вполне вероятно, что наряду с другими факторами решающую роль здесь сыграло более низкое содержание кальция и магния в воде оз. Б. Таткуль.

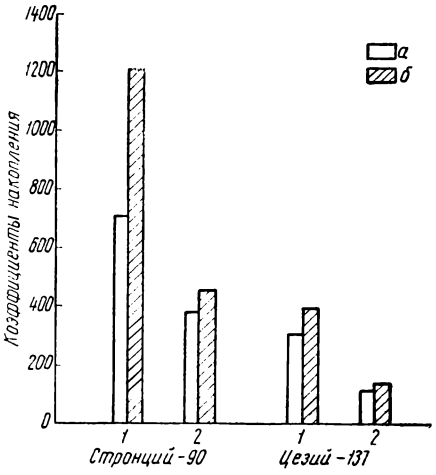


Рис. 3. Коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 элодеей (*1*) и роголистником (*2*) из растворов с водой озер Б. Миассово (*а*) и Б. Таткуль (*б*).

Существенные отличия наблюдаются при сравнении коэффициентов накопления цезия-137 в обоих озерах (рис. 2). Для некоторых видов растений коэффициенты накопления в оз. Б. Таткуль почти в семь раз выше, чем в Б. Миассово (*Stratiotes aloides*, *Phragmites communis*, *Potamogeton natans*). Возможно, что и в данном случае на величины коэффициентов накопления радиоцезия в значительной степени повлияло содержание в воде элементов-аналогов: концентрация калия в Б. Таткуле в два, а натрия — в полтора раза ниже, чем в Б. Миассово (см. таблицу).

Одновременно с отбором проб воды и растений из естественных водоемов в лабораторных условиях был проведен опыт по изучению накопления стронция-90 и цезия-137 двумя видами пресноводных растений из растворов, приготовленных на воде, взятой из озер Б. Миассово и Б. Таткуль. Как показали экспериментальные исследования (рис. 3), радиостронций и радиоцезий более интенсивно накапливались растениями из растворов с водой оз. Б. Таткуль, где содержание элементов-аналогов было меньше. Причем для стронция-90 коэффициенты накопления в эксперименте незначительно отличались от данных, полученных в природных условиях. Для цезия-137 данные лабораторных опытов были несколько ниже. Такое явление наблюдалось и раньше при сравнении коэффициентов накопления, полученных в лабораторных условиях и при анализе растений из естественных водоемов (Куликов и др., 1968б).

Итак, предварительное изучение накопления стронция-90 и цезия-137 в озерах различной трофности, отличающихся друг от друга размерами, количеством водной растительности, химическим составом воды и рядом других свойств, показало, что коэффициенты накопления этих радионуклидов могут меняться в зависимости от типа озера. Дальнейшие исследования по изучению динамики накопления растениями радиоизотопов и их химических аналогов в этих озерах с учетом большего числа факторов среды помогут более детально обсудить явления, влияющие на процессы накопления, что позволит впоследствии, учитывая лимнологические характеристики водоемов, прогнозировать поведение этих радиоизотопов в том или ином типе озера.

ЛИТЕРАТУРА

Гаевская Н. С. Роль высших водных растений в питании животных пресных водоемов. М., «Наука», 1966.

Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Зернов С. А. Общая гидробиология. М., Биомедгиз, 1934.

Иванов В. И., Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении цезия-137 пресноводными растениями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. Накопление некоторых радиоизотопов живыми и мертвыми тканями пресноводных растений.— Радиобиология, 1967, т. 7; вып. 2.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. О прочности фиксации стронция-90 и цезия-137 живыми и мертвыми тканями пресноводных растений.— Радиобиология, 1968а, т. 8, вып. 5.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Флейшман Д. Г. О накоплении цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в природных водоемах.— Докл. АН СССР, 1968б, т. 178, № 6.

Поликарпов Г. Г. Роль детритообразования в миграции стронция-90, цезия-137 и церия-144. Опыты с морской водорослью *Cystoseira barbata*. — Докл. АН СССР, 1961, т. 146, № 4.

Тимофеева Н. А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Флейшман Д. Г., Романова Е. С., Бакланова С. М., Некоторые данные о радиоактивности объектов биосферы р. Паратунки. — Вопр. ихтиол., 1965, т. 5, вып. 4.

Agnedal P. O. Calcium and strontium in Swedish water and fish, and accumulation of strontium-90.— AE Repts, 1966, № 224.

Häsänen E., Miettinen J. K. Cesium-137 content of freshwater fish in Finland.— Nature, 1963, v. 200, N 4910.

Häsänen E., Miettinen J. K. Gamma emitting radionuclides in Subarctic vegetation during 1962—1964.— Nature, 1966, v. 212, N 5060.

Kolehmainen S., Häsänen E., Miettinen J. K. Cs^{137} level in fish in different limnological tipes of laces in Finland during 1963.— Helph Phisics, 1966, v. 12.

Ophel I. L. The fate of radiostrontium in freshwater community. Radioecology. New-York Reinhold Pabl. Corp. (Proseeding of the National Symposium on Radioecology beld at Colorado State University. Fort Collins, Colorado. September 10—15, 1961). Washington, D. C. Amer. Inst. Biol. Sci, 1963.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О КОРРЕЛЯЦИИ ЗОЛЬНОСТИ И КОЭФФИЦИЕНТОВ НАКОПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

А. И. ЛЕВИНА, С. А. ЛЮБИМОВА
Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

Концентрация химических элементов в водных растворах оказывает существенное влияние на накопление радиоизотопов гидробионтами (Повелягина, 1959; Гилева, 1965; Иванов и др., 1965; Тимофеева, 1965). Наряду с этим, вопросы о соотношении радиоизотопов и их стабильных носителей в самих гидробионтах остаются недостаточно изученными. Очевидно, физиологические особенности организма должны в значительной степени влиять на его аккумулятивную способность по отношению к тому или иному химическому элементу.

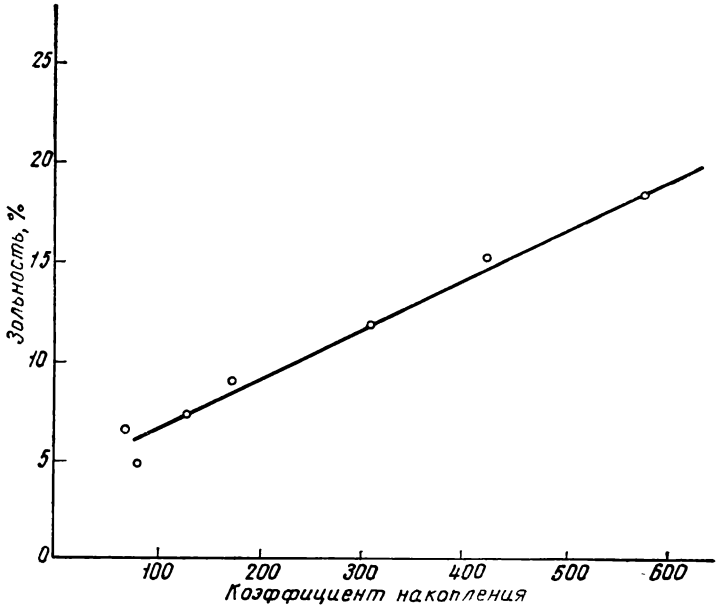


Рис. 1. Зависимость коэффициентов накопления стронция-90 от зольности пресноводных растений в условиях естественного водоема.

Зольность — это характеристика, показывающая концентрацию минеральных веществ в растениях. Одним из основных элементов, составляющих минеральной остаток растений, является кальций. Естественно предположить, что поскольку кальций и стронций — химические аналоги, то должна существовать корреляция между коэффициентами накопления стронция растениями и концентрацией в них кальция, или зольностью растений.

Коэффициенты накопления стронция-90, зольность и содержание кальция в пресноводных растениях

Вид растения	Зольность	Содержание кальция	Коэффициенты накопления	
	%		в опытах	в природе
Cladophora fracta Kutz.	14	2	1910	1042
C. glomerata Kutz.	18	—	900	—
Spirogyra crassa Kutz.	20	—	235	—
S. sp.	24	15	550	286
Chara sp.	45	9,9	350	1131
Ch. fragilis Desw.	55	14,5	400	1360
Ch. tomentosa L.	30	9,9	—	1031
Nitella hialina Ag.	45	9,6	—	1014
Tolipellopsis Stelligera Mig. (?)	50	13,5	—	5555
Fontinalis sp.	26	—	360	1096
Drepanocladus sendtneri (Shimp.) Warnst.	10	1,2	680	664
Lemna minor L.	19	1,2	400	511
Hydrocharis morsus ranae L.	20	1,4	415	1211
Stratiotes aloides L.	18	2,0	615	589
Ceratophyllum demersum L.	17	4,0	510	301
Utricularia vulgaris L.	13	—	665	—
Ranunculus circinnatus Sibth.	14	1,3	—	345
Elodea canadensis Rich.	18	2,7	805	892
Najas flexilis Rostk et Schm.	15	0,8	—	268
Myriophyllum spicatum L.	11	1,7	445	445
Potamogeton lucens L.	8	1,4	—	309
P. perfoliatus L.	10	1,6	685	410
P. compressus L.	11	1,7	1020	528
P. crispus L.	15	—	—	1108
P. natans L.	8	0,9	670	333
Nuphar luteum Smith.	11	2,2	—	100
N. pumilus L.	10	—	—	137
Polygonum amphybium L.	5	0,2	—	25
Phragmites communis Trin.	7	0,2	—	34
Scirpus lacustris L.	7	0,2	25	—
Typha latifolia L.	7	0,5	—	127
T. angustifolia L.	7	—	25	—
Equisetum limosum L.	15	1,4	—	273
Menyanthes trifoliata L.	9	0,7	—	177
Calla palustris L.	10	0,7	45	245

Наличие корреляции между двумя признаками не означает существования причинно-следственной связи между ними, но оба коррелирующих признака могут быть обусловлены третьим, например, механизмом накопления.

В настоящей работе на основании экспериментальных данных и результатов исследований растений естественных водоемов анализируется связь между содержанием кальция и коэффициентами накопления стронция-90 в пресноводных растениях.

В связи с тем, что кальций составляет до 35% зольности остатка растений, интересно проследить корреляцию между зольностью и коэффициентами накопления стронция. Выявление такой корреляции позволит судить о характере накопления элементов гидробионтами.

Коэффициенты накопления стронция-90 для некоторых видов пресноводных растений, полученные в экспериментальных и природных условиях, а также значения зольности (в процентах от сухого веса растений) и процентное содержание кальция (на сухой вес) для этих же растений показаны в таблице. Данные приведены для оз. Б. Миассово. Зависимость зольности и коэффициентов накопления стронция в естественных условиях представлена на рис. 1.

Для проведения корреляционного анализа и построения линии регрессии необходимо, чтобы исследуемые случайные величины относились к одной выборке. Из гистограммы (рис. 2) видно, что данные по зольности распадаются на две совокупности, каждая из которых приблизительно подчиняется нормальному распределению. Средние зольности этих двух групп: $x_1=12{,}5\%$ и $x_2=46{,}5\%$ (для харовых). Разница средних этих совокупностей, оцененная по критерию Стьюдента, значима ($T=5{,}5$) с уровнем достоверности 99,9%. Как видно, харовые водоросли составляют отдельную выборку и по зольности, и по коэффициентам накопления стронция.

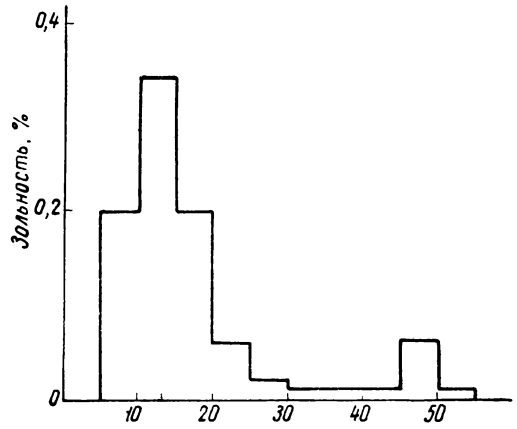


Рис. 2. Гистограмма зольности пресноводных растений.

Внутри первой группы растений (исключая харовые) коэффициент корреляции, вычисленный способом наименьших квадратов, равен 0,66. Для 26 степеней свободы эта величина значима с уровнем достоверности 99%. Линия регрессии линейна. Уравнение регрессии на коэффициенты накопления стронция (естественные условия) по зольности имеет вид

$$y=9{,}3+8{,}1\cdot10^{-3}x,$$

где x — зольность, y — коэффициент накопления стронция.

Доверительная зона регрессии определялась по критерию Стьюдента

$$B=(8{,}1\pm3{,}2)\cdot10^{-3}.$$

Как видно, она довольно широка, что объясняется большой вариабельностью данных для разных видов растений.

Линия регрессии проходит оптимально через экспериментальные точки (см. рис. 1).

Коэффициент корреляции между концентрацией кальция и коэффициентом накопления стронция, измеренным в экспериментальных условиях, равен 0,68 (уровень достоверности 99%).

Для данного случая получим

$$y=0{,}66+1{,}7\cdot10^{-3}x.$$

Коэффициент корреляции между концентрацией кальция и коэффициентом накопления стронция (в естественных условиях) равен 0,63 (уровень достоверности 95%). Уравнение регрессии имеет вид

$$y=0{,}8+1{,}1\cdot10^{-3}x.$$

Как видно, уравнение регрессии кальция и коэффициенты накопления стронция для естественных и экспериментальных условий аналогичны. У группы харовых водорослей оба признака — и зольность, и коэффициенты накопления стронция-90 — превышают величину таковых у пресноводных растений. Это говорит о наличии у харовых особого механизма накопления как микро-, так и макроэлементов. Если включить харовые в общий ряд экспериментальных данных, то общая тенденция увеличения коэффициентов накопления с увеличением зольности усиливается. Уравнение регрессии из линейного превращается в экспоненциальное

$$y=7{,}58e^{1{,}21\cdot10^{-3}x}$$

с коэффициентом корреляции 0,85. Это подтверждает предположение о том, что накопление радиоизотопа микроэлемента связано с содержанием его неизотопного носителя в растении.

Вывод

Статистическая обработка экспериментальных данных подтвердила предположение о том, что существует корреляция между зольностью растений и концентрацией кальция в них, с одной стороны, и коэффициентами накопления стронция-90 — с другой. Следовательно, накопление радиоизотопа микроэлемента растением в какой-то мере определяется содержанием неизотопного макроэлемента — аналога в минеральном остатке растений.

ЛИТЕРАТУРА

Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Иванов В. И., Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении цезия пресноводными растениями.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

Повелягина З. С., Телитченко М. М. Концентрация радиоактивных изотопов P и Sr разными видами пресноводных моллюсков.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1959, № 2.

Тимофеева Н. А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

РАДИОАКТИВНЫЙ И СТАБИЛЬНЫЙ ЦЕЗИЙ В ГИДРОБИОНТАХ оз. ДАЛЬНЕГО (КАМЧАТКА)

А. А. СОЛЮС, И. В. БУРОВИНА, Ю. П. КАНЕВСКИЙ, Д. Г. ФЛЕЙШМАН

Институт эволюционной физиологии и биохимии им. И. М. Сеченова АН СССР, г. Ленинград

В настоящее время в результате развития ядерной техники биосфера морских и пресных водоемов загрязняется искусственными радиоизотопами. Это явилось своеобразным стимулом к изучению взаимодействия радиоактивной среды и живых организмов. Поскольку основная масса радиоактивных отходов поступает в моря и океаны, особый интерес вызвало изучение морской биосферы. Однако изучение пресноводных водоемов и их гидробионтов также представляет не меньший интерес, так как вследствие низкой солености воды в них даже небольшие радиоактивные загрязнения могут привести к большому накоплению радиоизотопов гидробионтами. Известно, что гидробионты, обитающие в слабоминерализованных озерах, содержат в десятки и сотни раз больше Cs^{137} и Sr^{90}, чем гидробионты морей и океанов (Kolehmainen et al., 1966; Agnedal, 1966).

Таблица 1

Содержание Cs^{137} в мышцах рыб, и зоопланктоне оз. Дальнего, *пкюри/кг* свежей ткани по годам

Объект исследования	1962	1964	1965	1966	1967
Зоопланктон	—	—	—	700	355
Рыба					
красная:					
молодь	—	2880	3050	3000	2600
карлики	1480	2740	2500	2550	1950
Кижуч (молодь)	720	—	2060	5100	3420
Колюшка	—	—	10200	5450	3850
Голец озерный	—	6200	9600	7220	—
Голец озерно-речной	—	—	—	2880	—

В нашей лаборатории с 1962 г. проводится исследование воды и некоторых гидробионтов оз. Дальнего, расположенного в бассейне р. Паратунки (Флейшман и др., 1965; Скульский и др., 1967; Флейшман, 1968). Это озеро общей площадью более 1,5 *км*² достигает глубины 60 *м*. Оно имеет сток в океан и в течение года обменивает примерно 1/4 часть своей воды. Низкое содержание калия в оз. Дальнем (0,27 *мг/л*) обусловливает высокие коэффициенты накопления калия и близких ему по химическим свойствам рубидия и цезия.

Объектами исследования были зоопланктон и вода, а также рыбы следующих видов: красная — *Oncorhynchus nerka* (молодь красной, «карлики»[1]), кижуч — *O. kisutch* (молодь)[2], гольцы — *Salvelinus malma*, колюшка — *Gasterosteus aculeatus*.

[1] Карлики — половозрелые особи красной, не скатывающиеся в океан.
[2] Возраст молоди кижучей и молоди красной — 2—3 года.

Нами исследовались уровни содержания радиоактивного изотопа Cs^{137}. Измерения производили в образцах, высушенных до постоянного веса. Детектором чувствительного гамма-спектрометра служил кристалл NaI (Tl) диаметром 110 *мм* и высотой 80 *мм*, с колодцем, позволяющим работать с образцами весом до 20—25 *г*. Эффективность регистрации гамма-квантов

Таблица 2

Содержание стабильного цезия и удельная активность цезия в мышцах рыб, зоопланктоне и воде по годам

Объект исследования	Содержание цезия*, *мкг/кг* свежей ткани	Удельная активность** Cs^{137}/Cs, *пкюри/мкг* цезия			
		1964	1965	1966	1967
Вода	$4{,}3\cdot10^{-3}$	—	—	148	—
Зоопланктон	3,6	—	—	162	97
Рыба					
Красная:					
молодь	22	171	180	176	122
карлики	17	—	—	150	126
Кижуч (молодь)	50	135	—	—	90
Колюшка	42	—	125	90	100
Голец озерный	103	60	92	81	—
Голец озерно-речной	63	—	—	46	—

* Приведены средние результаты измерений за 1964—1967 гг.

** Удельную активность определяли для каждой индивидуальной пробы, после чего вычисляли средние значения.

цезия-137 составляла 20% при фоне 24 *имп/мин* в интервале энергий 610—710 *кэв*.

Из табл. 1 видно, что содержание цезия-137 у разных видов рыб различно. Это можно объяснять двумя причинами: различными способностями разных рыб к накоплению цезия и отсутствием равновесия между радиоактивным и стабильным изотопами его в экосистеме оз. Дальнего. Чтобы разобраться в этих вопросах, в исследованных гидробионтах было измерено содержание стабильного цезия. Измерения производили методом изотопного разбавления на масс-спектрометре МИ-1305 (Буровина и др., 1963). На основании полученных результатов была определена удельная активность цезия.

Таблица 3

Коэффициенты вариации уровней содержания стабильного и радиоактивного цезия и его удельной активности

Объект исследования	Коэффициенты вариации		
	Cs^{137}/K	Cs/K	Cs^{137}/Cs
Красная:			
молодь	12,5	18	21
карлики	16	14	18
Кижуч, молодь	35	54	61
Голец озерный	34	36	38
Голец озерно-речной	39	96	47

Как видно из табл. 2, справедливы оба предположения. Различные виды гидробионтов действительно отличаются друг от друга по способности накапливать цезий. Это следует из того, что уровни содержания стабильного цезия меняются от вида к виду. Наименьшие содержания его, как и в случае радиоактивного изотопа, наблюдаются в молоди красной и карликах.

С другой стороны, удельная активность цезия различна у разных видов гидробионтов, что говорит об отсутствии равновесия между радиоактивным и стабильным изотопами цезия в экосистеме этого озера.

Коэффициенты вариации удельной активности цезия (табл. 3) свидетельствуют о том, что и внутри видов между изотопами его нет равновесия. Соотношение стабильного цезия и цезия-137 меньше всего варьирует среди представителей исследованных форм красной, а у гольцов и кижу-

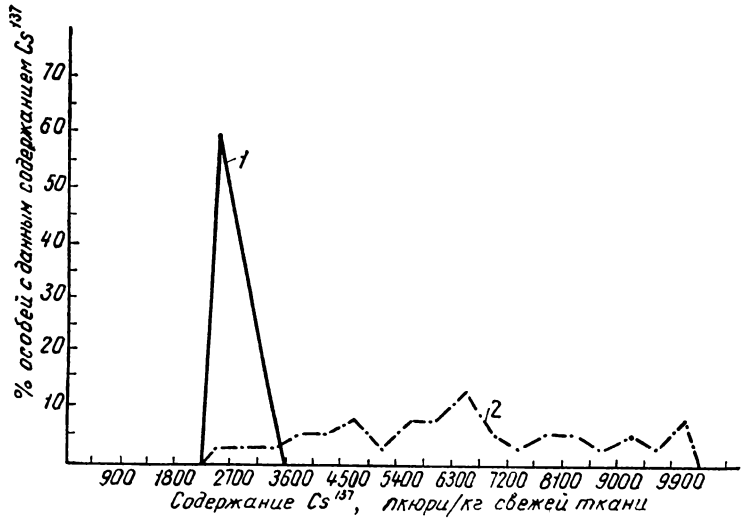


Рис. 1. Распределение индивидуальных проб молоди красной (*1*) и озерных гольцов (*2*) по содержанию цезия-137.

чей заметно меняется от особи к особи. Подобно удельной активности цезия, содержание его изотопов колеблется. Приведенные в табл. 3 коэффициенты вариации характеризуют индивидуальную изменчивость в со-

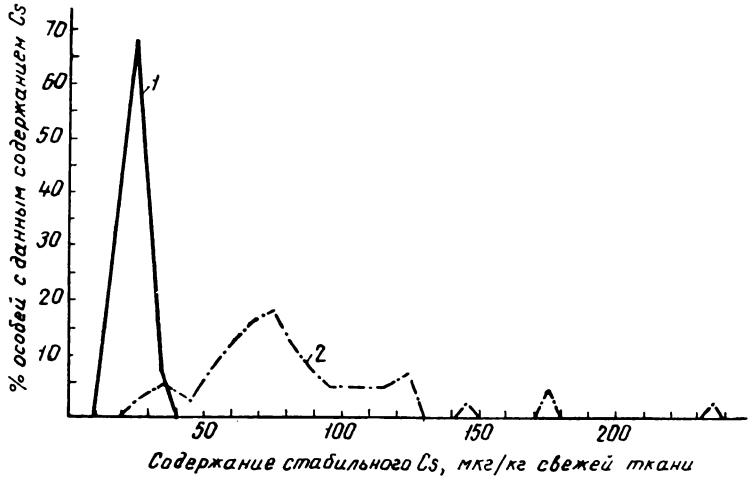


Рис. 2. Распределение индивидуальных проб молоди красной (*1*) и озерных гольцов (*2*) по содержанию стабильного цезия.

держании цезия. Кроме того видно, что размах индивидуальных колебаний различен в разных видах.

Исследованные виды можно разделить на две группы. К первой относится красная (молодь, карлики), у которой коэффициенты вариации не превышают 18%, а ко второй — гольцы и кижучи, отдельные особи которых сильно различаются по содержанию цезия (коэффициенты вариации

в 2—5 раз выше, чем у красной). Приведенные на рис. 1 и 2 вариационные кривые для молоди красной и озерных гольцов хорошо иллюстрируют различия внутривидовых распределений радиоактивного и стабильного изотопов цезия. Как видно из рисунков, вариационная кривая у гольцов значительно шире, чем у красной. Если сопоставить полученные результаты с тем фактом, что красная является монофагом и питается преимущественно планктоном, а пища гольцов и кижучей разнообразна (детрит, бентос и мелкая рыба), то можно предположить, что причина индивидуальных колебаний — неравномерное распределение цезия в источниках питания. Следует также учесть, что при исследовании красной и кижучей взяты определенные возрастные группы, а возраст исследовавшихся гольцов был различен. Поэтому на высокий размах индивидуальных колебаний у последних могут оказывать влияние и возрастные физиологические факторы (Флейшман, статья в настоящем сб.).

ЛИТЕРАТУРА

Буровина И. В., Нестеров В. П., Флейшман Д. Г. Масс-спектрометрический метод определения микроколичеств цезия.— Радиохимия, 1963, т. 5, вып. 2.

Скульский И. А., Буровина И. В., Леонтьев В. Г. Особенности распределения натрия, калия, рубидия и цезия в организме пресноводных, проходных и морских рыб.— Ж. эвол. биохим. и физиол., 1967, т. 3, № 1.

Флейшман Д. Г. Cs^{137} и Mn^{54} в гидробионтах некоторых озер Камчатки.— Ж. эвол. биохим. и физиол., 1968, т. 4, № 1.

Флейшман Д. Г., Романова Е. С., Бакланова С. М. Некоторые данные о радиоактивности объемов биосферы в бассейне реки Паратунки. — Вопр. ихтиол., 1965, т. 5.

Флейшман Д. Г., Скульский И. А., Леонтьев В. Г., Буровина И. В. Смещения соотношений CS/K в морских и пресноводных гидробионтах по сравнению со средой обитания. Статья в настоящем сб.

Agnedal P. O. Calcium and strontium in swedish waters and fish, and accumulation of strontium-90.— Aktieboliget Atomenergy. Stockholm, 1966.

Kolehmainen S., Häsänen S., Miettinen I. K. Cs^{137} levels in fish of different limnological types of lakes in Finland during 1963.— Health Phys., 1966, v. 12, p. 917.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О НЕКОТОРЫХ СООТНОШЕНИЯХ СТАБИЛЬНЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ ИОНОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

Л. И. ПИСКУНОВ, С. И. ТРЕЙГЕР, С. Ф. КОЙСИН, А. А. ШМАКОВА, Р. Г ТУРУНОВСКАЯ

Свердловская областная санитарно-эпидемиологическая станция

Для экологии пресноводного биоценоза исключительное значение имеет химический состав воды, как среды обитания организмов, и соотношения между ее ионными компонентами.

Гидрохимический режим большинства поверхностных водоемов изучен более или менее достаточно. Тем не менее выявляются некоторые новые закономерности между ионами и связь их с определенными гидрологическими параметрами.

Таблица 1

Уравнения связи между расходом воды р. Дон и ее радиоактивностью за период X.1957—XII.1959 гг.

Тип соотношения	Общий вид уравнения связи	Значения параметров		
		q	P	τ
Q, ΣR	$Q+q \simeq P\ (\Sigma R)^{\tau}$	1400	1720	0,05
Q, $R_и$	$Q+q \simeq P\ R_и^{\tau}$	1430	1560	0,081
Q, $R_е$	$Q \simeq P\ R_е^{\tau}$	0	12,3	1,19

В гидрохимии часто пользуются расчетом ионного стока рек по формуле

$$I_{\Sigma} = kCQ = CI_{в},$$

где C — минерализация; Q — расход воды; $I_в$ — сток воды; k — коэффициент пропорциональности.

Это соотношение считается наиболее приемлемым для рек, отличающихся малыми водосборами (Алекин, Бражникова, 1963, 1964). Такая зависимость подмечается не только для равнинных, но и для горных рек (Абдулхаиров, 1966). Возникает вопрос, нельзя ли установить аналогичные зависимости (в первом приближении хотя бы стохастические) между расходом воды и концентрацией в ней радиоактивных ионов, а также связь между стабильными и радиоактивными ионами?

Прежде всего рассмотрим некоторые корреляционные зависимости между расходом воды и содержанием в ней радиоактивных веществ на примере р. Дон за период X.1958—XII.1959 гг. (Страдомский, 1961б). Пусть $\sum R$ — общий сток радиоактивных веществ, $R_и$ — сток радионуклидов искусственного происхождения и $R_е$ — естественного (в *кюри*), $R_у$ — суммарная удельная активность воды (в *пкюри/л*). Тогда соотношения между расходом воды р. Дон (в *м³/сек*) и ее радиоактивностью можно выразить в виде графиков (рис. 1) и соответствующих им уравнений связи (табл. 1).

Связь между расходом воды и удельной активностью воды проявляется менее отчетливо и в первом приближении может быть выражена в виде формулы связи $Q \simeq P \cdot R_у^{\tau}$ с очень небольшим значением параметра τ. Наблюдается большая дисперсия связи в зимние (I, XII) и весенние (III, IV) месяцы, что вполне закономерно (Страдомский, 1961а).

Полученные уравнения не претендуют на высокую точность, поскольку их параметры определялись графическим путем. Кроме того, следует предполагать о существовании зависимости параметров от ряда местных, в том числе гидрологических факторов, а также от неравномерности глобальных выпадений.

В недалеком прошлом предпринимались попытки оценить расход речного потока по содержанию в воде хлор- и сульфат-ионов (Блинов, 1946).

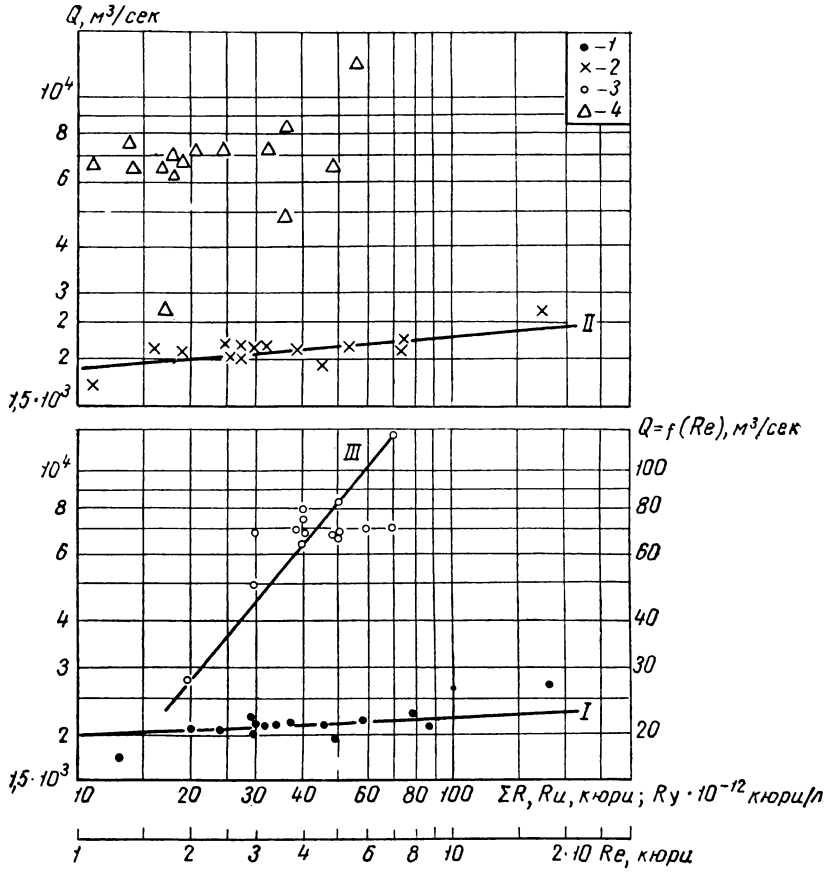


Рис. 1. Зависимость радиоактивности воды и стока радиоактивных веществ от расхода р. Дон за период X.1958—XII.1959 гг. (по Страдомскому):

I, II, III — линии регрессии стока радиоактивных веществ (*1*), искусственных (*2*) и естественных (*3*) радиоактивных элементов на фоне вариаций удельной активности воды (*4*).

По нашим данным, такая возможность действительно существует, и она стала более очевидной после обнаружения корреляции хлор- и сульфат-ионов в природных водах (Пискунов, 1967; Пискунов, Казакова, 1967). В речной воде (не говоря о непроточных водоемах) количество ионов Cl' и SO_4'' составляет от 25 до 50% всех анионов. Эти ионы, повсеместно распространенные, обладают и большой подвижностью. Концентрация хлора в речных водах в 170 раз, а концентрация серы (в сульфатах) в 100 раз больше относительно кларкового содержания этих элементов в литосфере (Алекин, Бражникова, 1964). Все эти особенности, по-видимому, имеют решающее значение для динамики ионного равновесия поверхностных вод.

Если m — концентрация хлор-, а n — концентрация сульфат-ионов в речной воде, то можно записать следующие эмпирические уравнения[1]:

$$Q = Km^{-\eta},$$

$$m + c = An^{b}.$$

Здесь K, η, c, A и b — некоторые постоянные величины, обусловленные конкретными условиями. Из этих уравнений следует, что

$$Q = K(An^{b} - c)^{-\eta},$$

т. е. расход речного потока однозначно определяется концентрацией в воде хлор- и сульфат-ионов.

Теперь подставим значения Q в формулы табл. 1. Получим в общем виде следующие зависимости между стабильными ионами и стоком радиоактивных веществ:

С хлор-ионами (m)	С сульфат-ионами (n)
$P_1(\Sigma R)^{\tau_1} \simeq q_1 + Km^{-\eta}$	$P_1(\Sigma R)^{\tau_1} \simeq q_1 + K(An^{b} - c)^{-\eta}$
$P_2 R_{и}^{\tau_2} \simeq q_2 + Km^{-\eta}$	$P_2 R_{и}^{\tau_2} \simeq q_2 + K(An^{b} - c)^{-\eta}$
$P_3 R_{е}^{\tau_3} \simeq Km^{-\eta}$	$P_3 R_{е}^{\tau_3} \simeq K(An^{b} - c)^{-\eta}$

Полученные выражения неудобны для практического использования вследствие многочисленности различных параметров. Тем не менее они косвенным путем показывают существование корреляционных зависимостей стабильных (хлор-, сульфат-) и радиоактивных ионов в поверхностных водах.

Экспериментальная проверка связи осуществлялась на примере р. Каменки (г. Каменск-Уральский Свердловской обл.). Одновременно анализировалось соотношение между стабильными и радиоактивными ионами в питьевой воде, поступающей в городской водопровод с фильтровальной станции. Технологическая схема станции обычная: смеситель (хлорирование и коагуляция), осветлитель и фильтры.

Измерения суммарной радиоактивности и концентрации стронция-90, а также общий химический анализ воды и определение других ее параметров (сухой остаток, жесткость, pH и др.) производились систематически начиная с 1963 г. В результате получен материал, достаточный для статистического обобщения. Так, были исследованы следующие соотношения: 1) сульфаты — суммарная радиоактивность, стронций-90, хлориды; 2) аналогичный комплекс относительно хлоридов; 3) кальций — стронций-90. Кроме того, при обработке материалов учитывались и другие факторы: время отбора проб, pH и пр. Анализ данных осуществлялся методами математической статистики с применением способа наименьших квадратов (Налимов, 1960; Рокицкий, 1964).

Корреляция между кальцием и стронцием-90 в воде оказалась слабой. Связь между сульфат-ионами, суммарной активностью и удельной активностью стронция-90 несущественна. Зависимость между хлор-и сульфат-ионами со значимым коэффициентом корреляции выразилась в виде уравнений регрессии[2]

$$m_1 + 19 = 14{,}5 \cdot n_1^{0{,}2},$$

$$m_2 + 18 = 8{,}6 \cdot n_2^{0{,}333}.$$

---

[1] Первое — по Л. К. Блинову (1946), второе — по Л. И. Пискунову (1967).

[2] Первое — р. Каменка, второе — питьевая вода.

Как видно, питьевая вода характеризуется некоторым смещением равновесия в сторону хлоридов, что надо расценивать как следствие процесса хлорирования. Уравнения $m_{1,2}=f(n_{1,2})$ могут служить основой для определения загрязнения воды хлор- и сульфат-ионами (Пискунов, Казакова, 1967).

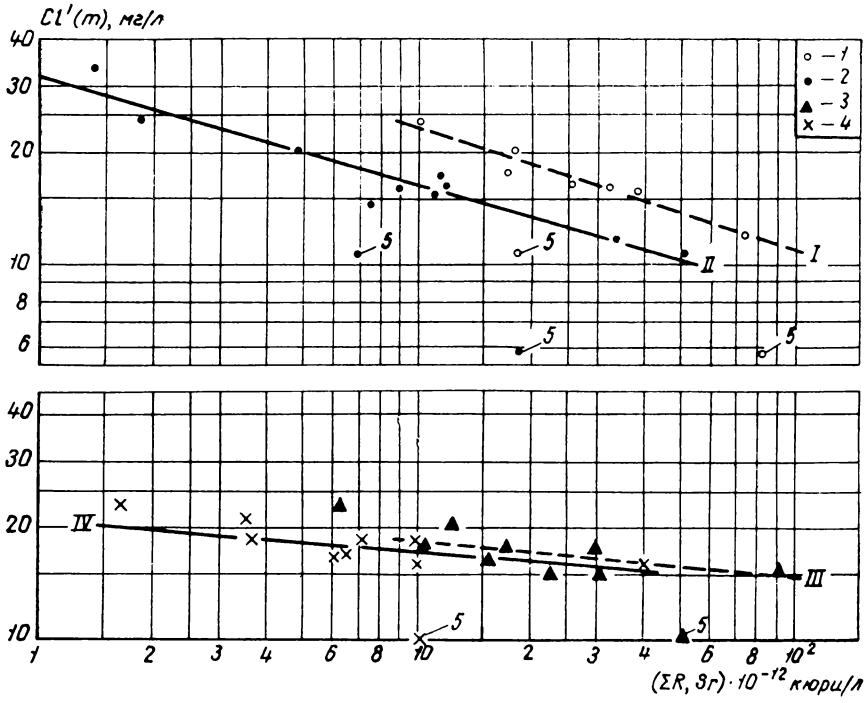


Рис. 2. Связь удельной радиоактивности $\sum R$ и Sr^{90} с концентрацией хлор-ионов в речной (*1*, *2*) и питьевой (*3*, *4*) воде; *5* — точки, отвечающие измерениям в периоды паводка (апрель); *I*, *II* — линии регрессии соответственно *m* по $\sum R$ и *m* по Sr^{90} для речной воды; *III*, *IV* — линии регрессии соответственно *m* по $\sum R$ и *m* по Sr для питьевой воды.

Отчетливая корреляция наблюдается между активностью и содержанием в воде хлор-ионов (рис. 2). Характерная особенность — периоды весеннего паводка (обычно апрель) исключаются из общей закономерности. Установлено,

Таблица 2

Корреляция удельной радиоактивности воды с хлор-ионами

Объекты наблюдений	Колич. наблюдений	Зависимость	Коэффициент корреляции, ρ	Уровень достоверности, %
Река Каменка . . .	7	$\Sigma R=f(m)$	—0,79	98,8
Питьевая вода .	9	$\Sigma R=f(m)$	—0,71	98,5
Река Каменка . . .	9	$S=f(m)$	—0,97	>99,9
Питьевая вода .	9	$S=f(m)$	—0,79	99,6

что равновесие между величинами *m*, суммарной удельной активностью $\sum R$ и стронцием-90 (*S*) нарушается при изменении pH воды, например, до pH=6,5÷6,0. Достоверность корреляции высокая (табл. 2).

Соответствующие уравнения регрессии представлены в табл. 3 (значения хлор-ионов выражены в *мг/л*, величины $\sum R$ и *S* — в *пкюри/л*).

Из полученных соотношений вытекает уравнение равновесия между компонентами в виде $m(\sum R)^{p_1}=\text{const}$ и $mS^{p_2}=\text{const}$ и обусловливаются показатели, характеризующие эффективность очистки воды от радиоактивных веществ.

Особый интерес представляет форма нахождения радиоактивных веществ в воде. Условно они отнесены нами к группе ионов. Предполагается,

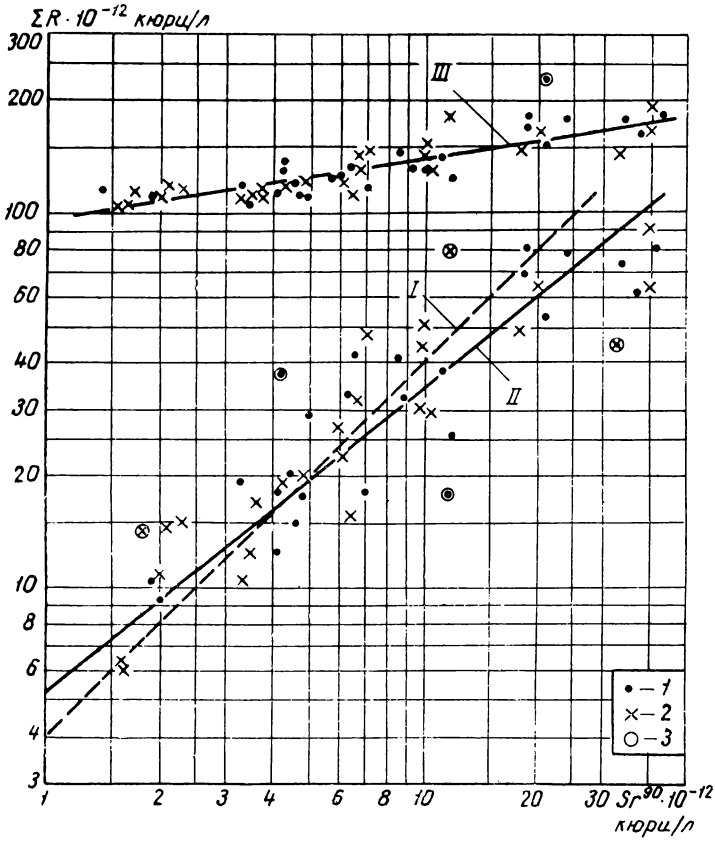


Рис. 3. Зависимость суммарной радиоактивности воды от удельной активности стронция-90 в р. Каменке (*1*) и в водопроводе (*2*) в предположении линейной (*I*) и при степенной (*II*, *III*) функций связи, *3* — измерения, исключенные из расчетов как выскоки.

что радиоактивные ионы могут сорбироваться на взвешенных частицах и находиться в растворенном состоянии (Страдомский, 1961а).

В тех же условиях нами изучалась зависимость между суммарной радиоактивностью воды и удельной активностью стронция-90. В результате получена степенная функция, которая наилучшим образом соответствует экспериментальным данным (рис. 3; табл. 4). Для этой функции (линия III) коэффициент корреляции ϱ оказался равным 0,98, а уровень достоверности—более 99,9%.

Уравнения регрессии II и III (см. табл. 4) в условиях р. Каменки могут использоваться для приближенной оценки величин ΣR и S, если известна какая-либо одна из них. При отсутствии пиковых глобальных выпадений и других источников загрязнения основную долю активности будет составлять калий-40, так как в среднем его удельная активность для рек близ-

ка к 8 *пкюри/л* (Моисеев, Иванов, 1964). Следовательно, другую значительную часть суммарной активности представляет стронций-90.

Таблица 3

Эмпирические зависимости между хлоридами и радиоактивными ионами

Объект наблюдений	Уравнения регрессии m (ΣR, S)
Река Каменка . . .	$m=47{,}9\,(\Sigma R)^{-0{,}319}$
Питьевая вода . .	$m=21{,}9\,(\Sigma R)^{-0{,}085}$
Река Каменка . .	$m=31{,}6\,S^{-0{,}283}$
Питьевая вода . .	$m=21\,S^{-0{,}0875}$

Таблица 4

Характеристика связи стронция-90 с суммарной радиоактивностью воды

Линия регрессии	Уравнения регрессии
I	$\Sigma R=4\,S$
II	$\Sigma R=5{,}2\,S^{0{,}817}$
III	$\Sigma R+100=95{,}9\,S^{0{,}161}$

Аналогичные предварительные исследования были проведены для семи водоемов Свердловской области (Белоярское водохранилище, озера Шарташ, Балтым, Таватуй; реки Исеть, Пышма, Чусовая). В основном подмечена такая же зависимость, однако наблюдается значительная дисперсия. Возможно, это объясняется тем, что часть проб воды была отобрана в период весеннего паводка 1968 г.

Характер причинной связи хлор-ионов и стронция-90 нуждается в дальнейшем изучении. Уместно отметить существование подобной некорректной связи другого галогена — фтора — со стронцием-90 в организме животных (Книжников, 1961). По-видимому, в обоих случаях проявляются некоторые общие закономерности.

Выводы

1. Путем аналогии намечена статистическая связь стока радиоактивных веществ с концентрацией хлор- и сульфат-ионов в речной воде.
2. На примере р. Каменки показана корреляционная зависимость между хлоридами, суммарной радиоактивностью и удельной активностью стронция-90 в речной и питьевой воде.
3. Найденная зависимость применительно к рассматриваемому примеру водоснабжения из р. Каменки может быть использована, во-первых, для оценки радиоактивности воды, во-вторых, для некоторого регулирования содержания радиоактивных веществ, в частности стронция-90, в питьевой воде.
4. При нормальных условиях намечается возможность грубой оценки активности стронция-90 в воде по ее суммарной радиоактивности и наоборот.
5. Выявленный фактор некорректной связи стабильных и радиоактивных ионов представляет интерес при радиоэкологических исследованиях пресноводного биогеоценоза.

ЛИТЕРАТУРА

Абдулхаиров Р. Г. О взаимозависимости химического состава и расхода воды рек Киргизии. Фрунзе, «Илим», 1966.

Алекин О. А., Бражникова Л. В. Методы расчета ионного стока.— Гидрохимические материалы, 1963, т. 35.

Алекин О. А., Бражникова Л. В. Сток растворенных веществ с территории СССР. М., «Наука», 1964.

Блинов Л. К. О некоторой зависимости минерального состава речной воды от гидрологических факторов.— Метеорология и гидрология, 1946, № 6.

Книжников В. А. Влияние фтора на накопление Sr^{90} в скелете крыс.— Мед. радиология, 1961, № 11.

Моисеев А. А., Иванов В. И. Краткий справочник по радиационной защите и дозиметрии. М., Атомиздат, 1964.
Налимов В. В. Применение математической статистики при анализе вещества. М., ГИФМЛ, 1960.
Пискунов Л. И. Корреляция хлор- и сульфат-ионов в природных водах.— Докл. АН СССР, 1967, т. 176, № 5.
Пискунов Л. И., Казакова В. М. К вопросу о корреляции анионов хлорида и сульфата при оценке загрязненности подземных вод.— Гигиена и санитария, 1967, № 12.
Рокицкий П. Ф. Основы вариационной статистики для биологов. Минск, изд-во БГУ, 1964.
Страдомский В. Б. Некоторые данные по радиоактивности воды р. Дон.— Гидрохимические материалы, 1961а, т. 34.
Страдомский В. Б. Сток радиоактивных веществ р. Дон в Азовское море (1959).— Гидрохимические материалы, 1961б, т. 34.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О НЕКОТОРЫХ ЗАКОНОМЕРНОСТЯХ ПОВЕДЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ НЕПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМАХ

Н. Г МЕШАЛКИНА

Институт биофизики МЗ СССР, г. Москва

В настоящее время в связи с загрязнением биосферы продуктами деления урана большое значение приобретают вопросы прогнозирования уровней долгоживущих радиоизотопов в объектах внешней среды и, следовательно, в открытых водоемах [1, 4, 5].

Для этого необходимо знание закономерностей поведения радиоизотопов в водоемах в природных или в близких к природным условиях.

В данной работе, проводившейся на двух экспериментальных непроточных водоемах, искусственно загрязненных стронцием-90, рассматриваются следующие вопросы:

1. Распределение стронция-90 по компонентам водоема.
2. Определение коэффициентов пропорциональности между содержанием стронция-90 в гидробионтах и воде.
3. Изучение вида статистического распределения стронция-90, стабильного стронция и кальция в воде, донных отложениях и рыбе изучаемого водоема.

Определение процентного содержания стронция-90 в основных компонентах водоема (в воде, иле, биомассе) имеет значение для прогнозирования уровня загрязнения воды в условиях динамического равновесия.

Сравнительное изучение коэффициентов пропорциональности (КП) между содержанием стронция-90 в гидробионтах и воде и коэффициентов дискриминации (КД) стронция-90 по отношению к кальцию при переходе этих элементов в системе вода — водные организмы дает возможность выбрать наиболее удобный для расчетов коэффициент.

Получение сведений о виде статистического распределения стронция-90 в отдельных компонентах водоема необходимо для правильной математической обработки экспериментального материала и выбора объекта контроля.

Наблюдения проводились в условиях установившегося динамического равновесия стронция-90 в водоемах. Содержание стронция-90 в предварительно обработанных пробах воды, водной растительности, донных отложений и рыбы определяли радиохимически, с помощью азотной кислоты. Ошибка метода составляла $\pm$ 20%.

Определение кальция в воде проводилось трилонометрическим методом, в остальных видах проб — оксалатно-перманганатным. Содержание стронция стабильного определялось спектрографически.

При изучении характера распределения стронция-90 между водой, донными отложениями и биомассой необходимо было определить содержание этого изотопа в указанных компонентах.

Знание удельной активности воды ($a_{уд}$) и объема водной массы (v) позволило рассчитать запас стронция-90 в воде водоемов (A);

$$A = a_{уд} \cdot v.$$

Количество стронция-90 в эффективном слое донных отложений определялось как

$$A' = a_{уд} \cdot v'.$$

Для расчета запаса стронция-90, удерживаемого биомассой, были использованы полученные нами КП между содержанием его в высших растениях, планктоне и бентосе и данные по количественному учету биомассы некоторых водоемов изучаемой климатической зоны.

В табл. 1 приведены данные по количественному содержанию стронция-90 в воде, донных отложениях и биомассе экспериментальных водоемов. Как видно, в условиях динамического равновесия стронция-90 в непроточном водоеме $\approx$ 90% изотопа содержится в донных отложениях, $\approx$ 10% в воде и менее 1% от общего количества приходится на долю биомассы. Поэтому при различных прогностических расчетах непроточный водоем следует рассматривать как двухкомпонентную систему (вода — донные отложения), поскольку запасом стронция-90 в биомассе практически можно пренебречь.

Таблица 1

Запас стронция-90 в различных компонентах водоемов

Компонент	Содержание Sr^{90} в водоемах, усл. ед.		Содержание Sr^{90} в среднем по водоемам, %
	1	2	
Вода	1	1	$\approx$10
Донные отложения	10	11	$\approx$90
Биомасса	0,13	0,12	<1

Таблица 2

Коэффициенты пропорциональности между содержанием Sr^{90} и Ca в некоторых видах водных растений и воде

Вид растений	$КП_{Sr^{90}}$	$КП_{Ca}$	$КД_{Sr^{90}/Ca}$
I группа			
Тростник . . .	140	175	0,8
Камыш	180	40	4,5
II группа			
Уруть	1000	1180	0,9
Роголистник . .	1850	850	2,2
Элодея	2060	1310	1,6
Телорез	1250	1100	1,1
Ряска	1000	1200	0,8

Установление количественных соотношений между концентрацией стронция-90 в некоторых гидробионтах и воде представляет интерес в радиологическом плане.

При изучении содержания стронция-90 в высшей водной растительности нами были определены значения коэффициентов пропорциональности и коэффициентов дискриминации стронция-90 по отношению к кальцию при переходе этих элементов в системе вода — водные растения (табл. 2).

По величине $КП_{Sr^{90}}$ растения можно разделить на две группы: I — жесткая прибрежная растительность; II — полностью погруженные растения, свободно плавающие или проводящие часть жизненного цикла в прикрепленном состоянии.

Коэффициенты пропорциональности между содержанием стронция-90 в воде и растениях I и II групп отличаются почти на порядок. Вследствие того, что укореняющиеся растения наряду с поглощением химических элементов из воды получают часть минеральных элементов из донных отложений, рассчитанные нами $КП_{Sr^{90}}$ и $КП_{Ca}$ носят несколько условный характер.

Значения $КД_{Sr^{90}/Ca}$ в системе вода — водное растение во всех случаях близки к единице или выше, что свидетельствует о незначительной дискриминации стронция-90 по отношению к кальцию или полном отсутствии ее при переходе данных элементов из воды в растение.

Особый интерес при радиоэкологических исследованиях представляет изучение содержания стронция-90 в рыбе, так как она, наряду с водой, может являться источником поступления стронция-90 в рацион человека [2].

Одновременно с определением коэффициентов пропорциональности между содержанием стронция-90 в костной ткани рыб и воде были определены коэффициенты дискриминации стронция-90 и стронция стабильного по отношению к кальцию при переходе их из воды в кость рыбы. Они выразились в следующих цифрах: $КП_{Sr^{90}}$ 7300 ± 500; $КП_{Sr}$ 8300 ± 800; $КП_{Ca}$ 12000 ± 2000; $КД_{Sr^{90}/Ca}$ $0{,}6 \pm 0{,}06$; $КД_{Sr/Ca}$ $0{,}6 \pm 0{,}1$.

Видно, что $КП_{Sr^{90}}$ и $КП_{Sr}$ практически одинаковы, а $КП_{Ca}$ несколько выше, чем для обоих изотопов стронция. Вследствие этого не наблюдается также различия в величинах коэффициентов дискриминации стронция-90 и стабильного стронция по отношению к кальцию. В целом можно отметить довольно хорошее совпадение результатов наших наблюдений с данными, согласно которым значение $КД_{Sr/Ca}$ для пресноводных костистых рыб находится в пределах 0,5 и является постоянной величиной, не зависящей от концентрации ионов кальция в воде [3, 6, 7].

Поэтому при прогнозировании уровня содержания стронция-90 в рыбе, обитающей в загрязненных водоемах, наряду с коэффициентами пропорциональности в некоторых случаях целесообразнее использовать коэффициенты дискриминации ($КД_{Sr^{90}/Ca}$), как это принято в исследованиях по другим видам пищевых цепочек.

Таблица 3

Параметры частотного распределения стронция-90, стабильного стронция и кальция в некоторых компонентах экспериментального водоема

Компонент	Элемент		v, %	$\chi^2_{0,05}$	$\chi^2_{0,01}$	χ^2	Расчет
Ил	Sr^{90}	123	36	11,1	15,1	10	—
	Ca	16	25	—	—	—	—
Вода	Sr^{90}	97	15	9,49	13,3	12,22	—
	Ca	10	15	—	—	—	—
Рыба (кость)	Sr^{90}	90	18	19,7	24,7	13,82	15
	Ca	90	20	15,5	20,1	10,59	15
	Sr	90	18	9,49	13,3	10,4	—

Примечание. n — число проб; v — коэффициент вариации.

Наблюдения проводились в условиях динамического равновесия между содержанием стронция-90 в отдельных компонентах изучаемых водоемов. Это обстоятельство позволило предположить, что концентрация стронция-90 в воде и донных отложениях подчиняется закону нормального распределения. Вследствие существующей линейной зависимости между содержанием стронция-90 в воде и водных организмах можно ожидать нормальное распределение его и в костной ткани рыб.

Было изучено распределение стронция-90, а также стронция стабильного и кальция в воде, донных отложениях и костной ткани рыб.

Проверка выдвинутой гипотезы о нормальности кривой распределения стронция-90, стабильного стронция и кальция в указанных объектах с помощью критерия χ^2 показала, что в первом приближении экспериментальное распределение не противоречит предположению (табл. 3).

Учитывая, что максимальной вариацией обладает содержание Sr^{90} в иле ($v=36\%$), следовало бы производить оценку содержания радиоизотопов в водоеме по илу. Однако методическая трудность отбора проб, а также возможная неравномерность загрязнения илов в водоеме делают их мало пригодными для санитарно-гигиенической оценки водоемов.

Наиболее подходящий объект для радиационно-гигиенической характеристики водоема — вода, которая служит основным поставщиком Sr^{90} и ряда минеральных элементов в организм рыбы.

Оценка и нормирование содержания Sr^{90} в воде позволяют оценить и прогнозировать содержание его в рыбе, с учетом возможных коэффициентов вариации.

Выводы

1. В условиях динамического равновесия Sr^{90} в экспериментальном непроточном водоеме запас его в воде составляет около 10%, в илах около 90% и в биомассе меньше 1% от всего количества в водоеме.

2. Коэффициенты пропорциональности между содержанием Sr^{90} в погруженных водных растениях и в воде на порядок выше, чем в прибрежной жесткой растительности.

3. Коэффициенты пропорциональности между содержанием Sr^{90} и $Sr^{ст}$ в костной ткани рыбы и воде составляют 7000 и 8000, соответственно. $КД_{Sr/Ca}$ при переходе этих элементов из воды в кость рыбы равен приблизительно 0,6.

4. Частотное распределение Sr^{90} в воде, донных отложениях и костной ткани рыб подчиняется закону нормального распределения. Основным объектом наблюдения, отражающим радиационно-гигиеническое состояние водоема, следует считать воду.

ЛИТЕРАТУРА

1. Марей А. Н. Гигиеническая оценка роли гидробионтов в проблеме санитарной охраны водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. — Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М., «Наука», 1964.
2. Ровинский Ф. Я. К вопросу о прогнозировании накопления Sr^{90} рыбой, — Гигиена и санитария, 1966, № 8.
3. Доклады Научного Комитета ООН по действию атомной радиации, т. 2, приложение F, A/5216, 1962.
4. Lacy W. J., Stangler M. J. The Postattack Water — Contamination Problem.— Healh. Physics, 1962, v. 8, N 4.
5. Ophel I. L. The Fate of radiostrontium in a freshwater community — Radioecology, New York, 1963.
6. Templeton W. L., Brown V. M. Accumulation of Calcium and Strontium by Brovn Trout from Waters in the United Kingdom.— Nature, 1963, v. 198, N 4876.
7. Townsley S. J. The Effect of Environmental Ions on the Concentration of Radiocalcium and Radiostrontium by Euryhalim Teleosts.— Radioecology, New York, 1963.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О НАКОПЛЕНИИ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 ПРЕСНОВОДНЫМ ДЕТРИТОМ

С. А. ЛЮБИМОВА

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

В ряде экспериментов нами было показано, что отмирающая водная растительность наряду с живыми растениями играет существенную роль в судьбе радиоизотопов, попадающих в пресные водоемы (Куликов и др., 1967; Куликов и др., 1968). Так, коэффициенты накопления рутения-106 и церия-144 для мертвых растений оказались в несколько раз выше, чем для живых, а стронция-90 как для живых, так и для мертвых растений примерно одинаковы. Отмечено также, что радиоизотопы в мертвых и живых тканях фиксируются следующим образом: рутений и церий прочнее в первых, цезий-137 — наоборот, а стронций в обоих случаях примерно одинаково. Исходя из того, что по мере разложения детрита физико-химические, а следовательно, и сорбционные свойства его подвергаются существенному изменению, можно предположить, что отмершие растения, находясь на разных стадиях разложения, будут по-разному накапливать те или иные радиоизотопы. В настоящей работе излагаются результаты опытов по изучению накопления радиоизотопов стронция-90 и цезия-137 пресноводным детритом в зависимости от стадии разложения.

Опыты были проведены с двумя видами пресноводных растений — элодеей (*Elodea canadensis* Rich.) и роголистником (*Ceratophyllum demersum* L.). Убитые путем нагревания при 105° С растения помещали в аквариумы с озерной водой. После этого на 10, 20 и 30-е сутки проделывали такую же процедуру с новыми порциями растений. Таким образом, через тридцать дней в различных аквариумах имели растения, разлагавшиеся в течение тридцати, двадцати, десяти дней и только что убитые. На 31-й день во все аквариумы вносили растворы стронция-90 и цезия-137 в виде хлоридов из расчета 10 *мккюри* на 1 *л* воды. Пробы воды и разлагающихся растений на радиометрический анализ отбирали на 2, 4, 8 и 16-й день после внесения радиоизотопов. Радиоактивность образцов растений и воды измеряли на установке Б-2 с торцовой трубкой БФЛ-25-Т при ошибке счета не более 5%.

В первые дни опыта накопление стронция-90 существенно зависит от степени разложения детрита (табл. 1). Растения, убитые за один день до внесения радиоизотопа, накапливали его интенсивнее, чем растения, убитые тридцать дней назад и, следовательно, разлагавшиеся более продолжительное время. К концу опыта коэффициенты накопления стронция для детрита, находящегося на разных стадиях разложения, почти не отличались друг от друга. По-видимому, способность к накоплению стронция-90, присущая живым растительным тканям, утрачивается не сразу после гибели растения, а постепенно, по мере их разложения.

Таблица 1

Коэффициенты накопления стронция-90 детритом на разных стадиях разложения

Время с момента гибели растения до внесения стронция-90 (сутки)	Вид растений	Время с момента внесения стронция-90 (сутки)			
		2	4	10	16
1	Элодея	925±20	943±17	570±39	415±34
	Роголистник	990±19	449±22	272±11	238±6
10	Элодея	603±28	710±29	567±51	433±20
	Роголистник	528±48	637±53	570±30	445±15
20	Элодея	371±12	536±26	437±28	422±48
	Роголистник	381±22	446±16	396±22	442±56
30	Элодея	—	—	—	—
	Роголистник	299±18	303±26	272±23	336±22

Таблица 2

Коэффициенты накопления цезия-137 детритом на разных стадиях разложения

Время с момента гибели растения до внесения цезия-137 (сутки)	Вид растений	Время с момента внесения цезия-137 (сутки)			
		2	4	10	16
1	Элодея	23±3,9	23±4,2	51±7,3	90±6,9
	Роголистник	8±0,6	10±1,6	12±1,4	28±3,1
10	Элодея	45±4,3	38±3,9	78±11,7	135±33,2
	Роголистник	15±4,7	22±1,2	54±6,6	160±17,2
20	Элодея	56±11,4	75±10	93±11,0	—
	Роголистник	26±2,1	17±2	43±5,8	125±86
30	Элодея	64±6,2	73±11,3	83±10,3	—
	Роголистник	58±14,1	42±18	101±2,0	203±30,9
40	Элодея	223±21,0	158±19	311±28,3	—
	Роголистник	64±2,9	57±5,0	82±2,8	—

Цезий-137 ведет себя в системе вода — детрит несколько иначе (табл. 2). Как видно из таблицы, коэффициенты накопления этого радиоизотопа продолжали возрастать в течение всего опыта, и чем дольше разлагалось растение, тем они были выше. Например, в день отбора первой пробы у элодеи, убитой за один день до внесения радионуклида, коэффициент накопления составлял 23, а у элодеи, убитой за 40 дней до момента внесения цезия, — 223. Весьма вероятно, что в данном случае накопление цезия-137 детритом, начиная с самых ранних стадий разложения, идет в основном за счет поверхностной сорбции; а отсюда и постепенное увеличение коэффициентов накопления в продолжение всего опыта можно объяснить увеличением сорбирующей поверхности разлагающихся растений. Это предположение подтверждается также и тем, что элодея, разлагающаяся значительно быстрее роголистника, в аналогичных вариантах опыта дает более высокие коэффициенты накопления. Г. Г. Поликарпов, проводивший исследования с морской водорослью Cystoseira, также отмечал возрастание коэффициентов накопления цезия-137 и связывал это с увеличением адсорбционной поверхности разлагающихся тканей (Поликарпов, 1961).

Выводы

1. Наиболее высокие коэффициенты накопления стронция-90 наблюдаются на самых ранних стадиях разложения растений. Спустя 16—20

дней с начала отмирания растений коэффициенты накопления стабилизируются.

2. Для цезия-137 отмечено возрастание коэффициентов накопления по мере разложения растений, что, возможно, объясняется увеличением адсорбционной поверхности разлагающихся растений. У элодеи, разлагающейся быстрее роголистника, коэффициенты накопления оказались выше.

ЛИТЕРАТУРА

Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. Накопление некоторых радиоизотопов живыми и мертвыми тканями пресноводных растений.— Радиобиология, 1967, т. 7, вып. 2.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Тимофеева Н. А. О прочности фиксации стронция-90 и цезия-137 живыми и мертвыми тканями пресноводных растений.— Радиобиология, 1968, т. 8, вып. 5.

Поликарпов Г. Г. Роль детритообразования в миграции стронция-90, цезия-137 и церия-144. Опыты с морской водорослью Cystoseira.— Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 4.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БЕТА-АКТИВНОСТИ В НЕКОТОРЫХ КОМПОНЕНТАХ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ВОДОЕМОВ В ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЯХ

Ю. П. НАДЕЕНКО, Г. В. СЕМЕНОВ, С. И. ТРЕЙГЕР, С. Ф. КОЙСИН

Свердловская областная санитарно-эпидемиологическая станция

Вопросы распределения и поведения радиоактивных веществ в водоемах в настоящее время изучены довольно хорошо. Определены основные закономерности поведения некоторых радионуклидов в водоемах различного типа: проточных и непроточных, пресных, соленых и др. (Албышева, 1932; Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеева-Ресовская, 1963).

Таблица 1

Химический состав воды

Водоем	pH	Содержание солей, *мг/л*				
		$Ca^{\cdot}$	$Mg^{\cdot\cdot}$	$K^{\cdot}+Na^{\cdot}$	$Cl^{\cdot}$	$SO_4^{\cdot\cdot}$
A	11	40	399	44	1890	245
B	11	60	217	19	193	59,5
C	9,2	26	55	1,4	44,2	22,3

Некоторые наши исследователи в своих работах отражают поведение радиоактивных веществ, влияние их на жизнедеятельность водоемов и дают указания по поводу санитарно-гигиенических мероприятий при загрязнении последних (Злобин, 1965),

Настоящая работа является результатом многолетних практических наблюдений за состоянием естественных водоемов (*A*, *B* и *C*).

У водоемов *A* и *B* преобладающие почвы водосбора глинистые и суглинистые, у водоема *C* — глинистые, суглинистые и торфяные. Характер дна первых двух также идентичен и состоит из песка и гальки с илом, а третий более заилен и толщина слоя ила составляет 1—2 *м*.

Водоемы *A* и *B* близки по химическому составу воды. Отмечается высокая щелочность (pH=11), значительное содержание солей кальция, магния, калия и натрия (табл. 1).

Длительный срок наблюдений позволил проследить динамику естественной дезактивации и распределения остаточной активности в объектах биоценоза в условиях установившегося физико-биологического равновесия.

Пробы воды и гидробионтов регулярно отбирали и изучали по общепринятым методикам. В них исследовалась интегральная β-активность (для оценки баланса составляющих радиоактивных веществ), стронций-90 и цезий-137. Для определения наличия радиоактивных элементов в крупной рыбе анализировали отдельно мышцы и кости, в мелкой — фарш. Водная растительность изучалась однотипная для всех водоемов (элодея).

На рис. 1 отмечено постоянное снижение интегральной активности воды (*а*) и активности по Sr^{90} (*б*). За 6 лет активность воды снизилась на 40%,

причем на долю физического распада стронция-90 приходится 13%, за счет химико-биологических процессов — 20—30%.

Анализы воды показывают некоторую зональность в распределении стронция-90 и цезия-137. Несколько большее содержание этих радионуклидов в глубинных пробах и несколько меньшее — в береговых и поверхностных. Интегральная активность прибрежных вод в весенние периоды повышается. А так как дополнительно вносимая активность, как правило, зна-

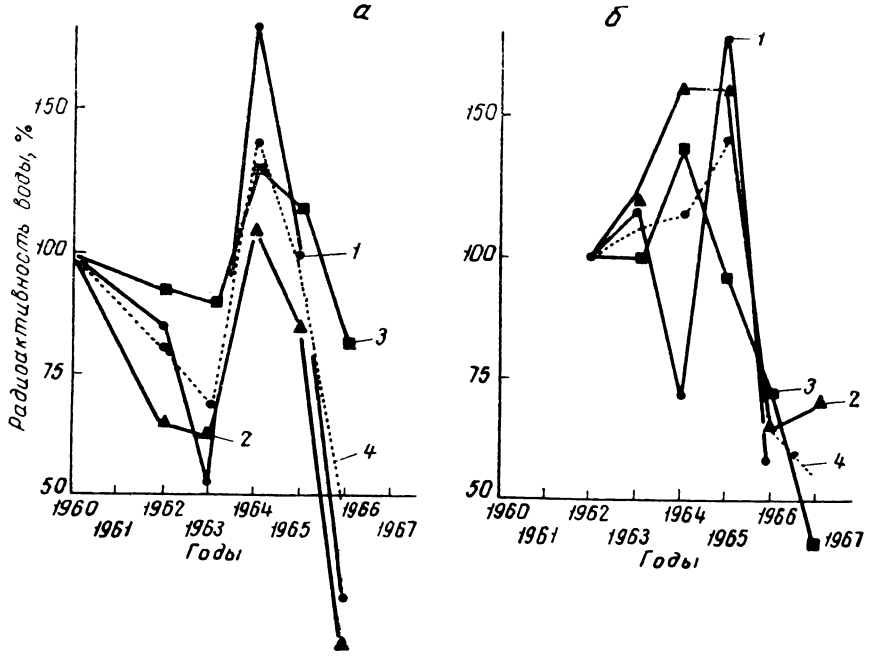


Рис. 1. Изменение интегральной (*а*) и стронциевой (*б*) бета-активности воды в естественных водоемах.

Водоем: *1* — *А*; *2* — *В*; *3* — *С*; *4* — средние значения.

чительно меньше накопленной в водоеме, в нем быстро устанавливается прежний режим.

Таким образом, отбор проб воды вблизи берега и у зеркальной поверхности водоема, произведенный в период дополнительного внесения активности, может оказать существенное влияние на объективность гигиенической оценки загрязнения.

Распределение коэффициентов накопления стронция-90 в водоеме по компонентам представлено в табл. 2.

За период наблюдения соотношение стронция-90 и цезия-137 в воде было нарушено (в сторону преобладания первого) и составило для водоемов *А*, *В*, *С*, соответственно, 32,3; 12; 9%. Следовательно, можно предположить, что грунт обладает большей емкостью по цезию по сравнению со стронцием. Уменьшение стронциевой активности воды за счет химико-биологических факторов составило 20—30%.

Эффективный период полувыведения ($T_{эф}$) для отдаленных сроков наблюдения равен 10—12 годам. Можно предположить, что поведение изотопа в водоеме характеризуется следующими данными:

Время от начала загрязнения	Величина $T_{эф}$
В момент внесения	Несколько дней
До 1 года	» месяцев
3—6 лет	1,5—2 года
8—10 лет	10—12 лет

Основная часть радиоактивных веществ (90—95%) сосредоточена в грунте (табл. 3).

Таблица 2

Коэффициенты накопления стронция-90 в гидробионтах

Водоем	Вода	Рыба		Планктон	Ил	Водоросли
		мышцы	кости			
A	1	21,4	1183	1420	1115	890
B	1	22,3	1250	1190	1230	960
C	1	20,7	1160	2220	1240	1360

Таблица 3

Активность воды от содержания стронция-90 в грунте, %

Водоем	Непосредственные наблюдения	В расчете на равновесное значение
A	10	4,7
B	10	3,2
C	28	6,0

Увеличение интегральной активности воды по отношению к грунту для водоема *C* — вопрос, требующий дополнительного уточнения: либо здесь

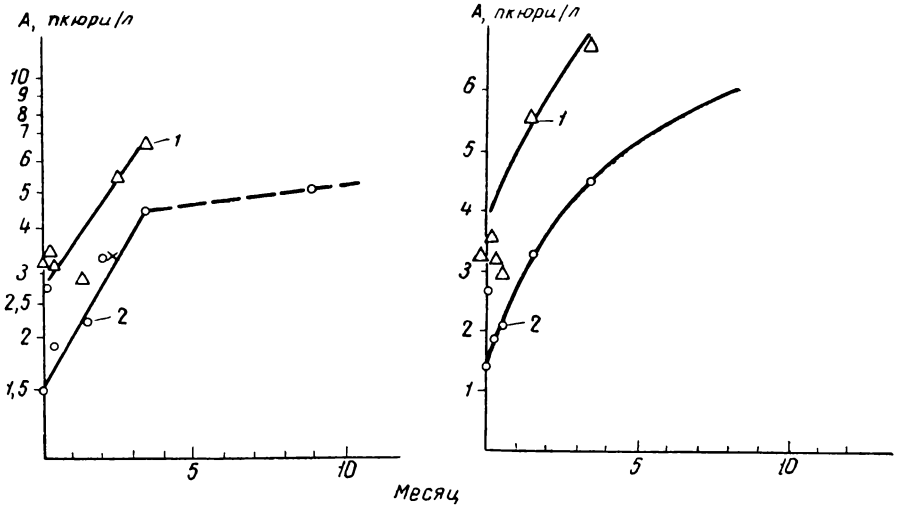


Рис. 2. Изменение удельной активности воды в аквариуме с загрязненной почвой.

1 — интегральная бета-активность; *2* — активность по стронцию-90.

допущена неточность в определении водного запаса и распределения изотопа в грунте (мощный слой ила), либо наличие большого количества биомассы увеличивает подвижность изотопа в водоеме, сдвигая равновесие в результате деконтаминации радионуклидов (ил — вода).

Динамически равновесное значение активности в 2—3 раза меньше (см. табл. 3) и в ближайшие 10 лет нельзя ожидать значительного снижения активности воды.

Для выявления роли биомассы на распределение радиостронция в водоеме проводилось заводнение высушенного грунта в аквариуме (рис. 2), отношение количества воды и донных отложений подобрано с учетом контрольных водоемов. Через сутки активность резко увеличилась, а затем ее рост соответствовал экспоненте с периодом 2—3 месяца.

Установившиеся значения близки к натуральным величинам интегральной активности воды. Это создает впечатление отсутствия влияния биомассы на распределение активности между грунтом и водой. Такое положение возможно только при незначительной поглощающей емкости биомассы относительно стронция-90 и цезия-137.

Баланс активности ($\Delta A = A_{инт} - A_{Sr^{90}+Y^{90}} - A_{Cs^{137}} - A_{K^{40}}$) обнаруживает значительный дефицит в биомассе (водоросли, рыба). По-видимому, он определяется высоким содержанием радиоизотопов церия и рутения. Подобная картина наблюдается и для некоторых наземных растений. Не исключено, что емкость биомассы будет иметь определенное значение при рассмотрении динамики активности вода — грунт, обусловленной изотопами рутения и церия.

Выводы

1. В контрольных водоемах, независимо от их химического состава и внесенной первоначальной активности, происходит постоянное снижение активности долгоживущих продуктов распада за счет физических, биологических и других факторов. Существующие значения концентраций изотопов стронция-90 и цезия-137 в воде мало рознятся от расчетных. Дальнейшее уменьшение активности будет происходить преимущественно за счет физического распада. В конечном итоге основное количество активности концентрируется в грунте (90—95%).

2. Накопление и распределение радионуклидов стронция и цезия в исследуемых водоемах происходит примерно одинаково, мало зависит от биомассы и связано с ее небольшой «радиоизотопной емкостью». Динамика радионуклидов определяется преимущественно компонентами водоема: вода — грунт. В динамике поведения радиостронция в водоеме можно выделить по крайней мере три периода полувыведения: несколько суток, несколько месяцев, несколько лет.

3. Коэффициент накопления стронция-90 выражается следующими показателями: рыба (мышцы) — 20; кости, планктон, ил, водоросли — $1—2 \cdot 10^3$.

ЛИТЕРАТУРА

Албышева В. В. Зональность озерных отложений.—Изв. сапропелевого комитета, 1932, вып. 6.

Злобин В. С. Вопросы радиационно-гигиенических обследований моря.— Вестн. МГУ, 1965, № 5.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 92, № 2.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О ПОВЕДЕНИИ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В МОДЕЛЬНЫХ СИСТЕМАХ ПРЕСНОВОДНОГО ВОДОЕМА

А. А. ИСКРА, Н. В. КУЛИКОВ, В. Г БАХУРОВ

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

Изучение поведения естественных радиоактивных элементов в водоеме, их распределение по основным его компонентам и биологическое действие приобрело в настоящее время большое научное и практическое значение, хотя эти вопросы привлекали внимание ученых еще с самого начала промышленного получения урана и радия. Так, в 30-е годы появляется ряд работ В. И. Вернадского и его сотрудников (Вернадский, 1960; Бруновский, Кунашева, 1930), в которых отмечается ведущая роль водных растений в накоплении радия. В это же время была напечатана монография Стоклазы (Stoklasa, 1932), в которой обобщаются многолетние экспериментальные данные по воздействию повышенных концентраций урана и радия на различные объекты внешней среды. В последние годы изучалось поведение естественных радиоактивных элементов в реках Анимас и Колорадо, куда поступают жидкие отходы урановых заводов США (Tsivoglou et al., 1958, 1959), и публикуется большое число экспериментальных работ, посвященных изучению поведения в водоеме искусственных радиоактивных изотопов («Радиационная гигиена», 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963; Поликарпов, 1964).

В настоящем сообщении приводятся данные по сравнительному изучению распределения урана-238, тория-232, радия-226, полония-210 и свинца-210 между основными компонентами водоема после однократного их внесения в модельные системы водоема разной степени усложнения. Опыты проводились в стеклянных сосудах емкостью 10 *л* при двукратной повторности. Для выяснения влияния каждого компонента (воды, грунта и водных растений) на поведение радиоактивных элементов в водоеме были исследованы четыре варианта модельной системы водоема: 1) вода; 2) вода+грунт; 3) вода+грунт+растения; 4) вода+растения.

Если в первом варианте сосуды содержали только 6 *л* профильтрованной озерной воды, то во втором, кроме воды, на дно сосудов помещали слой черного озерного ила (по 0,8 *кг* сырой массы), а сверху — по 1,2 *кг* промытого озерного песка. В третьем варианте, помимо воды и грунта, в сосуды рассаживали по 20 *г* живых растений элодеи (*Elodea canadensis* Rich.) и столько же урути (*Myriophyllum spicatum* L.); в четвертом — система включала в себя лишь озерную воду и растения, но без грунта.

Элодея и уруть в данном случае выбраны потому, что они, как было нами обнаружено в предварительных опытах, обладают способностью к повышенному накоплению естественных радиоактивных элементов и являются ведущими формами среди пресноводной флоры многих водоемов. В процессе проведения эксперимента в сосудах могли развиваться одно-

клеточные организмы, попавшие туда вместе с озерной водой и грунтом, однако их роль в накоплении радиоактивных элементов нами не изучалась. В воду вносили точно отмеренные объемы стандартных растворов радиоактивных элементов. Исходная концентрация урана и тория в воде — 1 *мг/л*, радия — $1 \cdot 10^{-9}$ *кюри/л*, полония и свинца-210 (радия-Д) — $5{,}3 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л*. Уран и торий вносили в виде нитратов, радий — в виде хлорида, а полоний и свинец-210 — в виде азотнокислого раствора радия-Д, находящегося в равновесии с радием-Е (висмут-210) и радием-F (полоний-210). В воде модельных систем водоемов уран, радий и торий находились по отдельности, а полоний и свинец-210 совместно.

Опыты проводили на фильтрованной через вату озерной воде следующего состава: кальций—27,4; магний—9,5; бикарбонат-ион —183,0; сульфат-ион — 9,0; сухой остаток — 180 *мг/л* и pH—8,2. Растения и воду для проведения опытов отбирали из одного озера. Сосуды были установлены на открытой площадке, температура воды в ходе опытов изменялась от 12° С (ночью) до 25° С (днем). Через 20 суток опыты были закончены.

Объектами химического и радиохимического контроля являлись: 1) воды модельных водоемов; 2) воды от промывки растений, грунта и фильтров; 3) смывы со стенок и дна сосудов; 4) зола растений; 5) зола фильтров, на которых задерживались детрит и всевозможные взвеси при фильтровании остатков воды после слива основной части воды из сосуда; 6) грунт (содержание радиоактивного элемента в грунте рассчитывали по разности между исходным количеством, внесенным в сосуд, и обнаруженным по пунктам 1—5).

Уран и торий определяли фотометрическим методом с помощью реагента арсеназо III, а радий, полоний и свинец-210—радиометрически (Бахуров и др., 1965). Результаты приведены в табл. 1, 2.

Таблица 1

Распределение радиоактивных элементов по основным компонентам водоема, % от исходного количества

Элемент	Вариант модельной системы водоема	Вода	Растения	Детрит*	Грунт и поверхность сосуда
Уран-238	1. Вода	93,0	—	0,3	0,3
	2. Вода+грунт	78,3	—	0,3	21,4
	3. Вода+грунт+растения	22,2	45,4	13,8	18,6
	4. Вода+растения	41,4	35,8	18,8	0,2
Торий-232	1. Вода	11,5	—	71,6	16,4
	2. Вода+грунт	1,6	—	10,6	87,8
	3. Вода+грунт+растения	1,6	16,8	47,5	34,1
	4. Вода+растения	1,4	3,0	90,0	1,0
Радий-226	1. Вода	98,2	—	3,6	0,7
	2. Вода+грунт	18,5	—	9,3	72,2
	3. Вода+грунт+растения	45,9	12,0	4,6	37,5
	4. Вода+растения	27,2	49,5	15,3	4,2
Полоний-210	1. Вода	61,6	—	10,6	38,4
	2. Вода+грунт	0,8	—	19,3	79,9
	3. Вода+грунт+растения	1,4	8,9	19,5	70,2
	4. Вода+растения	24,2	16,2	6,2	53,4
Свинец-210	1. Вода	Не опр.	—	40,5	Не опр.
	2. Вода+грунт	То же	—	15,2	То же
	3. Вода+грунт+растения	»	19,6	25,4	»
	4. Вода+растения	»	56,4	28,5	»

* В первом и втором вариантах вместо детрита обозначены неопределенные взвеси, оставшиеся на бумажных фильтрах после пропускания воды.

Таблица 2

Средние значения содержания радиоактивных элементов и коэффициентов накопления для золы растений, детрита и прокаленных остатков грунта

Элемент	Вариант модельной системы водоема	Содержание урана и тория, %, и остальных элементов, 10^{-10} *кюри/г*				Коэффициент накопления			
		Элодея	Уруть	Детрит*	Грунт	Элодея	Уруть	Детрит*	Грунт
Уран-238	1. Вода	—	—	0,041	—	—	—	443	—
	2. Вода+грунт	—	—	0,001	0,000090	—	—	13	1,20
	3. Вода+грунт+растения	0,247	1,038	0,172	0,000077	13300	55950	9500	4,15
	4. Вода+растения	0,215	1,024	1,220	—	5445	26400	31500	—
Торий-232	1. Вода	—	—	16,85	—	—	—	1440000	—
	2. Вода+грунт	—	—	0,017	0,00036	—	—	11400	247
	3. Вода+грунт+растения	0,227	0,756	0,319	0,00013	167500	565500	241100	103
	4. Вода+растения	0,025	0,105	5,79	—	194000	82650	4520000	—
Радий-226	1. Вода	—	—	62,8	—	—	—	6450	—
	2. Вода+грунт	—	—	1,38	0,0292	—	—	770	16,5
	3. Вода+грунт+растения	55,8	33,8	5,47	0,0144	12450	7780	1200	3,5
	4. Вода+растения	61,6	97,5	108,0	—	26000	42600	47200	—
Полоний-210	1. Вода	—	—	170,0	—	—	—	56700	—
	2. Вода+грунт	—	—	0,52	—	—	—	1460	—
	3. Вода+грунт+растения	5,27	9,86	4,40	—	27600	51200	24100	—
	4. Вода+растения	11,25	25,50	27,3	—	8910	20500	21500	—
Свинец-210	1. Вода	—	—	650,0	—	—	—	Не опр.	—
	2. Вода+грунт	—	—	0,42	Не опр.	—	—	То же	Не опр.
	3. Вода+грунт+растения	13,35	19,05	5,81	То же	Не опр.	Не опр.	»	То же
	4. Вода+растения	54,05	62,15	124,0	—	—	—	—	—

* В первом и втором вариантах вместо детрита обозначены неопределенные взвеси, оставшиеся на бумажных фильтрах.

Количество урана в воде уменьшается по мере усложнения системы (см. табл. 1). Если в вариантах без растений (1—2) он слабо накапливается микровзвесями, мало сорбируется стенками сосудов, относительно слабо поступает в грунт (21,4%) и остается преимущественно в воде (93 и 78,3%), то в трехкомпонентной системе (вода — грунт — растения) в воде его остается лишь 22,2%. Такое резкое снижение содержания урана в воде в этом варианте объясняется значительным поглощением его растениями (35,8—45,4%) и детритом (13,8—18,8%).

Совершенно иначе ведет себя торий. Основная масса внесенного в систему элемента концентрируется в детрите и грунте. В системе, где не было ни грунта, ни растений, торий находится в основном на микровзвесях (71,6%) и на стенках сосуда (16,4%), а в воде остается лишь 11,5%. Во втором, третьем и четвертом вариантах в растворенном виде остается около 1,6% тория, при этом там, где отсутствуют растения, он накапливается главным образом в грунте (87,8%), а в вариантах с растениями поглощается преимущественно детритом и взвесями (47,5 и 90,0%). В целом миграционная способность тория в воде оказалась незначительной.

Во всех вариантах модельных систем водоема обнаруживается определенная часть радия, которая способна мигрировать в растворенном виде. Если в первом варианте в воде остается 98,2% радия, то во втором — количество его в воде резко падает (до 18,5%), в основном за счет поглощения грунтом. Содержание радия в воде модельной системы, состоящей из воды, грунта и растений, увеличивается до 45,9%. Это объясняется, вероятно, изменением химического состава воды в данном варианте опыта за счет выделения грунтом различных химических элементов и органических веществ. В частности, в результате поступления из грунта кальция и магния в водную среду может снизиться накопление радия растениями и, соответственно, увеличиться его содержание в воде. В четвертом варианте количество радия в воде уменьшается до 27,2%, при этом значительная доля его поглощается растениями (49,5%) и детритом (15,3%).

При отсутствии в системе грунта и растений полоний остается преимущественно в воде (61,6%) и сорбируется на стенках сосуда (38,4%). Во втором и третьем вариантах в воде его остается лишь 0,8—1,4% в основном за счет поглощения грунтом; при отсутствии последнего содержание полония в воде снова увеличивается до 24,2%. Следовательно, миграция растворенного полония в трехкомпонентной модельной системе водоема весьма незначительна.

При исследовании поведения свинца-210 по техническим причинам были проанализированы лишь растения и детрит со взвесями. Установлено, что свинец-210 хорошо поглощается микровзвесями (40,5%) даже при отсутствии в системе грунта и растений. При наличии грунта поглощение этого элемента детритом со взвесями заметно снижается. Свинец-210 сравнительно хорошо переходит в биомассу растений, следовательно, большой миграции его в растворенном виде ожидать не приходится.

Таким образом, представленные данные показывают, что наиболее полное очищение водной среды от естественных радиоактивных элементов происходит в модельной системе непроточного пресноводного водоема, состоящей из трех основных компонентов: воды, грунта и растений. Некоторое повышение содержания радия-226 и полония-210 в воде для этой системы можно объяснить краткосрочностью опыта. По мере нарастания биомассы растений и образования детрита роль биокомпонента в поглощении этих элементов должна возрастать, что скажется, соответственно, на снижении их содержания в водном растворе.

Согласно некоторым данным (Бахуров и др., 1965; Старик, 1960), в озерной воде уран может находиться в виде анионного трикарбонатного ком-

плекса $[UO_2(CO_3)_3]^{-4}$, радий — в ионной форме, торий, полоний и свинец-210 — в виде коллоидов и псевдоколлоидов. Рассмотрение экспериментальных данных (см. табл. 1) с учетом этих факторов позволяет высказать предположение о том, что распределение естественных радиоактивных элементов между водой, растениями, детритом и грунтом в модельных системах пресноводного водоема зависит от свойств химических элементов и формы их существования в воде.

В стационарной (непроточной) модельной системе пресноводного водоема уран-238 преимущественно накапливается в растениях, торий-232 — в детрите, полоний-210 — в грунте, а радий более или менее равномерно распределяется между отдельными компонентами водоема. Если детрит включить в составную часть грунта, то по условной классификации Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963) уран можно отнести к битропным элементам, торий и полоний — к типичным представителям педотропов, а радий — к эквитропам. Результаты опытов позволили ориентировочно оценить сравнительную миграционную способность (в растворенном виде) исследованных элементов для модельной системы непроточного пресноводного водоема, состоящей из воды, грунта и растений в виде следующего ряда: радий > уран > торий = полоний = свинец-210.

Наибольшее содержание естественных радиоактивных элементов и высокие коэффициенты накопления характерны для детрита и растений (см. табл. 2). Так, зола урути содержит 1,038% урана, а зола детрита — 1,220%, что соответствует коэффициентам накопления 55950 и 31500. Исключительно высокое содержание в детрите тория (16,85%) и полония ($170 \cdot 10^{-10}$ *кюри/г*), при этом коэффициенты накопления составляют, соответственно, 1 440 000 и 57 700. По сравнению с другими компонентами модельной системы у детрита наибольшая удельная активность также по радию и по свинцу-210.

В заключение авторы выражают благодарность Ф. В. Кожевниковой и В. С. Звонаревой за помощь при проведении работы.

Выводы

1. Наиболее эффективной по очищению водной среды от естественных радиоактивных элементов оказалась модельная система, включающая в себя три основных компонента пресноводного водоема (воду, грунт и растения).

2. В изученных модельных системах уран преимущественно накапливается в биомассе растений, торий и полоний — в детрите и грунте, а радий распределяется более или менее равномерно между основными компонентами водоема.

3. Показано, что в непроточном водоеме уран и радий обладают большей миграционной способностью, чем торий, полоний и радиоактивный свинец.

4. По степени накопления радиоактивных элементов из водной среды все изученные компоненты водоема располагаются в ряду: детрит > растения > грунт.

ЛИТЕРАТУРА

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

Бруновский Б. К., Кунашева К. Г. О содержании радия в некоторых растениях.— Докл. АН СССР, сер. А, 1930, № 20.

Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами. Собрание сочинений, т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960.

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

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963. вып. 30.
Старик И. Е. Основы радиохимии. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1960.
Радиационная гигиена, т. 2. Под ред. А. Н. Марея. М., Медгиз, 1962.
Stoklasa J. Biologie des Radium und radioaktiven Elemente. V. 1. Biologie des Radiums und Uranium. Berlin, 1932.
Tsivoglou E. S. et al. Sewage and Ind. Waster, 1958, v. 30, N 8.
Tsivoglou E. S. et al. Survey of Interstate Pollution of the Animas River, Colorado — New Mexico, U.S. Public Health Service R.A. Taft, San. Engng.— Center Cincinnati, Ohio, 1959.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 И СВИНЦА-210 В ПРЕСНОВОДНЫХ ГИДРОБИОНТАХ

Р. Ф. ДУШАУСКЕНЕ-ДУЖ

Институт ботаники АН Литовской ССР, г. Вильнюс

В настоящее время, несмотря на бурное развитие радиоэкологических исследований, чувствуется отсутствие данных по коэффициентам накопления радионуклидов в гидробионтах in situ. Если по накоплению стронция-90 имеются данные для пресноводных гидробионтов (Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилева, 1960), то по накоплению свинца-210 такие сведения отсутствуют. Поэтому целью настоящей работы явилось сравнительное изучение накопления стронция-90 и свинца-210 пресноводными гидробионтами.

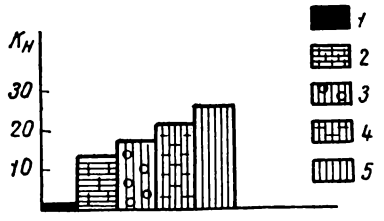


Рис. 1. Распределение коэффициентов накопления стронция-90 по органам и тканям судака.

1 — внутренние органы; *2* — кожа с чешуей; *3* — голова; *4* — кости; *5* — плавники.

Материалом для исследований служили рыбы, моллюски и водные растения — всего 26 видов. Одновременно брали пробы воды (круглый год). Собранные организмы слегка обсушивали фильтровальной бумагой, взвешивали и высушивали при 130—150° С. Затем их обугливали и озоляли в муфельной печи при 700—800° С. Пробы золы взвешивали и хранили в полиэтиленовых мешочках для радиохимического анализа.

Для выделения стронция-90 применялась оксалатная методика. Измерение велось по дочернему продукту — иттрию-90.

Определение свинца-210 велось по методике (эффективность до 98%), основанной на осаждении свинца-210 на анионите (Koide, Goldberg, 1961). Свинец-210 вымывался из колонки дистиллированной водой и осаждался в форме сульфата. Измерение велось по дочернему продукту — висмуту-210, в равновесие с которым свинец приходит в течение месяца.

Были установлены коэффициенты накопления стронция-90 и свинца-210 в ряде гидробионтов (см. таблицу).

Наряду с определением коэффициентов накопления стронция-90 на весь организм рыбы были проведены исследования по распределению стронция-90 по органам и тканям рыбы. Из литературы известно, что 99% всего радиоактивного стронция содержится в богатых кальцием органах — скелете и чешуе (Скрябин и др., 1966).

Распределение радиостронция по органам и тканям судака видно из рис. 1.

Коэффициенты накопления стронция-90 и свинца-210 в пресноводных гидробионтах

Вид гидробионта	Коэффициент накопления стронция-90	Коэффициент накопления свинца-210	
		на соответствующую пробу воды	на среднегодовую пробу воды
Моллюски			
Dreissena polymorpha	225,2±25,8	149,6	143,8
Anodonta cygnea	208,7±44,1	99,0	89,4
Limnaea stagnalis	348,4	—	—
Planorbis planorbis	229,7	—	—
Viviparus viviparus	108,0	—	—
Рыбы			
Плотва — *Rutilus rutilus*	11,8±2,1	5,6	8,9
Окунь — *Perca fluviatilis*	26,2±6,3	28,1	18,0
Щука — *Esox lucius*	7,8±0,6	29,2	18,4
Густера — *Blicca bjoerkna*	14,6±4,0	—	5,5
Судак — *Lucioperca luciop.*	12,5±4,7	10,7	11,8
Лещ — *Abramis bramis*	14,8±4,5	27,0	26,1
Линь — *Tinca tinca*	19,1±4,3	7,1	—
Водные растения			
Potamogeton natans	164,0±32,0	65,2	45,7
Stratiotes aloides	109,1±16,7	—	—
Myriophyllum verticill	194,9±39,4	—	—
Elodea canadensis	94,2	—	—
Cladophora	55,7	—	11,9
Lemna trisulca	146,6	—	—

Сведений о коэффициентах накопления свинца-210 в гидробионтах нет. Можно указать лишь на работы по определению содержания свинца-210

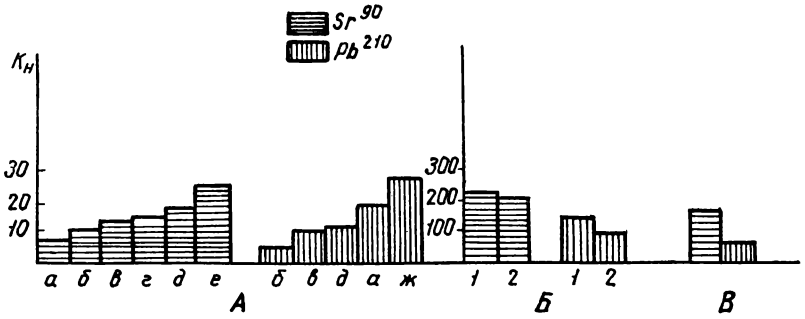


Рис. 2. Коэффициенты накопления стронция-90 и свинца-210.

А — рыбы: *а* — *Esox lucius*, *б* — *Rutilus rutilus*, *в* — *Lucioperca lucioperca*, *г* — *Blicca bjoerkna*, *д* — *Perca fluviatilis*, *е* — *Rhodeus sericeus*, *ж* — *Abramis brama*. *Б* — моллюски: *1* — *Dreissena polymorpha*, *2* — *Anodonta cygnna*. *В* — растение: *Potamogeton natans*.

в организме человека (Hill, Jaworowski, 1960), в морской, речной, а также дождевой и снеговой воде.

Таким образом, наша работа — первая попытка оценить роль гидробионтов в концентрировании свинца-210 из воды.

Сравнивая величины коэффициентов накопления стронция-90 и свинца-210, можно сказать, что для рыб они сходны (рис. 2), тогда как для растений наблюдается значительная разница. В дальнейшем необходимо выяснить причины этого явления.

ЛИТЕРАТУРА

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963.
Гилева Э. А. О коэффициентах накопления радиоизотопов пресноводными водорослями.— Докл. АН СССР, 1960, т. 132, № 4.
Скрябин А. М., Шуховцев Б. И., Мешалкина Н. Г. Гигиена и санитария, 1966, № 11.
Hill C. R., Jaworowski L. S. Lead-210 in some human and animal tissues.— Nature, 1960, v. 190, 4773.
Koide R. M., Goldberg E. D. Lead-210 in natural Waters.— Sci., 1961, v. 134, N 3472.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НАКОПЛЕНИЕ ПЛУТОНИЯ-239 ПРЕСНОВОДНЫМИ РЫБАМИ И ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ

Г. И. ГНЕУШЕВА

Институт биофизики МЗ СССР, г. Москва

В настоящее время имеется много работ по определению интенсивности накопления радиоизотопов водными организмами (Марей, 1957; Фостер и Девис, 1955; Марей и др., 1958; Лебедева, 1957, 1962; Агранат, 1958а,б; Тимофеев-Ресовский, 1962). Сведений о накоплении плутония-239 пресноводными гидробионтами пока недостаточно. Между тем изучение этого вопроса актуально в связи с возможностью загрязнения открытых водоемов радиоактивными отходами, содержащими плутоний.

Перед нами стояла задача проследить за распределением и динамикой накопления плутония тканями и органами пресноводной рыбы и водной растительностью. Для этого был использован солянокислый раствор плутония-239. Исследования проводились как в лаборатории, так и в условиях экспериментального водоема. В последнем случае предполагалось приблизить опыт к естественным условиям и установить предельное накопление радиоэлемента в водных организмах.

Таблица 1

Динамика накопления плутония-239 элодеей

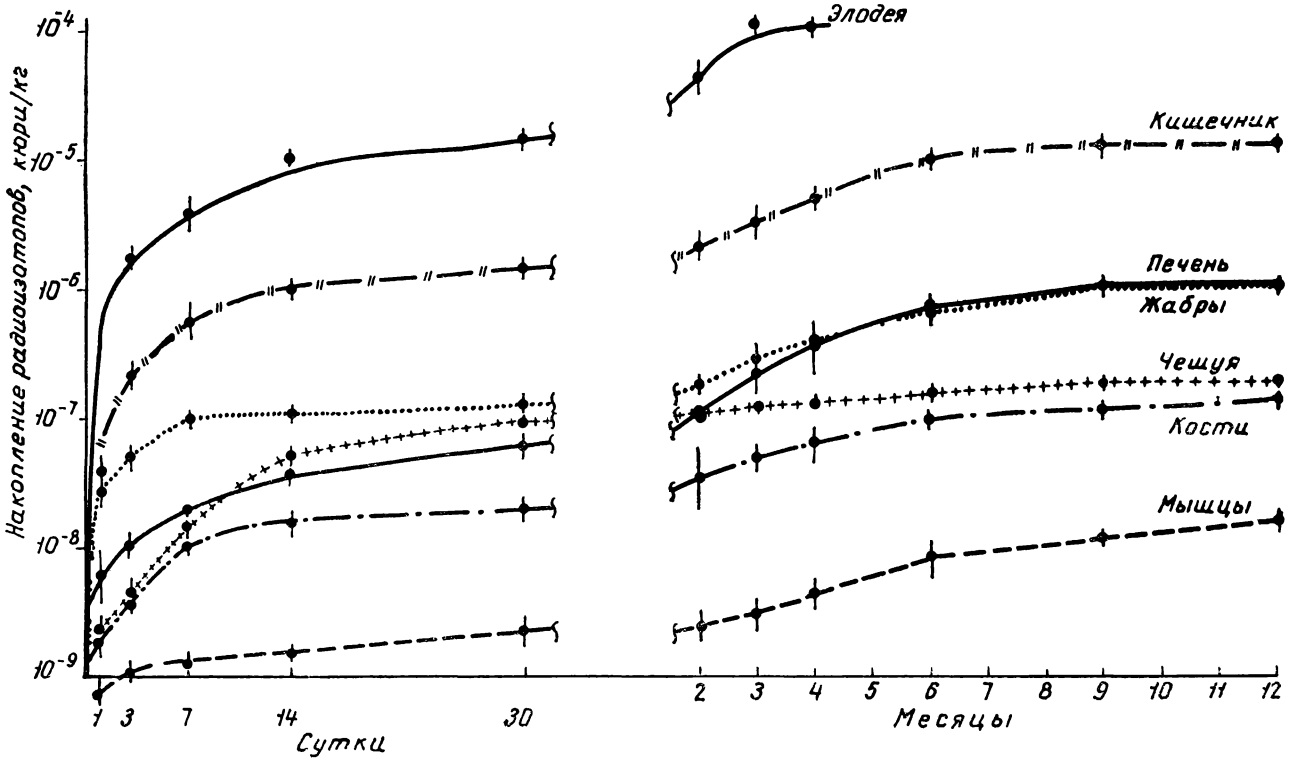
Время, сутки	Удельная активность элодеи, 10^{-6} *кюри/кг*	Коэффициент накопления
3	3,7±0,8	37
7	6,5±1,3	65
14	14,0±3,0	140
30	27,0±6,0	270
45	42,0±9,0	420
60	69,0±12,0	690
90	150,0±30,0	1500
120	150,0±50,0	1500

Объектом исследования в лабораторном эксперименте служили чешуйчатые карпы-годовики и элодея. Рыбы содержались в столитровых аквариумах. В каждый аквариум помещали по 30—35 рыб, общим весом примерно 0,7 *кг*. Всего в опыте использовано 165 карпов. Удельная активность воды поддерживалась в аквариумах на уровне $(1{,}0 \pm 0{,}2) \cdot 10^{-7}$ *кюри/л*.

Рыб и элодею периодически отбирали для анализа, причем рыб разделывали по тканям и органам, затем озоляли. При отборе материала брали по 15 рыб, объединяя их по 3 шт. Определение количества плутония-239 в пробах производили относительным методом на сцинтилляционной приставке П-349Б. Статистическая среднеквадратичная ошибка при измерении проб не превышала 10—20%. Удельную активность тканей и органов рыб, а также водной растительности выражали в *кюри/кг* сырого веса.

Результаты опытов показали, что водные организмы обладают способностью с различной интенсивностью накапливать плутоний. Наиболее быстро он накапливается элодеей (см. рисунок и табл. 1).

Так, уже на третьи сутки пребывания в воде удельная активность элодеи превысила содержание этого элемента в воде в 37 раз. Предельное накопление плутония элодеей установилось через 3—4 месяца (коэффициент накопления 1500).



Динамика накопления Pu^{239} элодеей и органами рыб.

Таблица 2

Динамика накопления плутония-239 тканями и органами пресноводной рыбы

Время, сутки	Содержание плутония-239, 10^{-8} *кюри/кг*						
	Кости	Мышцы	Жабры	Чешуя	Кожа	Печень	Кишечник
1	0,4±0,2	0,09±0,03	5,1±1,4	0,44±0,12	0,2±0,1	0,86±0,3	6,5±2,0
3	0,7±0,1	0,16±0,04	7,5±0,7	0,69±0,13	0,5±0,1	1,6±0,7	44,0±8,7
7	1,4±0,3	0,22±0,03	10,0±3,0	2,6±0,6	1,0±0,3	3,8±0,4	80,0±14,0
14	2,7±1,1	0,28±0,06	15,0±3,0	7,6±0,6	2,6±0,4	6,3±1,0	100,0±20,0
30	3,8±1,0	0,4±0,12	22,0±5,0	10,0±2,0	4,2±0,4	8,2±0,9	270,0±51,0
60	5,8±2,3	0,46±0,12	34,0±4,0	14,0±4,0	6,3±1,1	16,0±3,0	410,0±124,0
90	7,5±0,8	0,55±0,1	53,0±10,0	19,0±2,0	8,3±1,1	41,0±15,0	560,0±148,0
120	8,2±1,3	0,68±0,1	65,0±10,0	21,0±2,0	10,0±2,0	64,0±26,0	750,0±61,6
180	11,0±2,0	0,92±0,7	84,0±7,0	28,0±1,0	15,0±1,0	87,0±12,0	1000,0±130,0
270	15,0±1,0	1,6±0,2	120,0±40,0	34,0±2,0	22,0±2,0	130,0±40,0	2100,0±750,0
365	22,0±6,0	2,8±0,9	120,0±60,0	36,0±3,0	26,0±10,0	130,0±30,0	2100,0±100,0

Количество плутония-239 в тканях и органах рыбы в зависимости от времени пребывания ее в загрязненной воде представлено в табл. 2. Накопление плутония-239 рыбами начиналось с первых часов пребывания их в загрязненной воде.

В наиболее значительных количествах плутоний накапливался в кишечнике, печени, жабрах и скелете рыб. Процесс накопления наиболее интенсивен в первые 3—4 месяца. Затем накопление плутония-239 происходит более медленно. Предельное накопление его установилось при годовой экспозиции только для кишечника с содержимым, печени, жабр с коэффициентом накопления, соответственно, 210, 13, 12.

Таблица 3

Коэффициенты накопления плутония-239 тканями и органами пресноводной рыбы

Орган или ткань	Колич. проб из экспериментального водоема	Коэффициент накопления	
		в экспериментальном водоеме	в аквариуме
Кости	24 (61)*	24,0	2,2
Мышцы	26 (62)	3,2	0,28
Жабры	11 (29)	25,0	12,0
Чешуя	12 (36)	31,0	3,6
Кожа	7 (22)	13,3	2,6
Печень . . .	6 (20)	120,0	13,0
Кишечник с содержимым .	16 (37)	170,0	210,0
Рыбы целиком .	10 (46)	24,5	—

* В скобках показано общее число исследованных экземпляров из экспериментального водоема.

Содержание плутония в костной, мышечной тканях, чешуе, коже продолжало увеличиваться до конца опыта. Представление о предельном накоплении элемента этими тканями можно получить из результатов наблюдений за экспериментальным водоемом, где рыбы обитали в течение двух лет при концентрации плутония-239 в воде $(2{,}0—0{,}2)\cdot 10^{-10}$ *кюри/л*.

В табл. 3 представлены коэффициенты накопления плутония рыбами в экспериментальном водоеме. Для сравнения приведены также значения коэффициентов, полученных в аквариуме. В обоих случаях наибольшая величина коэффициента накопления плутония характерна для кишечника, печени, жабр, чешуи и костей. Значительно меньше она для мышечной ткани.

Заметна ярко выраженная разница величины коэффициентов накопления у рыб из экспериментального водоема и аквариумов. Большей частью они на порядок величин выше в первом случае. Эту разницу нельзя объяснить только тем, что в экспериментальном водоеме рыбы находились в течение более продолжительного времени, чем в аквариумах. Данное явление следует связывать, видимо, в основном с различиями в условиях обитания рыб в водоемах и аквариумах. Известно, что в условиях естественного обитания карпы-годовики в течение года прибавляют в весе на 400—

600 *г*. Подобная прибавка в весе в условиях аквариумов практически нереальна. Обменные процессы у рыб, содержащихся в аквариумах, протекают менее интенсивно, а в связи с этим у них меньше и накопление радиоактивных веществ.

Косвенно это подтверждается тем, что наиболее значительна разница коэффициентов накопления плутония теми тканями, в которые он попадает преимущественно в процессе минерального обмена (кости, мышцы, печень). Наоборот, в тканях, непосредственно соприкасающихся с водой и в которых большое значение имеет сорбция радиоэлемента на поверхности, разница либо меньше (чешуя, жабры, кожа), либо вообще отсутствует (кишечник).

Учитывая изложенное, при оценке миграции плутония-239 из водоема в организм человека правильнее пользоваться данными наблюдений, полученных на экспериментальных водоемах.

Выводы

1. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью начинается с первых дней пребывания их в загрязненной воде, однако дальнейшее накопление идет медленно.

2. По интенсивности накопления ткани и органы рыбы могут быть расположены в следующем порядке: кишечник с содержимым, печень, чешуя, жабры, кожа, костная и мышечная ткани.

3. Предельное накопление плутония водной растительностью устанавливается через 3—4 месяца, а кишечником и печенью рыб — через 9 месяцев. При годовой экспозиции рыб в аквариумах не было получено предельного накопления плутония-239 костной и мышечной тканью. Предельные коэффициенты накопления плутония-239 этими тканями установлены на рыбах, обитающих в экспериментальном водоеме (24,0 и 3,2, соответственно).

ЛИТЕРАТУРА

Агранат В. З. Некоторые данные по вопросу о кумуляции полония водными формами.— Мед. радиология, 1958а, № 1.

Агранат В. З. К вопросу о распределении и динамике накопления Po^{210} в тканях рыбы.— Гигиена и санитария, 1958б, № 10.

Лебедева Г. Д. Планктон как индикатор загрязнения пресных водоемов радиоактивными веществами.— Мед. радиология, 1957, № 6.

Лебедева Г. Д. Основные пути миграции Sr^{90} в организм бентосоядной рыбы в условиях пресного водоема.— Радиобиология, 1962, т. 2, вып. 1.

Марей А. Н. Водные организмы как санитарный показатель загрязнения пресных водоемов радиоактивными веществами. Мед. радиология, 1957, № 6.

Марей А. Н., Сауров М. М., Лебедева Г. Д. К вопросу о передаче радиоактивного стронция по пищевой цепи из открытого водоема в организм человека.— Мед. радиология, 1958, т. 3, № 1.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии.— Докл. по опубликованным работам. Автореферат. Свердловск, 1962 (Ин-т биологии УФАН СССР).

Фостер Р. Ф., Девис Д. Д. Накопление радиоактивных веществ водными организмами.— Материалы Международной конференции по мирному использованию атомной энергии, т. 13. Женева, 1955.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЛОМ И ЛИЧИНКАМИ ХИРОНОМИД

Д. П. МАРЧЮЛЕНЕНЕ, Г Г ПОЛИКАРПОВ

Институт физики и математики АН Литовской ССР, г. Вильнюс
Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

В отличие от наземных растений и животных водные организмы осуществляют весьма значительный обмен с водной средой, получая из нее непосредственно многие минеральные вещества. До сих пор не совсем ясен вопрос, каким путем (непосредственным обменом с водной средой или через питание) в водные организмы поступает больше радиоизотопов при прочих равных условиях (Поликарпов, 1964).

Целью настоящей работы было сравнительное изучение поступления радионуклидов в организмы личинок хирономид (*Chironomus* sp.) непосредственно из воды и из корма (ила). В иле и хирономидах были определены коэффициенты накопления, отражающие способность водных организмов накапливать химические элементы и их изотопы из водной среды.

Опыты были проведены в лабораторных условиях с хлоридами церия-144, цезия-137 и стронция-90 и нитратом рутения-106. Проведено 22 опыта в разные сроки года (с церием-144, рутением-106 и стронцием-90 — по шесть опытов, с цезием-137 — четыре). Всего проанализировано проб: 1056 хирономид, 2000 ила и 2784 воды. Все эксперименты проводились в двукратной повторности, а опыты с хирономидами — в четырех вариантах. Хирономиды содержались по вариантам: I — только в активной воде, II — в неактивной воде с активным илом, III — в активной воде с неактивным илом и IV — в активной воде с активным илом. В каждый аквариум с 2 *л* фильтрованной речной воды помещали 70 экземпляров личинок хирономид и 150 *мл* ила. В вариантах II, IV ил предварительно выдерживали (3—4 суток) в воде с радиоактивными веществами. Радионуклиды вносили в опытах с илом в количестве 20 *мккюри/л*, с хирономидами (в аквариумы I, III, IV вариантов) — 10 *мккюри/л*. Продолжительность опытов с илом составляла 30 суток, с хирономидами — 12. В опытах с хирономидами пробы организмов, ила и воды отбирали одновременно через 3 *ч* и по истечении 1, 2, 4, 8, 12 суток. В опытах с илом пробы ила и воды отбирались через 3 *ч* и по истечении 1, 2, 4, 8, 16, 24, 30 суток. Для каждой экспериментальной точки брали по две параллельные пробы организмов и ила и по четыре параллельные пробы воды, а в опытах с илом по четыре параллельные пробы ила. Взятые из аквариумов хирономиды ополаскивали в чистой воде, обсушивали фильтровальной бумагой, взвешивали, затем высушивали в сушильном шкафу до постоянного веса при 100—110° С. Пробы ила также промывали чистой водой, сушили под инфракрасной лампой, а затем взвешивали, после чего растирали в фарфоровых ступках. Из полученного таким образом порошка на стандартных алюминиевых тарелочках приготовляли пробы-навески, не превышающие 30 *мг*, для радио-

Доля радионуклидов, поглощенных личинками хирономид из водной среды и с пищевым материалом, в процентах от концентрации радионуклидов в них, поглощенных в варианте I

Радионуклиды	Начальные* условия опытов в различных вариантах				Коэффициенты накопления (на сухой вес)	
	I	II	III	IV	в хирономидах	в иле
Церий-144	100	2,6±0,4	3,1±0,4	7,4±2,4	909	14339
Рутений-106	100	6,2±2,2	8,0±2,2	18,0±2,8	179	1193
Цезий-137	100	5,7±1,1	9,1±1,7	16,9±4,6	117	23146
Стронций-90	100	63,0±10,3	113±13,7	214,0±40,8	22	200

* На протяжении эксперимента вода (вариант II) и ил (вариант III) также становились радиоактивными.

метрических измерений. На такие же тарелочки переносили пробы воды (по 1 *мл* каждая). Радиометрические измерения проб проводили на установке ДП-100 с торцовым счетчиком МСТ-17. Так как результаты всех парал-

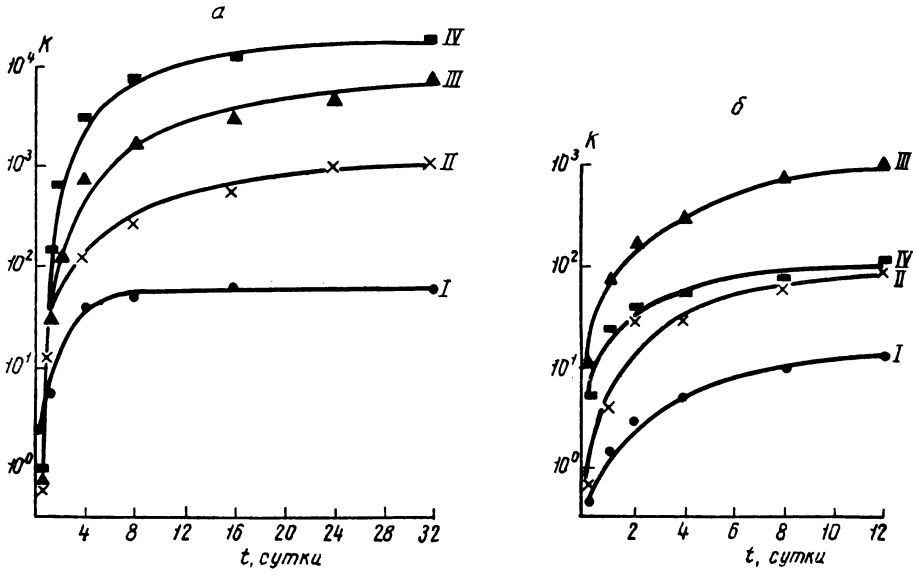


Рис. 1. Коэффициенты накопления (*K*) радионуклидов в иле (*а*) и личинках хирономид (*б*) по вариантам.

I — стронций-90, *II* — рутений-106, *III* — церий-144, *IV* — цезий-137.

лельных проб совпадали, то дальнейшие расчеты вели на основании средних данных. Для получения средних чисел и доверительных интервалов (см. таблицу) обрабатывали цифровые данные, начиная со вторых суток от начала опытов, когда устанавливается равновесный уровень долевого извлечения радионуклидов организмами. Коэффициенты накопления и радиоактивность хирономид и ила рассчитывали на сухой вес из-за неопределенности сырого веса для ила.

Высокие коэффициенты накопления радионуклидов в иле (рис. 1, *а* и таблица), особенно цезия-137 (23 000) и церия-144 (14 000) показывают, что ил обладает высокой поглотительной способностью. Поглотительную способность иловых масс обусловливает большое количество органических

веществ, которые находятся в высокодисперсном коллоидном состоянии (Агре, Корогодин, 1960).

Результаты опытов показывают, что радиоактивные вещества особенно интенсивно поступают в ил (см. рис. 1, *а*) и в организмы хирономид (рис. 1, *б* и 2, *в*) в первые сутки. Примерно к 8-м суткам в хирономидах и к 16-м в иле устанавливается равновесие между содержанием радиоизотопа в

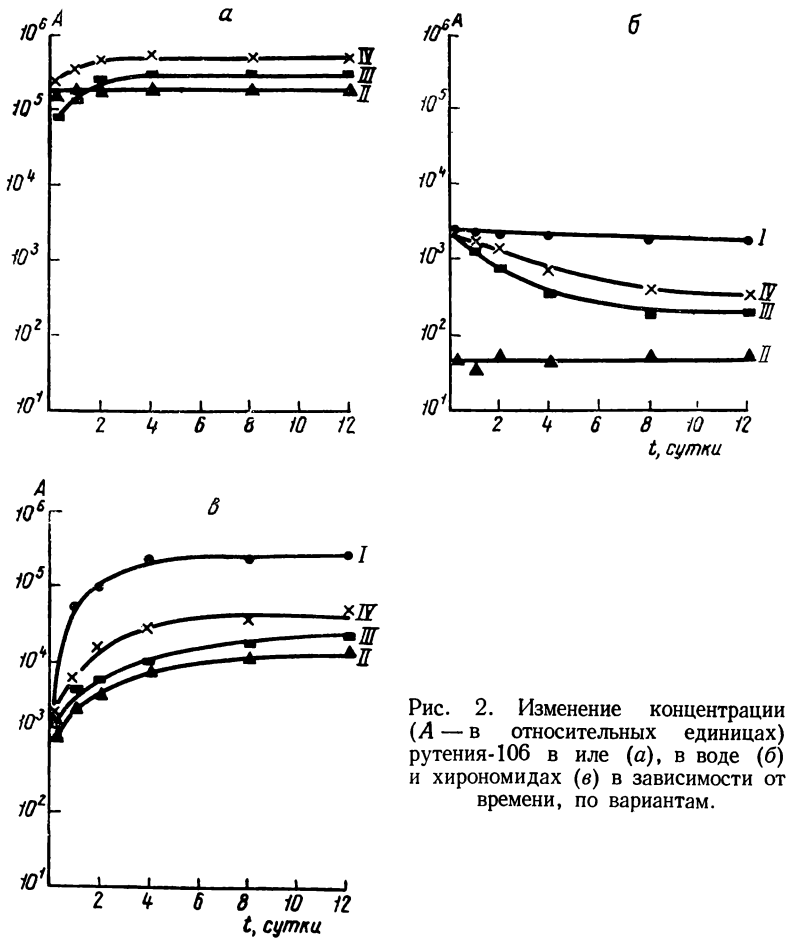


Рис. 2. Изменение концентрации (*А* — в относительных единицах) рутения-106 в иле (*а*), в воде (*б*) и хирономидах (*в*) в зависимости от времени, по вариантам.

организме и среде. Вероятно, полученные коэффициенты накопления меньше таковых стабильных носителей (Флейшман, статья в настоящем сб.).

В опытах с хирономидами концентрация радионуклидов в иле намного превышает концентрацию их в воде, а концентрация радионуклидов в воде (варианты III и IV) с первых же суток опыта ниже, чем в воде варианта I (см. рис. 2, *а*, *б*).

Из рис. 2, *в* видно, что хирономиды, содержащиеся только в активной воде, наиболее значительно накапливают рутений-106 (вариант I). Аналогичные результаты получены в опытах и с другими радионуклидами — церием-144 и цезием-137. Если примем концентрацию радионуклидов в хирономидах варианта I за 100% (см. таблицу), тогда выясняется, что с питанием хирономиды получают церия-144, рутения-106 и цезия-137 от 2,6 до 6,2%, а стронция-90 — 63%. Это, по-видимому, связано с низкими коэффициентами накопления последнего.

Хирономиды в разное время года накапливают радионуклиды до различных уровней, но долевое их извлечение (по сравнению с вариантом I) остается практически одинаковым на протяжении всего года.

Из приведенных экспериментальных данных можно сделать следующие выводы: 1) в кратковременных экспериментах поступление радионуклидов в организм хирономид происходит преимущественно из водной среды, в относительно меньших количествах они проникают с пищей; 2) ил, несмотря на большую концентрацию в нем радионуклидов, как бы экранирует хирономиды от проникновения в них радионуклидов (кроме стронция-90) из водной среды.

Имеющиеся немногочисленные и противоречивые литературные данные по вопросам о путях поступления радионуклидов в гидробионты свидетельствуют о необходимости дальнейшего расширения исследований в этой важной области радиоэкологии водных организмов.

ЛИТЕРАТУРА

Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме.— Мед. радиология, 1960, т. 5, № 1.

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

Флейшман Д. Г. О путях поступления радиоизотопов в организм рыб (статья и настоящем сб.).

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О ПУТЯХ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ В ОРГАНИЗМ РЫБ

Д. Г ФЛЕЙШМАН

Институт эволюционной физиологии и биохимии им. И. М. Сеченова АН СССР, г. Ленинград

В отличие от наземных животных водные организмы находятся в непосредственном контакте с раствором, содержащим многие необходимые для жизнедеятельности минеральные и органические вещества. В связи с этим еще в 1908 г. Пюттер (Pütter, 1908) высказал предположение, что водные животные, как и растения, могут усваивать растворенные питательные вещества непосредственно из воды. Он распространил свою гипотезу и на рыб, считая, что у них всасывание происходит через жабры и желудочно-кишечный тракт (Pütter, 1909). Впоследствии в жаберном аппарате костистых рыб были обнаружены специальные клетки, функция которых заключается в поддержании водно-солевого равновесия между организмом и окружающей средой (Keys, Wilmer, 1932). У пресноводных рыб эти клетки активно транспортируют натрий из внешней среды внутрь организма, а у морских — в обратном направлении (Гинецинский, 1963; Parry, 1966). В целом, однако, теория Пюттера, или теория осмотического питания рыб, не была подтверждена дальнейшими исследованиями. Работы Крога и его школы показали, что питательные вещества поступают в организм рыб только с пищей, а органические соединения, растворенные в водоемах, недоступны для непосредственного использования рыбами (Krogh, 1939).

Что касается минеральных веществ или ионов, растворенных в морской и пресной воде, то в настоящее время существуют противоречивые точки зрения по вопросу о путях их поступления в организм рыб.

Аквариумные опыты с поглощением различных радиоизотопов рыбами привели многих авторов к заключению о том, что минеральные вещества поступают в организм рыб главным образом через внешние поверхности тела и жабры, а поглощение через желудочно-кишечный тракт не играет существенной роли (Tomiyama et al., 1956; Рудаков, 1961; Лебедева, 1962; Карзинкин, 1962; Поликарпов, 1964).

С другой стороны, некоторые исследования, проведенные как в природных, так и в экспериментальных условиях, свидетельствуют о крайне низкой проницаемости жабр и внешних поверхностей тела рыб для целого ряда радиоизотопов. Так, Дэвисом и Фостером (Davis, Foster, 1958) было установлено, что из большого числа радиоактивных изотопов, присутствующих в водах р. Колумбии (куда сбрасываются радиоактивные отходы Хэнфордского реактора), лишь Na^{24} поглощается рыбами непосредственно из воды, а поглощение остальных изотопов более чем на 98% происходит через пищевые цепи. Интересное исследование выполнено Морганом (Morgan, 1964), который в экспериментальных условиях сравнил поглощение Cs^{134} непосредственно из воды морскими и пресноводными рыбами. Были обнаружены

существенные различия в скоростях накопления этого радиоизотопа в зависимости от среды обитания и типа осморегуляции рыб. Оказалось, что для достижения той же концентрации Cs^{134}, что и в воде, пелагическим морским костистым рыбам требуется всего от 0,5 до 2,5 дней, пресноводным — от 30 до 120, а представителю морских элазмобранхий — скату *Raja clavata* — 75 дней. Эти данные хорошо согласуются физиологией водно-солевого обмена у рыб (Гинецинский, 1963; Parry, 1966). Морские костистые рыбы в отличие от элазмобранхий и пресноводных рыб пьют воду, поглощая через желудочно-кишечный тракт и растворенные в ней минеральные вещества. Поскольку у элазмобранхий и пресноводных рыб вода в желудочно-кишечный тракт не поступает, поглощение ионов из раствора у них может происходить только через жабры и внешние поверхности тела. Следовательно, результаты Моргана свидетельствуют о неэффективности прямого поглощения цезия из воды через жабры и внешние поверхности тела рыб (учитывая, что у пресноводных рыб равновесные коэффициенты накопления цезия составляют 10^3—10^4, по данным Моргана нетрудно рассчитать, что за время порядка 100 дней обменивается не более 0,1% цезия, содержащегося в организме рыб).

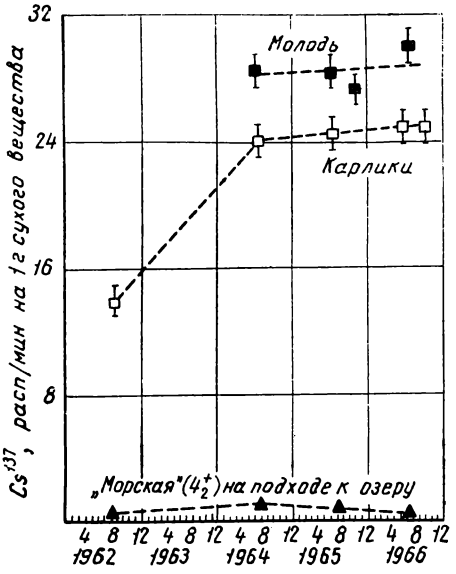


Рис. 1. Динамика содержания Cs^{137} в морской и пресноводной частях популяции красной *Oncorhynchus nerka* (мышечная ткань) из оз. Дальнего.

4_2^+ означает, что возраст рыб составляет более 4 лет, из которых 2 года прожиты в морской воде. Пищевых связей в озере эти рыбы не имеют.

Итак, анализ литературных данных приводит к заключению, что в настоящее время существуют две прямо противоположные точки зрения по вопросу о путях поступления радиоизотопов в организм рыб. Одни авторы считают, что основной путь — это поглощение радиоизотопов непосредственно из воды через внешние поверхности тела и жабры, другие — поглощение происходит главным образом через желудочно-кишечный тракт с пищей и водой у морских костистых рыб, а у элазмобранхий и пресноводных рыб — только с пищей; исключение составляют изотопы натрия, которые в соответствии с осморегулирующей ролью этого элемента могут активно транспортироваться жаберным аппаратом в организм рыб из пресной воды.

Несомненно, что в зависимости от условий эксперимента может преобладать либо тот, либо другой путь поглощения радиоизотопов. Однако наиболее важно знать, как происходит это не в экспериментальных, а в природных условиях.

Одна из интересных возможностей решения этого вопроса — исследование динамики радиоактивности у проходных рыб, совершающих анадромные миграции из морей в такие пресные водоемы, где наблюдаются высокие концентрации радиоизотопов в гидробионтах.

Особенность многих проходных рыб, в частности тихоокеанских лососей, состоит в том, что с момента перехода из морской воды в пресную их желудочно-кишечный тракт оказывается естественно выключенным, так как, во-первых, из-за изменения типа осморегуляции эти рыбы перестают

пить воду, и, во-вторых, в пресной воде они не питаются. Таким образом, поглощение радиоизотопов из внешней среды в данных условиях может происходить только через внешние поверхности тела и жабры.

Рассмотрим в качестве примера динамику содержания Cs^{137} в популяции красной — *Oncorhynchus nerka* из оз. Дальнего (бассейн р. Паратунки, Камчатка). Эта популяция состоит из двух частей — пресноводной и морской. К первой относится молодь, живущая в озере до ската в океан два или три года, а также карликовая форма, весь жизненный цикл которой проходит в пресной воде (Крохин, 1967). Рыбы, скатившиеся в океан, образуют морскую часть популяции. Они живут в морской воде около двух лет, достигают половой зрелости и возвращаются для воспроизводства в оз. Дальнее, где обитают около 2,5 месяцев и после нереста погибают.

Содержание Cs^{137} в морской и пресноводной частях популяции красной из оз. Дальнего, *пкюри/кг* мышечной ткани

Год наблюдений	Морская (голодает)		Пресноводные (питаются)	
	на подходе к озеру	после двухмесячного пребывания в озере	Молодь	Карлики
1962	80±30	100±30	—	1500
1965	90±20	140±13	3100	2500
1966	55±13	63±13	3000	2600

Как видно из рис. 1, в течение 1964—1966 гг. концентрации Cs^{137} в молоди и карликах были примерно постоянными и в несколько десятков раз превышали равновесные концентрации, достигнутые морскими рыбами к моменту их возвращения в оз. Дальнее.

Исследование красной после нереста показало, что длительное пребывание в пресной воде рыб с атрофированным желудочно-кишечным трактом не приводит к достоверному изменению в них концентрации Cs^{137}. Из приведенных в таблице результатов видно, что концентрация Cs^{137} в этих рыбах за 2—2,5 месяца практически не изменилась.

Итак, если в пресной воде рыба не ест, то она не получает цезий из внешней среды.

Таким образом, рассмотренный природный эксперимент с голоданием рыб указывает на крайне низкую проницаемость покровов тела и жаберного эпителия для Cs^{137} и способом доказательства от противного свидетельствует в пользу пищевого происхождения этого изотопа при пресноводном типе осморегуляции.

Конечно, лососи в период подготовки к нересту находятся в несколько необычных условиях существования. Поэтому было интересно выявить другие возможности исследования в природных условиях путей поступления радиоизотопов в организм рыб. Одна из таких возможностей — использование в качестве критерия происхождения радиоэлемента в рыбах и других гидробионтах величины его удельной активности.

Рассмотрим принципиальные основы этого метода.

В геохимических и биологических процессах соотношения между изотопами одного и того же элемента практически не изменяются (если относительные различия в массах изотопов невелики). Этим объясняется постоянство значений удельной активности естественных радиоэлементов, существующих в природе миллиарды лет (например, калия), в любых объектах живой и неживой природы.

Иначе обстоит дело с теми радиоэлементами, которые образовались в природе сравнительно недавно благодаря введению в атмосферу и гидросферу искусственных радиоизотопов, в частности Cs^{137}. В глобальном масштабе полного перемешивания искусственных радиоизотопов с их стабильными аналогами еще не произошло, поэтому удельные активности такого радиоэлемента в разных объектах биосферы могут существенно разли-

чаться. Наглядной иллюстрацией является сравнение «морского» и «пресноводного» цезия на примере популяции красной из оз. Дальнего. По данным 1965—1966 гг., значения удельных активностей цезия в морской и пресноводной частях популяции существенно отличались, составляя 3—5 *пкюри/мкг* «морского» цезия и 120 — 160 *пкюри/мкг* «пресноводного» (Скульский и др., 1967; Флейшман, 1968).

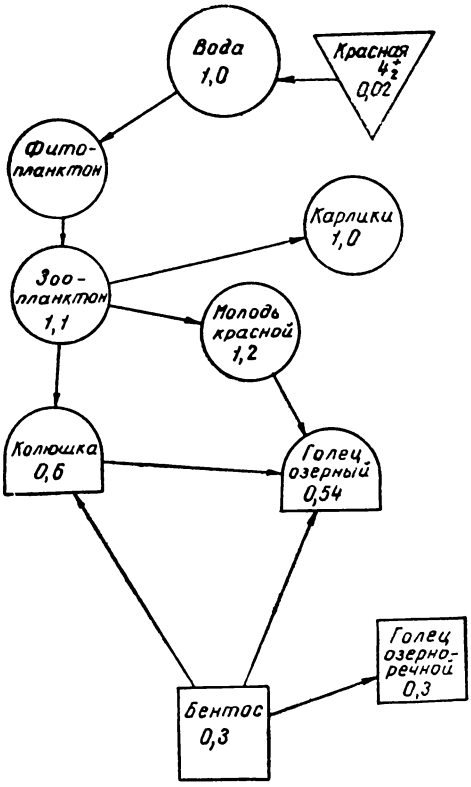


Рис. 2. Средние значения удельной активности цезия (отн. ед.) в звеньях ихтиоценоза оз. Дальнего.

В качестве представителей бентоса исследовали моллюски *Planorlis* sp., составляющие основную пищу озерно-речных гольцов.

Что касается отдельных экосистем, то существуют две возможности. Первая состоит в том, что экосистема близка к состоянию изотопного равновесия. Тогда удельная активность исследуемого элемента во всех звеньях биоценозов будет одинаковой, независимо от источников его поступления. Вторая возможность (представляющая наибольший интерес) — экосистема далека от равновесия, полного перемешивания радиоизотопа с его стабильными аналогами не произошло, и значения удельных активностей соответствующего искусственного радиоэлемента в гидробионтах и внешней среде могут существенно различаться. В последнем случае величина удельной активности радиоэлемента дает ценную информацию о его происхождении.

Рассмотрим конкретную ситуацию оз. Дальнего, по данным 1966 г. На рис. 2 приведены схема трофических связей ихтиоценоза этого озера и средние значения удельной активности цезия в звеньях ихтиоценоза, выраженные в относительных единицах (по отношению к удельной активности цезия в воде.) Абсолютные значения удельной активности цезия в рыбах оз. Дальнего, как средние величины, так и индивидуальные вариации, даны в другой работе (Солюс и др., статья в настоящем сб.). Анализ результатов, представленных на рис. 2, позволяет сделать следующие выводы:

1. Значения удельной активности цезия (Cs^{137}/Cs) в звеньях ихтиоценоза оз. Дальнего существенно различаются. По данным 1966 г., наибольшие различия (в среднем в 3 раза, а для отдельных особей в 5—10 раз) наблюдаются между планктонофагами и бентосоядными рыбами.

2. Лишь у планктонофагов, замыкающих «водную» пищевую цепь (растворенные в воде вещества — фитопланктон — зоопланктон — красная), удельная активность цезия близка к удельной активности цезия, растворенного в озерной воде, а у рыб, связанных с «бентосной» пищевой цепью, она значительно меньше, чем в воде. Отсутствие изотопного равновесия между водой и большинством видов рыб, обитающих в оз. Дальнем, наблюдается при длительном постоянстве концентраций Cs^{137} в пресновод-

ной части популяции красной, т. е. при кажущемся равновесии. Существенные различия между значениями удельной активности цезия в воде и некоторых видах рыб оз. Дальнего свидетельствуют о том, что эти рыбы получают его не из воды, а из какого-то другого источника, где удельная активность элемента меньше, чем в воде. Очевидно, что этим источником являются донные отложения, из которых цезий по пищевым цепям поступает в организм рыб.

Общий вывод из рассмотренных природных экспериментов (с голодающими и нормально кормящимися рыбами) состоит в том, что цезий поступает в организм пресноводных рыб только через пищу.

ЛИТЕРАТУРА

Гинецинский А. Г. Физиологические механизмы водно-солевого равновесия. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1963.

Карзинкин Г. С. Использование радиоактивных изотопов в рыбном хозяйстве. М., Пищепромиздат, 1962.

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

Крохин Е. М. Материалы к познанию карликовой красной.— Вопр. ихтиол., 1967, т. 7, № 3.

Лебедева Г. Д. Основные пути миграции стронция-90 в организм бентосоядной рыбы в условиях пресного водоема.— Радиобиология, 1962, т. 2, вып. 1.

Скульский И. А. Буровина И. В., Леонтьев В. Г. Особенности распределения натрия, калия, рубидия и цезия в организме пресноводных, проходных и морских рыб.—Ж. эвол. биохим. и физиол., 1967, т. 3, № 1.

Солюс А. А., Буровина И. В., Каневский Ю. П., Флейшман Д. Г. Радиоактивный и стабильный цезий в гидробионтах оз. Дальнего (Камчатка).— Статья в настоящем сб..

Рудаков Н. П. Особенности поведения в организме рыб кальция-45, стронция-90, церия-144, цезия-137 и методы радиомаркировки рыб.— Изв. ГНИИ озерного и речного рыбного хозяйства, 1961, т. 51.

Флейшман Д. Г. Цезий-137 и марганец-54 в гидробионтах некоторых озер Камчатки.— Ж. эвол. биохим. и физиол., 1968, т. 4, № 1.

Davis J. J., Foster R. F. Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains.— Ecology, 1958, v. 39, N 3.

Tomiyama T., Jshio S., Kobayashi K. Absorption of dissolved calcium-45 by carassium auratus.— Research in the effects and influences of the nuclear bomb tests explosions, V. 2. Tokyo, 1956.

Keys A., Wilmer E. "Chloride secreting cels" in the gills of fishes.— J. Physiol., 1932, V. 76.

Krogh A. Osmotic regulation in aquatic animals. London, 1939.

Morgan F. The uptake of radioactivity by fish and shellfish.— J. mar biol. Assoc. U. K., 1964, v. 44.

Parry G. Osmotic adaptation in fishes.— Biol. Rev., 1966, V. 41, N 3.

Pütter A. Die Ernährung der Wassertiere.— Z. f. Allg. Physiol., 1908, V 7A.

Pütter A. Die Ernährung der Fische.— Z. f. Allg. Physiol., 1909, V. 9A.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

КИНЕТИКА НАКОПЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ ОРГАНАМИ И ТКАНЯМИ КАРПА-ГОДОВИКА ПРИ ОДНОКРАТНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОДЫ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ВОДОЕМОВ СМЕСЬЮ РАДИОНУКЛИДОВ

В. Н. ГУСЬКОВА, А. А. ЗАСЕДАТЕЛЕВ,
Б. Н. ИЛЬИН, О. Н. ПРОКОФЬЕВ, А. И. ТИХОНОВА

Ленинградский научно-исследовательский институт радиационной гигиены МЗ РСФСР

Развитие атомной промышленности и широкое использование радиоизотопов создает в ряде случаев опасность загрязнения открытых водоемов. Поэтому весьма актуальным является изучение накопления радионуклидов пресноводными рыбами при загрязнении водоемов различными смесями радиоизотопов.

В доступной нам литературе исследований по накоплению изотопов из сложных смесей и распределению их по органам и тканям рыб встречается мало. Имеются лишь единичные работы (Krumholz a. Foster, 1957; Ryhanen, 1963; Rise a. Baptist, 1964; Harvay, 1964; Baptist, 1966), которые дают некоторые сведения о коэффициентах накопления отдельных изотопов из смеси радионуклидов.

Настоящее сообщение — лишь небольшая часть общей работы по изучению распределения накопления изотопов и повреждающего действия их на биологические объекты пресноводных водоемов.

Нами исследовалось накопление и распределение по органам и тканям рыбы отдельных изотопов из сложной смеси при однократном поступлении активности в водоём.

Работа проводилась в лабораторных условиях. Каждый водоём-аквариум содержал 100 *л* дехлорированной воды, плотный остаток составлял примерно 60—70 *мг/л*, из них на долю кальция приходилось 10—12, магния 1—2 *мг/л*. Для опыта брали годовиков карпа, весом 10—15 *г*, 35—40 шт. помещали в водоём. Температура воды в течение опыта колебалась от +16 до +20° С, pH 6,9—7,5; содержание растворенного кислорода 7—4 *мг/л*.

Воду заражали смесью радиоизотопов следующего состава: 52% радиоизотопов редкоземельной группы (иттрий-91, церий-144, 141, празеодим-143, неодим-147, лантан-140), 18% изотопов щелочноземельной группы (стронций-89, барий-140), а также цирконий-95, ниобий-95 и др. Смесь вводили однократно из расчёта $1 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л* по суммарной активности.

Пробы воды, песка, рыбы отбирали для анализа через 1, 5, 10, 15, 25, 35, 45, 65 дней от начала опыта.

Содержание радиоизотопов определяли в следующих пробах: в мышцах с кожей, осевом скелете, голове (без жабр), внутренних органах, и в пробе, включающей жабры, чешую и плавники. Одновременно умерщвляли по 5 рыб.

Концентрацию смеси радиоизотопов определяли по суммарной бета-активности; концентрацию отдельных изотопов, входящих в состав этой смеси,—радиохимическим анализом.

Препараты измеряли на установке Б-2 с торцовым счетчиком МСТ-17, радиохимическую чистоту выделенных препаратов проверяли путем снятия кривых распада и поглощения. Точность радиохимического анализа (с учетом радиометрических измерений) составляла 15—20%.

Динамика изменения концентрации изотопов в воде показана на рис. 1.

Как видно, в ходе эксперимента концентрация радиоизотопов закономерно убывает. Снижение концентрации обусловлено влиянием ряда факторов:

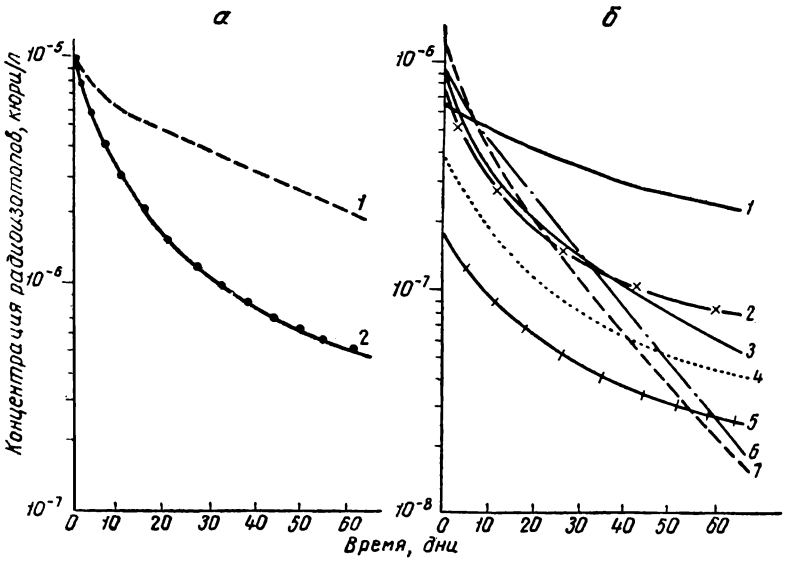


Рис. 1. Концентрация радиоизотопов в воде аквариума.

а — смесь радиоизотопов:
1 — физический распад, 2 — снижение концентрации в воде.
б — радиоизотопы, из числа входящих в смесь:
1 — стронций-89; *2* — иттрий-91; *3* — церий-141; *4* — цирконий-95; *5* — церий-144; *6* — барий-140; *7* — празеодим-143, неодим-147 (сумма).

физическим распадом, сорбцией грунтом, стеклом, поглощением гидробионтами.

В начальные сроки, особенно в первые дни, происходит резкое (значительно быстрее, чем за счет физического распада) уменьшение концентрации ряда изотопов (иттрий-91, церий-141, 144, празеодим-143), что обусловлено их сорбцией грунтом. Концентрация стронция-89 и бария-140 убывает в основном за счет распада. В результате этих процессов через несколько дней после начала опыта концентрация стронция-89 начинает превалировать над концентрациями других изотопов, что существенным образом влияет на динамику накопления и относительный процентный состав смеси радиоизотопов в тканях карпа-годовика.

Распределение радиоизотопов по органам и тканям карпа-годовика (процент от общей радиоактивности тушки): мышцы и кожа — 6,6 ± 0,5; осевой скелет — 4,8 ± 0,4; внутренние органы — 26,6 ± 5,1; голова (без жабр) — 32,4 ± 3,1; чешуя, жабры, плавники — 29,6 ± 1,8.

Наибольшее количество радиоизотопов (около 90%) обнаружено во внутренних органах, голове и наружных покровах. Общий вес этих проб составляет около 60% веса тушки. В мышцах (с кожей) и осевом скелете (их вес 40% веса тушки) найдено немногим более 10% всей радиоактивности.

Радиоизотопы, попадая в организм карпа, преимущественно через

жабры и в ничтожной степени через желудочно-кишечный тракт, распределялись по органам и тканям в соответствии с их органотропностью.

Таблица 1

Распределение основных радиоизотопов смеси № 1 в органах и тканях карпа-годовика, %

Органы и ткани	Sr^{89}	Ba^{140}	Zr^{95}	Y^{91}	Ce^{141}	Ce^{144}	$Pr^{143}+Nd^{147}$
Мышцы и кожа	59,5	18,0	3,8	4,7	5,2	1,4	7,5
Осевой скелет	64,5	20,6	5,1	1,4	1,1	0,2	7,2
Голова (без жабр)	47,6	36,2	1,7	1,85	2,4	0,8	9,6
Чешуя, жабры, плавники	61,5	16,8	1,5	1,5	2,1	1,2	16,0
Внутр. органы (включая желудочно-кишечный тракт)	8,6	8,6	9,6	12,3	24,5	6,0	30,5

В табл. 1 показано распределение изотопов в органах и тканях карпа. За 100% принято суммарное содержание изотопов в данном органе на 16-й

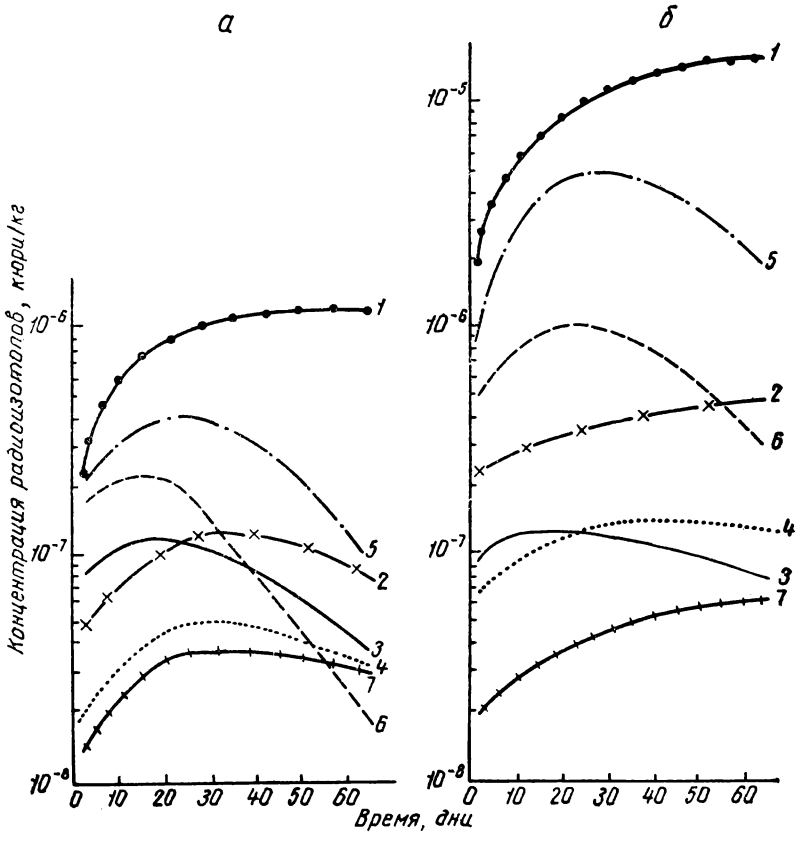


Рис. 2. Концентрация радиоизотопов в тканях карпа.
а — мышцы (с кожей); *б* — осевой скелет.
1 — стронций-89; *2* — иттрий-91; *3* — церий-141; *4* — цирконий-95; *5* — барий-140; *6* — празеодим-143; неодим-147 (сумма); *7* — церий-144.

день опыта. Как видно, во всех органах и тканях, кроме внутренних органов, преобладает стронций-89 (от 47 до 64%). Такое высокое содержание (особенно в мышцах) обусловлено тем, что в водоеме концентрация его превышает концентрации других изотопов.

В последующие сроки до 65 суток доля стронция-89 все еще возрастает за счет интенсивного распада бария-140, празеодима-143 и неодима-147, несмотря на продолжающееся накопление в этих органах циркония-95, иттрия-91, церия-141 и 144.

Во внутренних органах отмечены радиоизотопы редкоземельной группы.

На рис. 2 показано изменение концентрации (*кюри/кг* сырого веса) радиоизотопов в мышцах и осевом скелете в динамике. Видно, что концентрация радиоизотопов увеличивается в течение некоторого времени, дости-

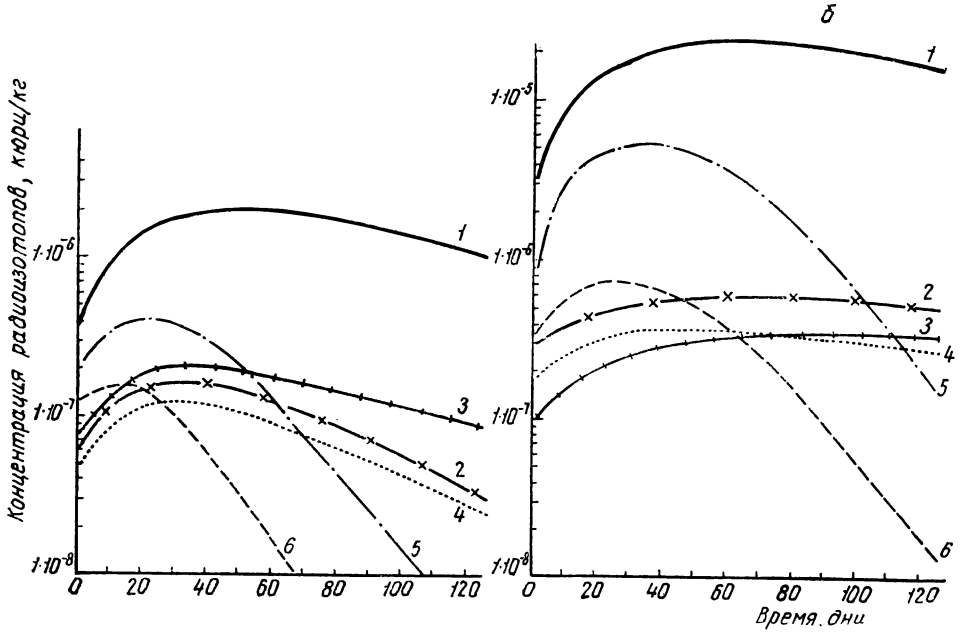


Рис. 3. Концентрация радиоизотопов в мышцах и осевом скелете карпа при накоплении из смеси с одинаковой ($1 \cdot 10^{-6}$ *кюри/л*) исходной концентрацией отдельных изотопов. Условные обозначения те же, что на рис. 2.

гает максимального значения, а затем постепенно убывает. Характер накопления разных изотопов этой смеси также прослеживается отчетливо.

Динамика изменения и уровни концентрации (*кюри/кг*) радиоизотопов в голове и в пробе (чешуя, плавники и жабры) близка к таковой для осевого скелета. Во внутренних органах преобладают изотопы редкоземельной группы, стронций-89 и барий-140 отлагаются в наименьших количествах.

Рис. 3 иллюстрирует зависимость концентрации радиоизотопов в тканях от степени их резорбции и коэффициентов органотропности. Показано накопление радиоизотопов в мышцах и осевом скелете из смеси изотопов в динамике при условии, что исходная концентрация каждого из них в воде водоема равна $1 \cdot 10^{-6}$ *кюри/л*.

Материал для построения графика был получен путем пересчета экспериментальных данных. Хорошо видна остеотропность стронция-89 и бария-140. Концентрация их в осевом скелете была на порядок выше, чем в мышцах.

Концентрация бария-140 в осевом скелете в период 15—45 дней опыта в 8—10 раз выше, чем циркония и изотопов редкоземельной группы, хотя их концентрация в воде экспериментального водоема была близкой.

Теоретический и практический интерес представляют коэффициенты накопления, так как они входят в целый ряд расчетов, например, при рас-

четах предельно допустимой концентрации радиоактивных веществ в воде водоёмов с учётом пищевой цепочки: вода — рыба — человек.

В табл. 2 приводятся коэффициенты накопления радиоизотопов органами и тканями карпа на 65-е сутки от начала опыта, рассчитанные

Таблица 2

Коэффициенты накопления радиоизотопов (смесь № 1) органами и тканями карпа-годовика (на 65-е сутки от начала опыта)

Органы и ткани	Sr^{89}	Ba^{140}	Zr^{95}	Y^{91}	Ce^{144}	$Pr^{143}+Nd^{147}$
Мышцы и кожа . . .	5,7	5,0	0,8	1,2	1,2	1,0
Осевой скелет	71,5	74,5	3,0	6,1	2,7	7,0
Внутренние органы . .	19,0	22	137	128	146	160
Голова (без жабр) . .	16,3	18,0	4,2	2,4	2,3	6,2
Чешуя, жабры, плавники	44,0	47	10	7,5	8,9	12

на сырой вес. Видно, что в мышцах, наиболее существенной для питания человека части рыбы, по всем изотопам отмечается наименьшее значение

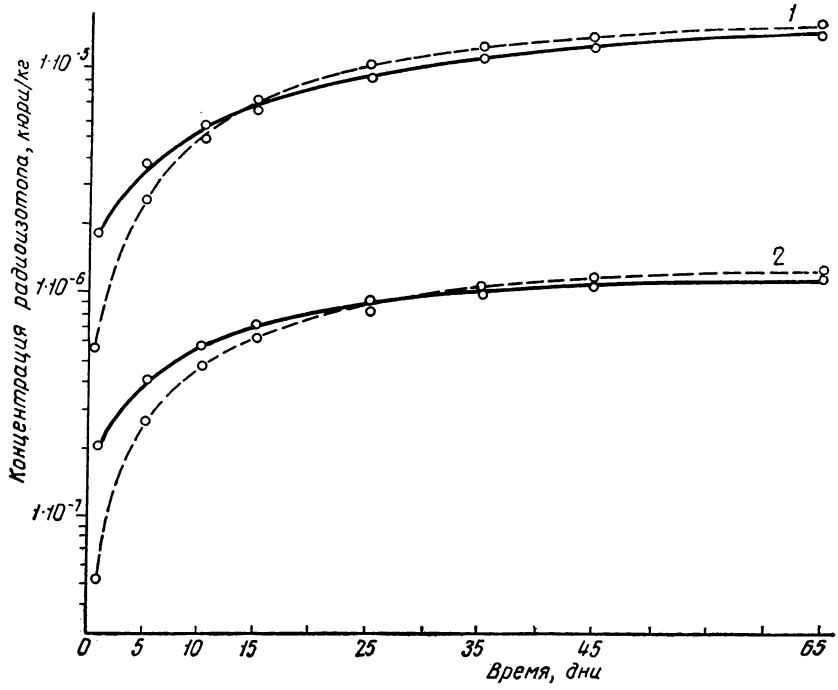


Рис. 4. Изменение концентрации стронция-89 в мышцах и осевом скелете карпа при однократном внесении радиоактивности в водоем.

1 — осевой скелет, *2* — мышцы и кожа. (*Сплошной линией* обозначены экспериментальные данные, *штриховой* — расчетные).

коэффициентов накопления в пределах от 1 до 6, причем наибольшие из них (5—6) приходятся на долю стронция-89 и бария-140. В осевом скелете, чешуе, плавниках и жабрах с наибольшими $K_н$ концентрируются стронций-89 и барий-140 (71—74). Цирконий-95 и радиоизотопы редкоземельной группы в этих органах и тканях накапливаются с низкими коэффициентами (до 12).

Во внутренних органах наибольшие коэффициенты накопления отмечаются для изотопов редкоземельной группы и находятся в пределах сотен (128—160).

Таким образом, $K_н$ в тканях карпа варьируют от 1 до 160 в зависимости от изотопа, входящего в смесь.

Значительный интерес представляют вопросы прогноза при загрязнении водоемов неразделенными продуктами деления урана. Для прогнозирования радиоактивной загрязненности рыбы представляет интерес математическая модель, описывающая динамику обмена радиоизотопов в органах и тканях рыбы. В случае однократного поступления радиоактивности в водоём изменение концентрации радиоизотопа в органе (ткани) рыбы за единицу времени показывает уравнение

$$\frac{dC}{dt}=a\cdot C_0 e^{-(\lambda_р+\lambda_в)t}-(\lambda_р+\lambda_б)C, \quad (1)$$

где C — концентрация радиоизотопа в органе (ткани);
t — время;
C_0 — начальная концентрация радиоизотопа в воде;
a — константа, определяющая поступление радиоизотопа в орган (ткань);
$\lambda_р$ и $\lambda_б$ — постоянные физического распада и биологического выведения;
$\lambda_в$ — постоянная, определяющая снижение концентрации радиозотопа в воде водоёма за счёт «внешних» причин (разбавление, перемешивание и др.).

Таблица 3

Численные значения параметров, входящих в формулу (3), использованные при расчете накопления Sr^{89} в некоторых органах карпа-годовика

Параметр	Численное значение
C_0	$6{,}1\cdot10^{-7}$ *кюри/л*
a	Мышцы: 0,09 *л/кг/сутки* Скелет: 0,95 *л/кг/сутки*
$\lambda_р$	0,013 *1/сутки*
$\lambda_б$	Мышцы: 0,005 *1/сутки* Скелет: 0,0008 *1/сутки*

В правой части уравнения (1) первый член выражает увеличение концентрации в органе (ткани) рыбы в единицу времени за счёт поступления радиоактивности из воды, а второй — убывание концентрации в единицу времени за счёт физического распада и биологического выведения.

Решение уравнения (1) при начальном условии, что $C=0$ при $t=0$, имеет вид

$$C_t=\frac{a\cdot C_0}{\lambda_в-\lambda_б}\left[e^{-(\lambda_р+\lambda_б)t}-e^{-(\lambda_р+\lambda_в)t}\right]. \quad (2)$$

Это выражение, характеризующее накопление радиоизотопа органами (тканями) рыбы при однократном загрязнении водоёма активностью, может быть использовано в аналогичных случаях и для других гидробионтов.

В том случае, если $\lambda_в=0$, т. е. отсутствуют какие-либо «внешние» процессы, влияющие на изменение концентрации радиоизотопа в воде и гидробионте (это имеет место в условиях нашего опыта), для Sr^{89} выражение (1) упрощается и приобретает вид

$$C_t=\frac{a\cdot C_0}{\lambda_б}\left[e^{-\lambda_р t}-e^{-(\lambda_р+\lambda_б)t}\right] \quad (3)$$

Сопоставление экспериментальных и расчетных данных по накоплению стронция-89 в мышцах и скелете карпа при однократном введении активности в водоем показано на рис. 4.

Приводим численные значения параметров, использованные при выполнении расчетов (табл. 3).

Математическая модель — уравнение (3) удовлетворительно описывает изменение концентрации стронция-89 в органах и тканях карпа-годовика в условиях эксперимента.

В начальные сроки опыта наблюдается существенная (и протекающая с переменной скоростью) сорбция из воды радиоизотопов редкоземельной группы и циркония грунтом, водорослями. В связи с этим для более корректного описания процессов, протекающих в экспериментальном водоеме, необходима разработка соответствующей модели накопления.

Выводы

1. Мышцы — наиболее существенная для питания человека часть рыбы — накапливают изотопы из воды, загрязненной неразделенной смесью продуктов деления урана, значительно меньше, чем другие ткани.

2. Коэффициенты накопления в органах и тканях карпа-годовика колеблются в широких пределах — от 1 до 160. Наибольшие значения их отмечены во внутренних органах для изотопов редкоземельной группы.

ЛИТЕРАТУРА

Baptist J. P. Uptake of mixed fission products by marine fishes.— Trans. Amer. fisheries. soc., 1966, V. 95, 145.

Harvey R. S. Uptake of radionuclides by fresh water algae and fish.— Health Phys, 1964, V. 10, N 4, 243.

Krumholz L. A., Foster R. F. Accumulation and retention of radio-activity from fission products and other materials by fresh water organism.— The effect of Alomic Radioation on Oceanography and Fisheries. Nat. Acad. Sci. Res. Council Publ. 551, 1957.

Rise T. K., Baptist J. P. Accumulation of mixed fission products by marine organisms. Procuding of the Second Intern. Conference. Tokyo. A. Pergamon press book, 1964.

Ryhanen R. Fiskevatten och radioaktivited. Fiskeritidskr. Finland, 1963, v. 7, N 5, 92.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НАКОПЛЕНИЕ Sr^{90} — Y^{90} ИКРОЙ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ И РАСЧЕТ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ

Н. В. КУЛИКОВ, В. С. БЕЗЕЛЬ, Л. Н. ОЖЕГОВ

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

Изучение закономерностей накопления радиоизотопов гидробионтами на разных стадиях их развития представляет интерес не только с точки зрения общей оценки путей и темпов миграции радиоактивных веществ в водоемах, но и для определения доз облучения организмов, обитающих в радиоактивной среде. Последнее обстоятельство в свою очередь важно как для изучения биологических действий различных радиоизотопов в водном биогеоценозе, так и для обоснования предельно допустимых уровней содержания этих радиоизотопов в воде. В связи с этим особенно необходимыми представляются исследования накопления радиоизотопов гидробионтами на ранних стадиях их развития, отличающихся высокой радиочувствительностью.

Очень удобным и важным в радиоэкологическом плане объектом для проведения подобного рода исследований является развивающаяся икра рыб. В последние годы такие работы широко проводятся с морскими рыбами (Поликарпов, Иванов, 1962; Поликарпов, 1964; Иванов, 1965а; Иванов, 1965б), исследование икры пресноводных рыб лишь начинается (Федорова, 1963а; Федорова, 1963б; Федорова, 1965).

В настоящем сообщении приводятся данные по накоплению радиоизотопов стронция и иттрия некоторыми представителями пресноводных рыб и дается количественная оценка вклада этих излучателей в общую дозу облучения эмбрионов за время от момента оплодотворения до выклева предличинок.

Материал и методика

Опыты проводили с икрой щуки (*Esox lucius* L.), окуня (*Perca fluviatilis* L.), карася (*Carassius carassius* L.) и линя (*Tinca tinca* L.). Икру получали от половозрелых самок во время нереста на оз. Миассово (Южный Урал). Оплодотворение производили сухим способом в лабораторных условиях. Сразу после оплодотворения икру помещали в раствор Sr^{90} — Y^{90} концентрацией $1 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л*, приготовленный на озерной воде. Инкубацию икры щуки и окуня проводили параллельно при температуре воды 10 и 20°, а линя и карася — только при 20°, так как при более низкой температуре процесс эмбрионального развития этих видов затормаживался и вся икра погибала.

Для улучшения условий аэрации и поддержания постоянной концентрации Sr^{90}—Y^{90} в среде через каждое сутки в течение всего инкубационного периода икру перемещали в свежие растворы. Пробы воды (по 1 *мл*), икры и предличинок (по 3 шт.) отбирали ежедневно по три параллельных образца

из каждой повторности опыта. Водные пробы выпаривали, а пробы икры и предличинок высушивали под инфракрасной лампой, определяя при этом вес сухой и сырой массы.

Измерения радиоактивности образцов производили на стандартных алюминиевых тарелочках с помощью установки типа «Волна» с торцовым счетчиком МСТ-17. Время счета подбирали такое, чтобы статистическая ошибка не превышала 5%.

Накопление икрой и предличинками отдельно стронция-90 и иттрия-90 из равновесного раствора определяли путем просчета проб в момент их отбора и через 10 периодов полураспада иттрия-90.

Результаты опытов и их обсуждение

На рис. 1 приведены данные по динамике накопления стронция и иттрия икрой четырех изученных видов рыб в процессе инкубации ее в радиоактивных растворах. Эти данные показывают, во-первых, что величина коэффициентов накопления стронция-90, особенно на более поздних стадиях развития икры, у всех видов рыб значительно ниже коэффициентов накопления иттрия-90. Во-вторых, коэффициенты накопления стронция, достигнув определенных значений в самом начале инкубации, в дальнейшем по мере развития икры практически не изменяются, между тем у иттрия они возрастают до конца инкубационного периода. Наконец, в-третьих, коэффициенты накопления стронция не зависят от температуры воды, в которой идет развитие икры (опыты со щукой и окунем), тогда как иттрия при более высокой температуре заметно увеличиваются.

Можно отметить также, что при одинаковой температуре воды (20°) к концу инкубационного периода коэффициенты накопления для икры щуки составляли по стронцию 1,4, а по иттрию 103,0; для окуня, соответственно, 8,0 и 67,0; для карася — 8,0 и 31, а для линя — 4 и 11. Очень низкие в среднем коэффициенты накопления радионуклидов у икры линя в значительной степени могут быть объяснены ее коротким инкубационным периодом, хотя строгой зависимости между длительностью инкубационного периода и коэффициентами накопления у разных видов рыб не наблюдается. Так, при температуре 20° инкубационный период щуки длится четверо суток, а окуня — восемь, вместе с тем коэффициент накопления иттрия у икры щуки почти в два раза выше, чем у окуня.

Накопление стронция и иттрия предличинками рыб в течение первых дней после их выклева представлено на рис. 2. Можно заметить, что сразу после выклева из радиоактивной икры предличинки всех видов рыб, за исключением карася, были менее радиоактивными, чем окружающий их водный раствор, т. е. коэффициенты накопления составляли меньше единицы. В икре же к моменту выклева предличинок коэффициенты накопления, особенно по иттрию, исчислялись десятками единиц (см. рис. 1). Следовательно, стронций и иттрий, поступая в развивающуюся икру из окружающего раствора, в основном концентрируются оболочками икринок. Это обстоятельство свидетельствует о барьерной роли оболочек в процессах накопления химических элементов из водной среды, что ранее отмечали и другие исследователи (Поликарпов, Иванов, 1962; Иванов, 1965а; Иванов, 1965б; Федорова, 1963 б).

Коэффициенты накопления стронция и иттрия для предличинок всех четырех видов рыб через 7—10 дней после выклева достигают одного порядка величин (см. рис. 2). В отличие от икры (в которой преимущественно накапливался иттрий), здесь оба радионуклида накапливаются примерно одинаково, а предличинки линя с двухдневного возраста даже поглощают относительно больше стронция, чем иттрия. Коэффициенты

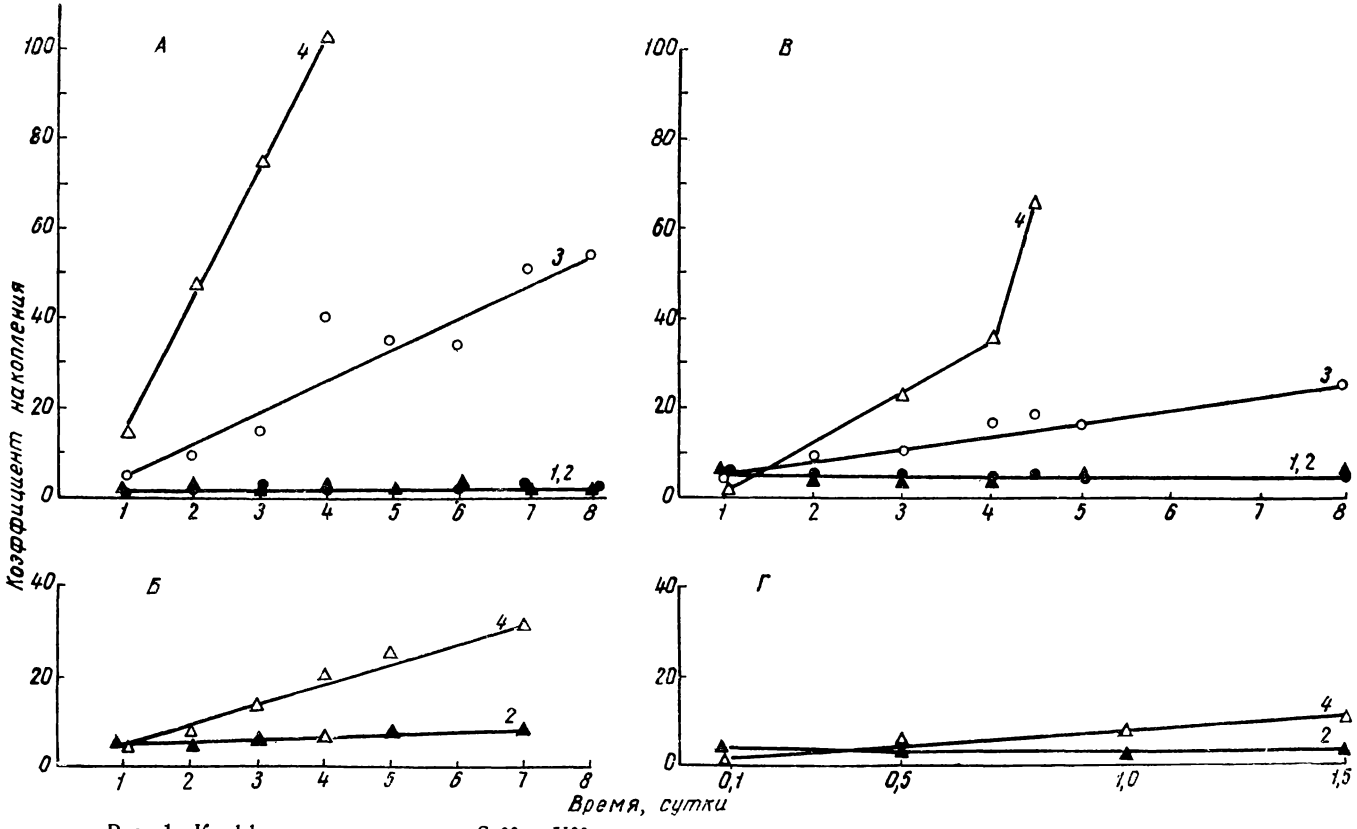


Рис. 1. Коэффициенты накопления Sr^{90} и Y^{90} для икры щуки, окуня, карася и линя в процессе развития.

Sr^{90} при температуре воды: 1 — 10° и 2 — 20°; Y^{90} при температуре: 3 — 10° и 4 — 20°.
А — щука, *Б* — карась, *В* — окунь, *Г* — линь.

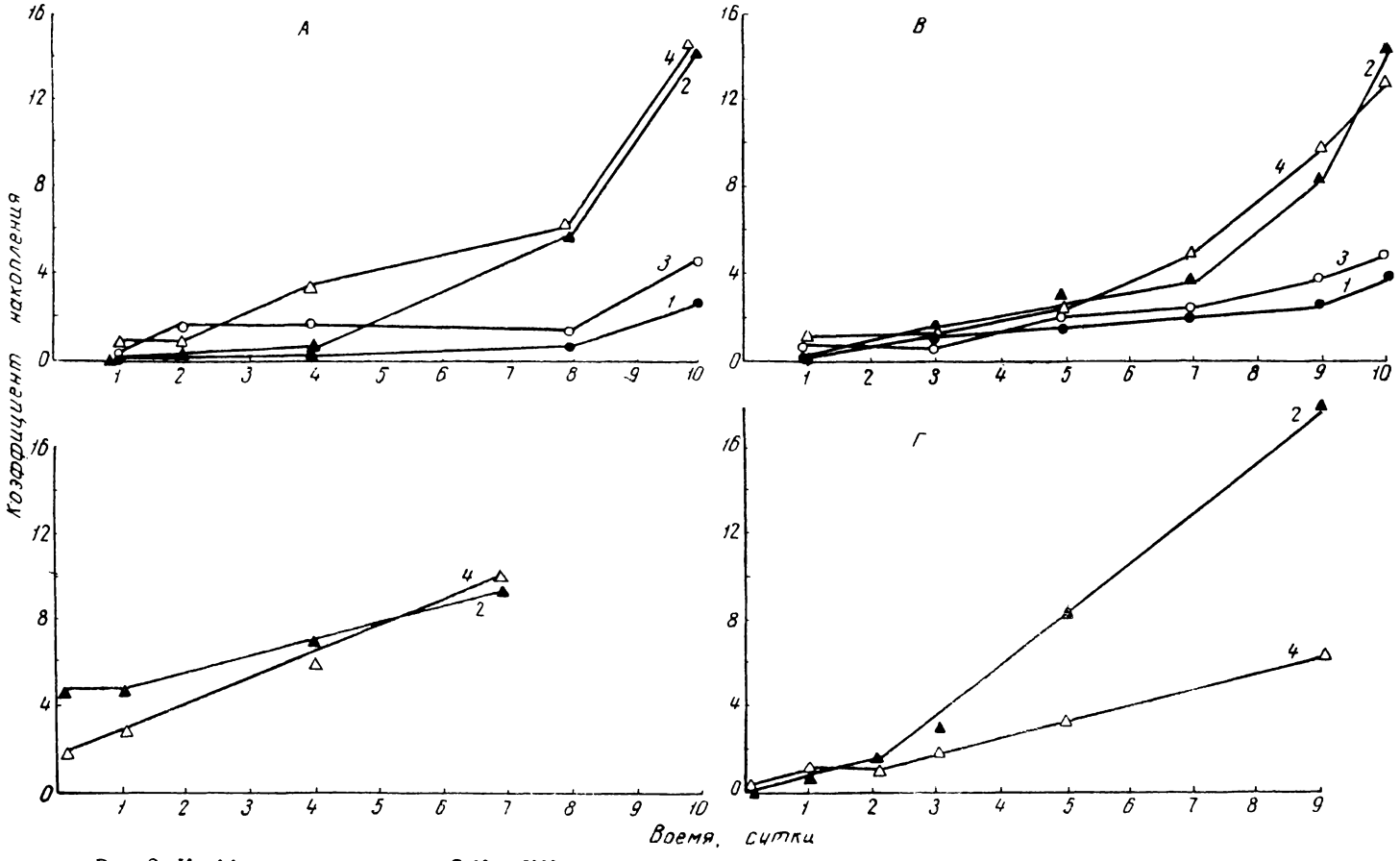


Рис. 2. Коэффициенты накопления Sr^{90} и Y^{90} для предличинок щуки, карася, окуня и линя в первые дни после выклева.
Условные обозначения те же, что и на рис. 1.

накопления радионуклидов предличинками щуки и окуня при температуре 10 и 20° в течение первых 4—5 дней после выклева не отличались друг от друга, но в дальнейшем при более высокой температуре они резко возрастали по сравнению с первым вариантом как по стронцию, так и по иттрию.

Выше отмечалось, что для решения ряда научных и практических вопросов представляет интерес определять дозы облучения гидробионтов, обитающих в среде, загрязненной радиоактивными изотопами. Нами проведены соответствующие расчеты для икры щуки, окуня, карася и линя, инкубированной с момента её оплодотворения в растворах Sr^{90} — Y^{90} концентрацией $1 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л*.

Известно (Либерман, 1958), что мощность дозы β-излучения от точечного источника на расстоянии r равна

$$P_\beta = aL_\beta \cdot \frac{\mu}{4\pi\varrho} \cdot \frac{e^{-\mu r}}{r^2},$$

где a — радиоактивность источника, *мккюри*;

μ — коэффициент ослабления;

$$L_\beta = 3{,}7 \cdot 10^4 \cdot 1{,}6 \cdot 10^{-8} \overline{E}_\beta = 5{,}9 \cdot 10^{-4} \overline{E}_\beta \frac{\text{рад} \cdot \text{г}}{\text{мккюри} \cdot \text{сек}},$$

$\overline{E}_\beta$ — средняя энергия β-спектра;

ϱ — плотность вещества, *г/см*³.

Доза в центре каждой икринки, развивающейся в радиоактивной воде, создается как за счёт активности воды, так и за счёт активности, конденсируемой в объеме икринки. Можно показать, что в этом случае мощность дозы в центре икринки будет равна

$$P_\beta = 5{,}9 \cdot 10^{-4} \cdot \frac{\overline{E}_\beta a}{\varrho} \cdot \left[n(n-1) e^{-\mu R_i} - e^{-\mu R_{\text{макс}}} \right] \frac{\text{рад}}{\text{сек}},$$

где R_i — радиус икринки;

$R_{\text{макс}}$ — максимальный пробег β-частиц.

Коэффициент ослабления определяли по величине слоя половинного ослабления $\Delta_{1/2}$ для β-излучения стронция-90 ($\Delta_{1/2} = 0{,}024$ *г/см*²) и иттрия-90 ($\Delta_{1/2} = 0{,}150$ *г/см*²). Поскольку коэффициенты накопления n для икры всех изученных видов рыб изменяются в процессе её развития (см. рис. 1), то расчет дозы облучения, создаваемой стронцием-90 и иттрием-90, производили в отдельности для каждого дня инкубационного периода. Результаты этих расчетов приведены в таблице 1. Проведенный выше расчет дозы излучения предполагает, что радиоактивный стронций и иттрий распределены равномерно по всему объему икринок.

В настоящее время нельзя судить о правомерности подобного допущения, так как сведения о местах локализации радиоактивных изотопов внутри икринок крайне ограничены. В работах (Куликов, Безель, Ожегов, 1970а, 1970б) нами обсуждается другой крайний случай, когда поступающие из окружающей среды радиоактивные изотопы собираются на поверхности оболочки икринок. В этом случае доза ионизирующего излучения в центре икринки для всех рассматриваемых в работе изотопов будет ниже, чем дозы, рассчитанные для случая равномерного распределения активности по объему.

Таким образом, приводимые дозы могут быть приняты как максимально возможные в настоящих условиях.

Видно, что основной вклад (74—98%) в общую дозу облучения эмбрионов рыб создает иттрий-90, поскольку он сильнее накапливается в икре, чем стронций-90. Суммарная доза облучения с момента оплодотворения икры и до стадии выклева предличинок для щуки составила 23,71—25,93,

Таблица 1

Примерный вклад стронция-90 и иттрия-90 в общую дозу облучения эмбрионов пресноводных рыб в процессе их развития в водном растворе Sr^{90}—Y^{90} концентрацией $1 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л* (*рад* на центр икринки)

Вид	Средний диаметр икринки, *мм*	Температура воды, °С	Радиоизотоп	Время, сутки																		Всего	
				0,1	0,5	1	1,5	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	*рад*	%
Щука	2,2	10	Sr	—	—	0,06	—	0,09	0,10	0,12	0,10	0,11	0,10	0,12	Выклев							0,80	3,1
			Y	—	—	0,78	—	1,22	1,70	4,04	3,53	3,49	5,05	5,32	Выклев							25,13	96,9
		20	Sr	—	—	0,10	—	0,13	0,16	0,14	Выклев											0,53	2,2
			Y	—	—	1,74	—	4,74	7,25	9,45	Выклев											23,18	97,8
Окунь	1,7	10	Sr	—	—	0,40	—	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	6,0	20,9
			Y	—	—	0,71	—	0,78	1,01	1,01	1,09	1,23	1,62	1,69	1,69	1,69	1,84	1,92	2,02	2,14	2,22	22,66	79,1
		20	Sr	—	—	0,40	—	0,40	0,40	0,40	0,46	0,46	0,46	0,5	Выклев							3,02	15,4
			Y	—	—	0,53	—	0,86	1,01	1,69	2,14	2,20	3,06	5,04	Выклев							16,53	84,6
Карась	1,5	20	Sr	—	—	0,33	—	0,43	0,46	0,46	0,50	0,50	0,50	Выклев								3,24	24,4
			Y	—	—	0,65	—	0,73	1,18	1,60	1,84	1,84	2,20	Выклев								10,04	75,6
Линь	1,2	20	Sr	0,02	0,11	0,14	0,14	Выклев														0,41	26,1
			Y	0,05	0,27	0,38	0,46	Выклев														1,16	73,9

для окуня — 19,55—28,66, для карася — 13,28 и для линя — 1,57 *рад*. Величина этой дозы при прочих равных условиях определяется, как мы отмечали, коэффициентами накопления радионуклидов, длительностью инкубационного периода и размерами икринок. Изменение температуры воды от 10 до 20° почти вдвое сокращает инкубационный период развития щуки и окуня, но так как коэффициенты накопления радионуклидов при этом увеличиваются (см. рис. 1), то суммарная доза облучения икринок изменяется незначительно.

Аналогичным методом проводилась оценка дозы облучения эмбрионов за время их развития в водных растворах радиоактивных изотопов Zr^{95} — Nb^{95}, Ru^{106} — Rh^{106}, Cs^{137}, Ce^{144} — Pr^{144} концентрацией 10^{-5} *кюри/л*. Результаты этих расчетов даны в табл. 2.

Таблица 2

Коэффициенты накопления радиоизотопов для икры пресноводных рыб (на сырой вес) в конце инкубационного периода и примерные дозы облучения эмбрионов за время их развития в водных растворах радиоактивностью 10^{-5} кюри/л до момента выклева личинок

Изотоп	Коэффициент накопления				Доза облучения, *рад*			
	карась	линь	окунь	щука	карась	линь	окунь	щука
Sr^{90}	8,0	4,0	5,0	1,2	3,18	0,41	6,00	0,80
Y^{90}	31,0	11,0	25,0	54,5	10,04	1,16	22,66	25,13
Zr^{95} — Nb^{95}	—	23,7	5,1	—	—	1,24	1,90	—
Ru^{106} — Rh^{106}	—	26,2	6,8	—	—	0,07	0,07	—
Cs^{137}	—	1,5	1,7	—	—	0,41	1,75	—
Ce^{144} — Pr^{144}	—	40,5	17,8	—	—	1,44	3,82	—

Из таблицы видно, что коэффициенты накопления довольно сильно варьируют как в зависимости от биологических особенностей разных видов рыб, так и от химической природы радиоизотопов. В соответствии с этим и дозы облучения колеблются от 0,07 *рад* для икры линя и окуня в растворе Ru^{106} — Rh^{106} до 28,66 *рад* для икры окуня в растворе Sr^{90} — Y^{90}.

Выводы

1. Икра щуки, окуня, карася и линя при инкубации её в водном растворе Sr^{90} — Y^{90} накапливает в себе преимущественно иттрий-90. Оба радионуклида накапливаются в основном в оболочках икринок. Коэффициенты накопления стронция-90, достигнув определенных значений в самом начале инкубации, в дальнейшем, по мере развития икры, не изменяются, тогда как коэффициенты накопления иттрия-90 возрастают до конца инкубационного периода.

2. Накопление стронция-90 не зависит от температуры воды, в которой развивается икра щуки и окуня; накопление иттрия-90 при более высокой температуре заметно увеличивается. При одинаковой температуре к концу инкубационного периода коэффициенты накопления стронция изменяются в ряду: щука (1,4) < линь (4,0) < окунь (8,0) = карась (8,0), а коэффициенты накопления иттрия — в ряду: линь (11,0) < карась (31,0) < окунь (67,0) < щука (103,0).

3. Предличинки всех видов рыб в течение первых 7—10 дней после выклева накапливают в себе стронций и иттрий примерно с одинаковыми коэффициентами накопления, лишь у предличинок линя с двухдневного возраста отмечено преимущественное накопление стронция. В течение первых дней после выклева накопление радионуклидов не зависит от темпера-

туры воды, но затем (с 4—5-го дня) при более высокой температуре оно резко увеличивается. Суммарная доза облучения эмбрионов рыб при инкубации их в растворе Sr^{90}—Y^{90} определяется в основном иттрием-90.

ЛИТЕРАТУРА

Иванов В. Н. Накопление Sr^{90}, Y^{90}, Ce^{144}, Ru^{106}, Fe^{59} и S^{35} развивающейся икрой черноморской пикши. — Радиобиология, 1965, т. 5, вып. 1.

Иванов В. Н. Накопление осколочных радионуклидов развивающейся икрой черноморских рыб. — Радиобиология, 1965б, т. 5, вып. 2.

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

Куликов Н. В., Безель В. С., Ожегов Л. Н. Облучение эмбрионов пресноводных рыб при инкубации икры в растворе Sr^{90} — Y^{90}. Радиобиология, 1970б, вып. 5. (Деп. № 1879—70).

Либерман Е. А. Дозиметрия радиоактивных изотопов. М., Медгиз, 1958.

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Накопление радиоизотопов Sr и Y икрой морских рыб.— Радиобиология, 1962, т. 2, вып. 2.

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

Федорова Г. В. О действии Sr^{90} на икру и личинки сига-лудоги. — Вестн. ЛГУ, сер. биол., 1963а, т. 3, вып. 1.

Федорова Г. В. Экспериментальное исследование поступления C^{14} в развивающиеся икру и личинки пресноводных рыб. — Радиобиология, 1963б, т. 3, вып. 5.

Федорова Г. В. Поступление C^{14} в икру и личинки осенненерестующих рыб.— Радиобиология, 1965, т. 5, вып. 5.

ДЕЙСТВИЕ РАДИОИЗОТОПОВ НА ГИДРОБИОНТЫ

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

ДЕЙСТВИЕ Sr^{90} — Y^{90} НА ЭМБРИОНАЛЬНОЕ РАЗВИТИЕ НЕКОТОРЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ И МОЛЛЮСКОВ

Н. А. ТИМОФЕЕВА, Н. В. КУЛИКОВ, Л. К. АЛЬШИЦ

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

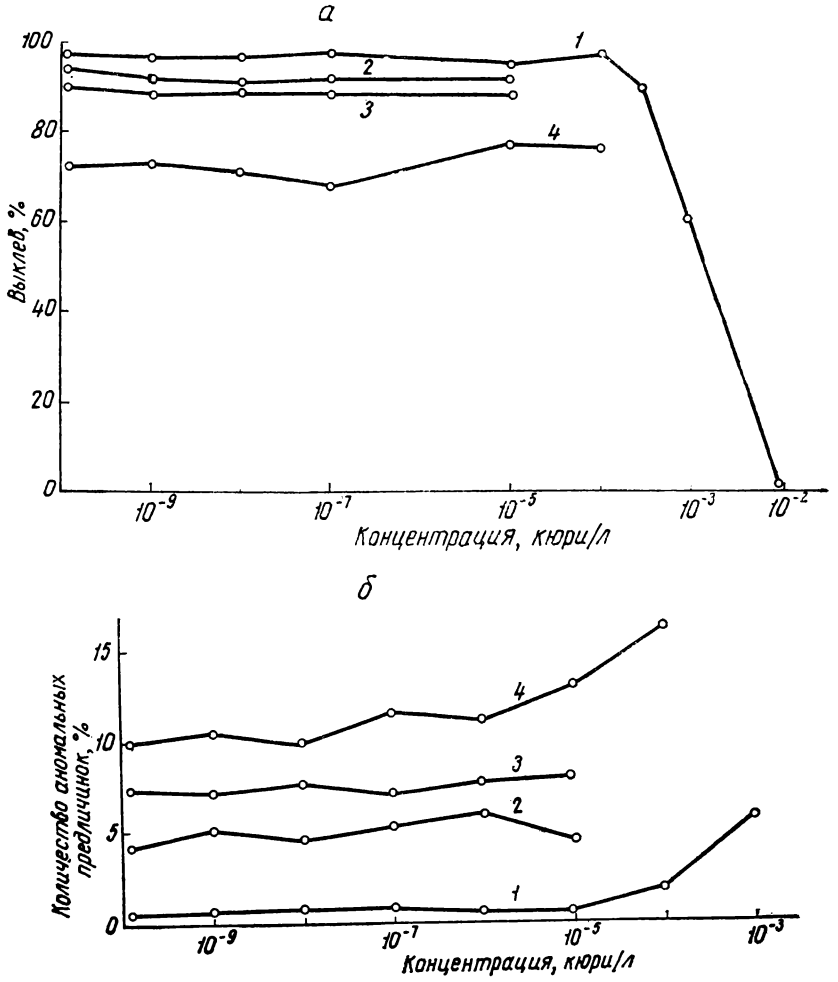
К настоящему времени уже накоплен довольно большой экспериментальный материал по изучению действия ионизирующих излучений на водные организмы, в частности на рыбы. Все эти исследования проведены с однократным внешним облучением (Беляева, Покровская, 1958; Беляева, Покровская, 1959; Головинская, Ромашов, 1958; Нейфах, Ротт, 1958). Вопросу же биологического действия хронического облучения, создаваемого за счет загрязнения среды обитания радиоактивными изотопами и накопления последних гидробионтами, уделяется очень мало внимания. Имеющиеся в литературе данные по этому вопросу, полученные в экспериментальных условиях на икре некоторых рыб, противоречивы (Иванов, 1965; Поликарпов, Иванов, 1961, 1962; Поликарпов, Гамезо, 1966; Куликов и др., 1968; Федорова, 1963; Федоров и др., 1964; Brown, Templeton, 1964), что свидетельствует, с одной стороны, о слабой изученности проблемы, а с другой — указывает на возможность существования значительных различий в радиочувствительности разных видов рыб.

В настоящей работе представлены основные результаты опытов по изучению влияния хронического облучения на развитие икры нескольких видов пресноводных рыб и яиц одного вида моллюска.

Материалом исследования служила искусственно оплодотворенная икра рыб, принадлежащих к разным семействам (*Tinca tinca* L., *Esox lucius* L., *Perca fluviatilis* L.), а также кладки большого прудовика (*Limnaea stagnalis* L.). Зрелые половые продукты получали от производителей, выловленных на естественных нерестилищах. Оплодотворение икры проводили сухим методом в лабораторных условиях. Кладки большого прудовика собирали в водоёме, а затем под лупой отбирали для опыта кладки с яйцами на стадии двух бластомеров. Инкубацию икры и кладок производили в лабораторных условиях в чашках Коха с озерной водой, при температуре 20—23° С. В воду вносили раствор Sr^{90} — Y^{90} концентрацией от 10^{-9} до 10^{-4} *кюри/л* — в опытах с икрой рыб, и от 10^{-9} до 10^{-2} *кюри/л* — в опытах с кладками моллюска. Все опыты проведены в трех-четырех повторностях. Радиобиологическим критерием при оценке эффектов облучения служили следующие показатели: гибель эмбрионов в процессе их развития, вылупление предличинок, количество их с морфологическими аномалиями и выживаемость в течение первых 10—15 суток после вылупления. В опытах со щукой, наряду с наблюдениями за жизнеспособностью эмбрионов и изучением различных аномалий в их развитии, учитывали хромосомные аберрации в клетках зародышей. Цитологический анализ проводили на икре, находящейся на стадии поздней бластулы. Отобранную икру для анализа фиксировали в смеси

Карнуа, а затем из нее готовили временные цитологические препараты. При их просмотре учитывали поврежденные и неповрежденные анафазы и ранние телофазы. Поврежденной считалась любая клетка, в которой находился фрагмент или мост.

Данные по выклеву предличинок из икры рыб и моллюска (см. рисунок, *а*) показывают, что общий процент выклева их не зависит от содержа-



Количество выклюнувшихся предличинок (*а* — общее, *б* — из них аномальных) из икры, инкубированной в водных растворах Sr^{90} — Y^{90} разной концентрации.
1 — Limnaea stagnalis, 2 — Tinca tinca, 3 — Perca fluviatilis, 4 — Esox lucius.

ния Sr^{90} — Y^{90} в воде в пределах концентраций от 10^{-9} до 10^{-4} *кюри/л*. При более высоких концентрациях опыт был проведен только с кладками моллюска. Как показали результаты этого опыта, процент вылупления предличинок моллюска заметно снизился по сравнению с контролем, начиная с концентрации $5 \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*, а при 10^{-2} *кюри/л* все зародыши погибли в течение первых суток. В растворах концентрацией 10^{-3} *кюри/л* наряду с увеличением процента гибели эмбрионов к концу инкубационного периода отмечено также заметное отставание в развитии зародышей. Вылупившиеся предличинки из этого варианта опыта слабее пигментированы и меньше по размеру, чем контрольные.

Количество эмбрионов с явными признаками морфологических уродств у всех изученных видов гидробионтов сравнительно невелико, и в пределах концентраций Sr^{90} — Y^{90} от 10^{-9} до 10^{-5} *кюри/л* не превышает количество таковых в контроле. Только начиная с концентрации 10^{-4} *кюри/л* процент аномальных предличинок увеличился в опытах со щукой и моллюском (см. рисунок, *б*). Анализ аномальных предличинок рыб показал, что в основном у них поражена кровеносно-сосудистая система. Часто встречались предличинки с трубчатым сердцем и водянкой, а также с различными искривлениями позвоночника.

Зависимость поврежденных анафаз и телофаз в поздней бластуле зародышей щуки от концентрации Sr^{90}—Y^{90} в воде

Концентрация Sr^{90}—Y^{90}, *кюри/л*	Количество исследованных анафаз и телофаз	Поврежденные анафазы и телофазы		Клетки с мостами		Клетки с фрагментами	
		Количество	%	Количество	%	Количество	%
Контроль	500	57	11,4±1,45	6	1,2±0,47	48	9,6±1,32
10^{-9}	500	44	8,8±1,27	5	1,0±0,45	42	8,4±1,26
10^{-8}	500	55	11,0±1,40	14	2,8±0,70	47	9,4±1,30
10^{-7}	500	58	11,5±1,62	7	1,4±0,51	5	11,2±1,27
10^{-5}	500	88	17,6±1,70	15	3,0±0,76	88	17,6±1,68
10^{-4}	500	142	28,4±2,16	30	6,0±1,07	115	23,0±1,79

Можно было ожидать, что предличинки, вылупившиеся из икры, развитие которых проходило в радиоактивных растворах (особенно при больших концентрациях радиостронция), будут в дальнейшем менее жизнеспособными, чем контрольные. Но как показали специальные наблюдения, в течение первых 10—15 суток после вылупления, т. е. до перехода на активное питание, никакой разницы в их жизнеспособности по сравнению с контрольными предличинками не установлено. Возможно, что такие различия могут проявиться на более поздних стадиях развития.

В таблице представлены частота и характер хромосомных повреждений у зародышей щуки в процентах от общего числа просмотренных делящихся клеток. Эти данные показывают, что количество поврежденных клеток статистически достоверно увеличивается по сравнению с контролем, начиная с концентрации радиостронция в воде 10^{-5} *кюри/л*.

Следовательно, в опытах с икрой линя, щуки и окуня, а также с кладками пресноводного моллюска — большого прудовика, развитие которых проходило в растворах Sr^{90} — Y^{90} разной концентрации, не удалось установить достоверных различий по сравнению с контролем ни в гибели эмбрионов, ни в количественном выходе аномальных предличинок в диапазоне концентраций от 10^{-9} до 10^{-5} *кюри/л*. Эффект облучения (повышение процента поврежденных клеток), по данным кариологического анализа, был обнаружен на икре щуки при концентрации Sr^{90} — Y^{90} в воде 10^{-5} *кюри/л* и выше.

За оказанную помощь в работе авторы выражают благодарность Л. Н. Ожегову и З. Н. Байбулатову.

ЛИТЕРАТУРА

Беляева В. Н., Покровская Г. Л. Нарушения митоза при рентгенизации ранних стадий развития икры вьюна.— Докл. АН СССР, 1958, т. 119, № 2.

Беляева В. Н., Покровская Г. Л. Изменение радиочувствительности вьюна в ходе первых эмбриональных митозов. — Докл. АН СССР, 1959, т. 125, № 3.

Головинская К. А., Ромашов Д. Д. Действие ионизирующей радиации на развитие и размножение рыб.— Вопр. ихтиол., 1958, т. 19, вып. 11.

Иванов В. Н. Некоторые особенности радиоэкологии морских рыб на ранних этапах онтогенеза. (Автореф. канд. дисс.) Севастополь, 1965.
Куликов Н. В., Тимофеева Н. А., Шишенкова Л. К. О радиочувствительности развивающихся эмбрионов линя *Tinca tinca* L.— Радиобиология, 1968, т. 8, № 3.
Нейфах А. А., Ротт Н. Н. Исследование путей реализации радиационных повреждений в раннем развитии рыб.— Докл. АН СССР, 1958, т. 119, № 2.
Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. О действии Sr^{90}—Y^{90} на развивающуюся икру хамсы. — Вопр. ихтиол., 1961, т. I, вып. 3.
Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Повреждающее действие стронция-90, иттрия-90 на ранний период развития барабули, зеленушки, ставриды и хамсы.— Докл. АН СССР, 1962, т. 144, № 1.
Поликарпов Г. Г., Гамезо Н. В. О радиочувствительности икры морского ерша и морского карася.— Гидробиол. ж, 1966, т. 2, № 5.
Федорова Г. В. О действии Sr^{90} на икру и личинки сига-лудоги.— Вест. ЛГУ, сер. биол., 1963, вып. 1, № 3.
Федоров А. Ф., Подымахин В. Н., Щитенко Н. Д., Чумаченко В. В. Воздействие слабых радиоактивных загрязнений воды на развитие морской камбалы (*Pleuronectes platessa* L.).— Вопр. ихтиол., 1964, т. 4, вып. 3.
Brown V. M., Templeton W. L. Resistance of fish embryos to chronic irradiation.— Nature, 1964, v. 203, N 4951.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

РЕЗУЛЬТАТЫ ИНКУБАЦИИ ИКРЫ ЩУКИ (*ESOX LUCIUS* L.) В РАСТВОРАХ СМЕСИ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137

Г Б. ПИТКЯНЕН

Институт биофизики МЗ СССР, г. Москва

В последние годы значительно увеличилось число научных работ, касающихся биологического действия радиоизотопов на различные виды рыб, в частности на развитие икры, как наиболее радиочувствительной стадии онтогенеза (Поликарпов, Иванов, 1961, 1962а; Федоров и др., 1964; Brown, Templeton, 1964).

Опыты, проведенные с пелагической икрой черноморских рыб, показали высокую радиочувствительность ее к ионизирующему излучению. Увеличение частоты появления уродств обнаружено при инкубации икры в растворах с удельной активностью по стронцию-90 10^{-10} *кюри/л* (Поликарпов, 1964). Высокую радиочувствительность пелагической икры морских видов рыб Г Г Поликарпов и В. Н. Иванов (1962б) объясняют тем, что оболочка икринки сорбирует на себе иттрий-90 ($K_н = 10^4$), в связи с чем доза на икру даже в среде, загрязненной малым количеством стронция-90, существенно повышается, что и приводит к увеличению числа аномальных личинок, развившихся в этой среде.

В то же время имеются работы, авторы которых не нашли радиобиологического эффекта на икре некоторых видов рыб при инкубации ее в растворах с большей удельной активностью по стронцию-90— порядка 10^{-9}—10^{-5} *кюри/л* (Brown, Templeton, 1964; Поликарпов, 1964). Это дало возможность предположить, что большую роль в радиочувствительности икры играют размеры икринки и строение ее оболочек (Поликарпов, Иванов, 1962б). Икра рыб, обитающих в пресноводных водоёмах, имеет демерсальный тип строения (относительно крупные размеры, оболочки вторичного и даже третичного происхождения) и, следовательно, должна быть менее радиочувствительна, чем икра большинства морских рыб с пелагическим типом строения.

Настоящее исследование посвящено изучению влияния растворов стронция-90 и цезия-137 на развитие икры щуки (*Esox lucius* L.) — весьма распространенного вида рыбы в наших водоемах. Икринка щуки относительно крупных размеров (2,5—3 *мм*), с плотной внешней оболочкой вторичного происхождения; удельный вес ее несколько больше удельного веса воды. Развитие икры щуки в естественных условиях происходит на дне прибрежных зон водоемов в течение 7—14 дней.

Икру и молоки щуки получали в лаборатории от живых половозрелых производителей, только что выловленных из водоема. Для однородности материала икра одной самки оплодотворялась молоками двух-трех самцов. Искусственное оплодотворение производили «сухим» методом, после чего икру раскладывали на сита и помещали в исследуемые растворы.

Рабочие растворы стронция-90 и цезия-137 готовили на водопроводной воде за две недели до начала опыта в следующих концентрациях, *кюри/л*: $Sr^{90}1\cdot10^{-9}+Cs^{137}1\cdot10^{-10}$; $Sr^{90}1\cdot10^{-7}+Cs^{137}1\cdot10^{-8}$; $Sr^{90}1\cdot10^{-5}+Cs^{137}1\cdot10^{-6}$. Часть исследований с большими удельными активностями растворов проводили только со $Sr^{90}5\cdot10^{-4}$; $1\cdot10^{-3}$; $2\cdot10^{-3}$; $4\cdot10^{-3}$; $8\cdot10^{-3}$ *кюри/л*. Контролем во всех случаях служила водопроводная вода. Смену растворов производили через сутки. Контролировали содержание O_2 в растворах. Количество кислорода было в пределах 7—8 *мг/л*. Температурный режим во время инкубации поддерживали по возможности в оптимальных для икры щуки границах, с колебаниями от +11,2 до +14,9° С. В опыте учитывали продолжительность развития икры, количество икры, погибшей в период развития, число аномальных предличинок, т. е. те параметры, которые используются при подобных исследованиях.

Результаты развития икры щуки в смеси стронция-90 и цезия-137 с удельной активностью растворов по стронцию-90 $1\cdot10^{-9}$—$1\cdot10^{-5}$ *кюри/л*

Развитие икры от первых стадий дробления до выклева продолжалось в течение 8 суток. Первые личинки были отмечены в тех вариантах опыта, в которых использованы радиоизотопы. Массовый выклев в них также начался раньше, чем в контроле. Так, через 192 *ч* от начала развития икры в контроле выклюнулось предличинок 18,8%, во втором варианте (удельная активность раствора: $Sr^{90}1\cdot10^{-9}+Cs^{137}1\cdot10^{-10}$ *кюри/л*) — 83,5, в третьем ($Sr^{90}1\cdot10^{-7}+Cs^{137}1\cdot10^{-8}$ *кюри/л*) — 79,5, в четвертом ($Sr^{90}1\cdot10^{-5}+$ $+Cs^{137}1\cdot10^{-6}$ *кюри/л*) — 69,6% от количества живых икринок в каждом варианте. Во время развития икры (с шестого дня инкубации) наблюдалась более интенсивная окраска эмбрионов во 2, 3 и 4-м вариантах по сравнению с контролем (табл. 1).

Таблица 1

Результаты развития икры *E. lucius L.* в зависимости от активности растворов стронция-90+цезия-137

№ варианта	Концентрация изотопов в растворах, *кюри/л*	Количество икринок в опыте	Гибель икры при развитии		$\varkappa^2$	Количество аномальных предличинок		$\varkappa^2$	Количество выклюн. предлич. на 192 *ч* инкубации, %
			шт.	%		шт.	%		
1	Контроль	733	106	14,5	—	7	1,1	—	18,8
2	Sr^{90} — $1\cdot10^{-9}$ Cs^{137} — $1\cdot10^{-10}$	725	117	16,1	0,92	6	1,0	—	83,5
3	Sr^{90} — $1\cdot10^{-7}$ Cs^{137} — $1\cdot10^{-8}$	833	159	19,2	5,6	9	1,3	0,01	79,5
4	Sr^{90} — $1\cdot10^{-5}$ Cs^{137} — $1\cdot10^{-6}$	722	122	16,9	1,8	13	2,1	1,3	69,6

На основании вышеизложенного можно считать, что с добавлением в растворы радиоизотопов стронция и цезия в концентрациях от 10^{-9} до 10^{-5} *кюри/л* происходит стимуляция процессов развития икры щуки.

Сведения о гибели икры в период развития и о количестве аномальных предличинок в вариантах приведены в табл. 1. Как видно, закономерности гибели икринок с увеличением концентраций изотопов в данных пределах

не прослеживаются. Статистически значения различий по вариантам недостоверны, хотя в процентном выражении имеется некоторое увеличение гибели икринок с добавлением изотопов. При этом относительно большая гибель икринок наблюдалась в воде с активностью по стронцию-90 — $1 \cdot 10^{-7}$, по цезию-137 — $1 \cdot 10^{-8}$ *кюри/л*. В каждом варианте (включая контроль) основная доля погибших икринок (96—97%) падала на первые дни развития, в основном за счёт неоплодотворенной икры. В дальнейшем со стадии средней гаструлы отмечались единичные погибшие икринки, а за два дня до выклева гибель икринок прекращалась.

Различия в количестве аномальных предличинок по вариантам также статистически недостоверны. Уродства были слабо выражены и в основном связаны с искривлением позвоночника, в результате чего у предличинок нарушалось прямолинейное движение. Как правило, такие предличинки были нежизнеспособны. Они погибали при переходе к активному питанию.

Наблюдение в течение 55 дней за ростом и развитием личинок, выклюнувшихся в радиоактивных растворах, не выявило каких-либо отличий их по сравнению с контролем.

Результаты развития икры щуки в растворах стронция-90 с удельной активностью до $8 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*

Изучение биологического действия на развитие икры щуки радиоактивных растворов с более высокими удельными активностями производилось только со стронцием-90.

В опыте были использованы растворы стронция-90 следующих концентраций: $5 \cdot 10^{-4}$, $1 \cdot 10^{-3}$, $2 \cdot 10^{-3}$, $4 \cdot 10^{-3}$, $8 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*. Контролем служила чистая вода. Икру щуки помещали в растворы на стадии средней гаструлы. Результаты развития икры в вышеперечисленных растворах приведены в табл. 2.

Таблица 2

Результаты развития икры щуки в растворах стронция-90 с удельной активностью до $8 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*

№ варианта	Удельная активность раствора, *кюри/л*	Количество икринок в опыте	Гибель икры при развитии		$\varkappa^2$	Количество аномальных предличинок		$\varkappa^2$	% выклева через	
			шт.	%		шт.	%		165 *ч*	192 *ч*
1	Контроль	142	12	8,4	—	5	3,8	—	23,8	70
2	$5 \cdot 10^{-4}$	144	19	13,2	1,2	6	4,8	0,005	34,4	80
3	$1 \cdot 10^{-3}$	192	18	9,4	0,3	58	33,3	36,4	32,7	94,8
4	$2 \cdot 10^{-3}$	147	16	10,8	0,2	131	100	—	31,6	90,8
5	$4 \cdot 10^{-3}$	154	24	15,5	2,6	130	100	—	10,7	75,3
6	$8 \cdot 10^{-3}$	139	18	12,9	1,4	121	100	—	7,4	80

Видно, что гибель икры за период развития от средней гаструлы до выклева предличинок по вариантам не отличается. Количество же выклюнувшихся аномальных предличинок различно. В растворах с удельной активностью $5 \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* число уродливых предличинок было примерно таким же, как в контроле (4,6—3,8%, соответственно). Начиная с концентрации $1 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л* количество уродливых предличинок возросло до 33,3%. Причем 19% из них было с ярко выраженными уродствами: размеры головы и глаз меньше, чем у нормальных предличинок, сильное искривление позвоночника. У остальных ($\sim$80%) уродства были меньше выражены и представляли собой слабые искривления позвоночника, в результате чего предличинки могли перемещаться по круговым траекториям.

С увеличением активности раствора стронция-90 в 2 раза количество уродливых предличинок достигло 100%. Кроме искривления позвоночника в вентро-дорзальном направлении и меньших по сравнению с контролем размеров головы, у предличинок этого варианта наблюдалось увеличение околосердечной сумки и, по-видимому, недостаточность сердечной деятельности, так как на подступах к сердцу скапливалось большое количество крови. Предличинки были нежизнеспособны и в массе погибали на 5-й день после выклева. В вариантах 5 и 6 с удельной активностью воды $4 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л* и $8 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*, соответственно, все вышедшие из икры предличинки также были уродливыми. Однако степень их уродств была более тяжелой, чем в варианте 4: головы мелкие с плохо заметной дифференциацией на отделы, глаза недоразвитые, позвоночники искривленные в дорзо-вентральном направлении, сердечные сумки сильно гипертрофированные. Кроме этого, в варианте 6 в кровеносном русле предличинок не было видно эритроцитов. Предличинки из вариантов 5 и 6 погибли на 5-й день после выклева.

Сравнивая сроки и скорость выклева предличинок в вариантах, можно сказать, что они были неодинаковы. Значительно позднее начался выклев в вариантах 6 и 5. Однако он проходил в более короткий срок. Несколько раньше и скорее, по сравнению с контролем, выклюнулись предличинки в вариантах 2—4.

Так, через 165 *ч* от начала развития в контроле выклюнулось 23,8% предличинок; в варианте 2 — 34,4; в 3 — 32,7; в 4 — 36,6; в 5 — 10,7; в 6 — 7,4, а спустя 192 *ч* — 70; 80; 94,3; 90,8; 75,3 и 80% — в соответствующих вариантах.

Имея в виду, что развитие икры щуки происходило со стадии средней гаструлы, вполне возможно предположить, что при развитии ее с момента первых дроблений отличия в количестве погибших икринок, в количестве выклюнувшихся аномальных предличинок, в степени тяжести уродств могли бы быть более существенными во всех исследованных растворах стронция-90. Кроме того, учитывая степень повреждений предличинок, выклюнувшихся в растворе с удельной активностью $8 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*, можно предположить, что икра, помещенная в этот раствор с начальных фаз деления, может вся погибнуть до выклева предличинок.

Выводы

1. При развитии икры щуки в растворах смеси стронция-90 и цезия-137 с удельной активностью до $1 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л* количество погибших икринок и количество выклюнувшихся аномальных предличинок практически не отличается от таковых контроля.

2. Наблюдается стимуляция процессов эмбрионального развития у икры, инкубирующейся в растворах со смесью изотопов, что выражается в более раннем появлении пигментных клеток у эмбрионов и более раннем выклеве предличинок по сравнению с контролем.

3. При развитии икры щуки со стадии средней гаструлы до выклева предличинок в растворах стронция-90 с удельной активностью от $5 \cdot 10^{-4}$ до $8 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л* в гибели икры статистически достоверных отличий не наблюдается.

4. Статистически достоверное количество аномальных предличинок отмечено в растворах стронция-90 с удельной активностью $1 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*. С увеличением концентрации стронция-90 в воде до $2 \cdot 10^{-3}$ *кюри/л* количество аномальных предличинок достигает 100%. Степень повреждения предличинок возрастает с увеличением концентрации растворов стронция-90.

5. Учитывая особенности развития икры щуки в естественных условиях (развитие икры на грунте) и данные, полученные в результате настоящего исследования, можно предположить, что загрязнение водоема незадолго до нереста щуки стронцием-90 и цезием-137 с суммарной гамма-бета-активностью воды $\sim 1 \cdot 10^{-7}$ *кюри/л* не скажется на первом поколении щуки.

ЛИТЕРАТУРА

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. О действии стронция-90 — иттрия-90 на развивающуюся икру хамсы. — Вопр. ихтиол., 1961, т. 1, вып. 3(20).

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Действие стронция-90 — иттрия-90 на развивающуюся икру хамсы и каменного окуня.— Бюлл. Моск. о-ва испытателей природы, отд. биол., 1962а, т. 67, № 3.

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Накопление радиоизотопов стронция и иттрия икрой морских рыб.— Радиобиология, 1962б, т. 2, вып. 2.

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

Федоров А. Ф., Подымахин В. Н., Щитенко Н. Т., Чумаченко В. В. Воздействие слабых радиоактивных загрязнений воды на развитие морской камбалы (*Pleuronectes platessa* L.).— Вопр. ихтиол., 1964, т. 4, вып. 3(32).

Brown V. M., Templeton W. L. Resistance of fish embroys to chronic. irradiation.— Nature, 1964, v. 203, N 4951.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКОМ ДЕЙСТВИИ ИНКОРПОРИРОВАННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ НА РАННИХ СТАДИЯХ РАЗВИТИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ РЫБ

В. Г ЦЫЦУГИНА

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Изучение радиочувствительности рыб на разных этапах онтогенеза, в том числе на самых ранних стадиях развития, является в настоящее время весьма актуальным в связи с радиоактивным загрязнением водной среды из различных источников (атмосферные радиоактивные выпадения, отходы атомного флота, береговых атомных установок и др.). Однако исследований по биологическому действию растворов радионуклидов на эмбриогенез рыб крайне мало и данные их достаточно противоречивы.

Водный экстракт из радиоактивного пепла в концентрации 10^{-6} *кюри/л* оказывал стопроцентное летальное действие на личинки *Pseudorasbora parva parva*, помещенные в раствор на стадии раннего зачатка кольцевой гаструлы. Нарушения эмбриогенеза выражались в различных морфологических уродствах и аномалиях (Hibiya, Yagi, 1956). В другой работе описано летальное действие смеси радионуклидов неизвестного состава из радиоактивного пепла в концентрации более $2{,}1 \cdot 10^{-9}$ *кюри/л* на икру *Zebra danio*. Наблюдались также задержка в выклеве предличинок и возникновение у них различных морфологических аномалий в концентрации $4{,}2 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* (Mikami, Watanabe, Takano, 1956).

Г. Г. Поликарпов и В. Н. Иванов (Поликарпов, Иванов, 1961, 1962а; Иванов, 1965) изучали действие растворов стронция-90 — иттрия-90 низкой активности на развитие пелагической икры ряда черноморских рыб. Радиочувствительность икры разных видов рыб оказалась одинаковой. Наиболее чувствительным параметром действия радионуклидов на развитие икры служило возникновение морфологических уродств у предличинок. Статистически достоверное отличие от контроля по этому показателю наблюдалось в концентрации раствора 10^{-10} *кюри/л* и выше. Начиная с концентрации 10^{-8} *кюри/л* отмечена задержка выклева предличинок и гибель икры на ранних стадиях развития.

Браун и Темплетон (Brown a. Templeton, 1964; Templeton, 1966), изучая влияние растворов стронция-90 — иттрия-90 в диапазоне концентраций 10^{-11}—10^{-5} *кюри/л* на развитие икры *Salmo trutta* L. и *Pleuronectes platessa* L., пришли к выводу, что эти уровни загрязнения среды не вызывают значительного снижения процента выклева личинок и не увеличивают количество уродливых личинок. Правда, применявшиеся в экспериментах антибиотики и низкий температурный режим могли в известной степени, по словам авторов, служить радиопротектором.

Возможно также, что различная радиочувствительность южных и северных рыб обусловлена разной скоростью их развития и существованием у пресноводных и северных видов более мощных защитных и восстановительных систем и механизмов.

В настоящем сообщении приводятся результаты изучения цитогенетических эффектов действия инкорпорированных радионуклидов на ранних стадиях развития черноморских рыб, которые, по-видимому, являются первичными по отношению к гибели и патологии развития (Астауров, 1963).

Материал и методика

Материалом для исследования служила развивающаяся икра морского ерша (*Scorpaena porcus* L.) и камбалы-калкана (*Scophtalmus maeoticus maeoticus* Pall.). Оплодотворенную икру на стадии дробления помещали в аквариумы с растворами Sr^{90} — Y^{90}, Y^{91}, Sr^{89} и C^{14} в морской воде. Эти радионуклиды были выбраны для изучения в связи с различным характером локализации и распределения их на оболочке и в тканях эмбрионов (Иванов, 1965). Кроме того, Sr^{90} и C^{14}, обладая длительными периодами полураспада, являются наиболее опасными в радиоэкологическом отношении. Контрольные икринки развивались в чистой морской воде. Температура инкубации икры камбалы — 15—17, ерша — 21° С.

Радиометрию проб воды активностью 10^{-8} *кюри/л* и выше осуществляли на пересчетных установках типа Б-2 и «Волна» с торцовыми счетчиками МСТ-17. Радиоактивность низкоактивных проб воды (10^{-8} — 10^{-11} *кюри/л*) измеряли после химического осаждения изотопов. Проводили также контрольные измерения радиоактивности основных растворов радионуклидов, используемых для приготовления рабочих растворов в опытных аквариумах.

Икру ерша и камбалы на стадии гаструляции (соответственно, через 22 и 25 *ч* после оплодотворения) фиксировали смесью абсолютного спирта и ледяной уксусной кислоты (3 : 1) и готовили давленые ацетоорсеиновые препараты. Показателем радиационного поражения ядер эмбрионов служил процент аномальных митозов в анафазе — телофазе.

Эксперименты были поставлены на основе математического планирования, проведенного Д. С. Парчевской. Материал обработан статистически. Для устранения возможного влияния психологического фактора препараты шифровались.

Результаты и обсуждение

Данные экспериментов по действию Sr^{90} — Y^{90}, Y^{91}, Sr^{89}, C^{14} на икру ерша и камбалы представлены в табл. 1—5. Как следует из табл. 1, уже в концентрации Sr^{90} — Y^{90} $1 \cdot 10^{-9}$ *кюри/л* у эмбрионов количество клеток с ядерными нарушениями достоверно выше, чем в контроле ($P < 0{,}01$). Y^{91} (см. табл. 2) увеличивает частоту аномальных митозов, начиная с концентрации $4{,}0 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* ($P < 0{,}05$). С увеличением концентрации радионуклида достоверность отличия от контроля повышается ($P < 0{,}01$). C^{-14} вызывает относительно незначительный, хотя и достоверный повреждающий эффект в концентрациях $3{,}2 \cdot 10^{-7}$ и $2{,}8 \times 10^{-6}$ *кюри/л* (см. табл. 3).

Как видно из табл. 4, повреждающее воздействие Y^{91} на икру камбалы проявляется

Таблица 1

Цитогенетическое действие стронция-90 — иттрия-90 на эмбриогенез морского ерша

Концентрация, *кюри/л*	Число изученных клеток	Клетки с ядерными нарушениями *, %	Отличие от контроля	
				P
Контроль	3902	11,8±0,93	—	—
$1 \cdot 10^{-11}$	2283	10,7±1,38	1,40	>0,1
$1 \cdot 10^{-10}$	1372	13,3±1,81	1,50	>0,1
$1 \cdot 10^{-9}$	4278	15,1±0,93	5,08	<0,01**
$1{,}5 \cdot 10^{-8}$	3447	20,2±1,98	8,76	<0,01**
$1{,}2 \cdot 10^{-7}$	4224	22,2±1,45	12,38	<0,01**
$1{,}2 \cdot 10^{-6}$	2986	28,3±2,04	16,48	<0,01**
$1{,}3 \cdot 10^{-5}$	4019	27,2±1,68	16,66	<0,01**

* Среднее и его доверительный интервал.
** Отличие опыта от контроля достоверно.

начиная с концентрации $1 \cdot 10^{-10}$ *кюри/л* ($P < 0{,}05$). Sr^{89} вызывает во всех изученных концентрациях (10^{-8} *кюри/л* и выше) достоверное увеличение патологических митозов (см. табл. 5).

Таблица 2

Цитогенетическое действие Y^{91} на ранних стадиях развития морского ерша

Концентрация, *кюри/л*	Число изученных клеток	Число клеток с ядерными нарушениями, %	Отличие от контроля	
			t	*P*
Контроль	1393	6,1±1,28	—	—
$4{,}0 \cdot 10^{-10}$	1292	8,6±2,02	2,19	<0,05
$2{,}6 \cdot 10^{-8}$	1148	13,8±1,75	7,63	<0,01
$2{,}8 \cdot 10^{-6}$	917	14,8±3,22	4,44	<0,01

Таблица 3

Цитогенетическое действие C^{14} на ранних стадиях развития морского ерша

Концентрация, *кюри/л*	Число изученных клеток	Число клеток с ядерными нарушениями *, %	Отличие от контроля	
			t	*P*
Контроль	900	13,6±2,27	—	—
$1{,}1 \cdot 10^{-8}$	744	11,4±2,42	1,65	>0,05
$3{,}2 \cdot 10^{-7}$	1143	18,3±2,98	2,59	<0,02**
$2{,}8 \cdot 10^{-6}$	1170	17,4±2,64	2,40	<0,05**

* Среднее и его доверительный интервал.
** Отличие достоверно.

Нами не обнаружено специфики в характере повреждений, индуцируемых различными радионуклидами. Ядерные нарушения представлены в основном хроматидными, реже хромосомными мостами, одиночными и парными фрагментами, мостами с фрагментами (рисунок, *а — г*). Часты отставания хромосом в анафазах, иногда встречаются трех-, четырех- и мультиполярные митозы с мостами и фрагментами (рисунок, *д*). Нередко, особенно в высоких концентрациях, наблюдаются клетки с анэуплоидным числом хромосом (чаще гиподиплоидные).

Таблица 4

Цитогенетическое действие Y^{91} на ранних стадиях развития камбалы-калкана

Концентрация, *кюри/л*	Число изученных клеток	Число клеток с ядерными нарушениями, %	Отличие от контроля	
			t	*P*
Контроль	1034	19,7±1,50	—	—
$2 \cdot 10^{-10}$	1374	24,2±1,02	2,45	<0,05
$2 \cdot 10^{-8}$	1637	32,6±1.66	5,33	<0,01
$2 \cdot 10^{-6}$	1886	34,5±2,27	5,10	<0,01
$2 \cdot 10^{-4}$	1834	32,6±1,12	6,70	<0,01

Таблица 5

Цитогенетическое действие стронция-89 на эмбриогенез камбалы-калкана

Концентрация, *кюри/л*	Число изученных клеток	Клетки с ядерными нарушениями, %	Отличие от контроля	
			t	*P*
Контроль	1254	16,4±2,27	—	—
$2 \cdot 10^{-8}$	1921	23,9±3,14	9,57	<0,01*
$2 \cdot 10^{-7}$	1377	28,0±2,91	6,84	<0,01*
$2 \cdot 10^{-6}$	1781	23,5±2,38	10,79	<0,01*
$2 \cdot 10^{-4}$	1280	25,1±1,99	6,02	<0,01*

* Отличие опыта от контроля достоверно.

Для выяснения вопроса о значимости ядерных нарушений в дальнейшей судьбе развивающегося эмбриона были исследованы ткани однодневных предличинок камбалы-калканы после трехсуточного (в течение всего эмбриогенеза) пребывания их в растворах Y^{91} различной концентрации (табл. 6).

Облученные внешне нормальные (без морфологических уродств) предличинки имеют в клетках больше хромосомных нарушений, чем контрольные экземпляры, начиная с концентрации изотопа 10^{-10} *кюри/л* ($P < 0{,}01$). Цитологический анализ тканей предличинок с различными морфологическими аномалиями выявил у них более высокий уровень радиационного поражения ядерного аппарата, чем у внешне нормальных. Таким образом,

Таблица 6

Цитогенетическое действие иттрия-91 на эмбриогенез камбалы-калкана

Концентрация, *кюри/л*	Внешние нормальные предличинки				Уродливые предличинки					
	Число изученных клеток	Клетки с ядерными нарушениями, %	Отличие от контроля		Число изученных клеток	Клетки с ядерными нарушениями, %	Отличие от контроля		Отличие от внешних нормальных личинок	
			t	*P*			*t*	*P*	*t*	*P*
Контроль	1272	9,7±1,58	—	—	—	—	—	—	—	—
$3\cdot10^{-11}$	873	12,9 4,82	1,45	>0,1	—	—	—	—	—	—
$3\cdot10^{-10}$	817	13,9±1,63	4,02	<0,01*	735	18,2±1,72	5,55	<0,01*	2,76	<0,05*
$0,9\cdot10^{-8}$	1198	17,6±2,53	5,75	<0,01*	—	—	—	—	—	—
$1,4\cdot10^{-7}$	1037	14,5±3,41	3,00	<0,01*	962	19,5±1,54	9,80	<0,01*	3,05	<0,01*
$1,6\cdot10^{-6}$	983	13,9±2,56	3,02	<0,01*	332	20,0±2,48	9,40	<0,01*	4,00	<0,01*
$1,6\cdot10^{-5}$	713	20,1±3,45	5,98	<0,01*	—	—	—	—	—	—

* Отличие достоверно.

наблюдается положительная корреляция между повреждением ядер и общим эффектом облучения.

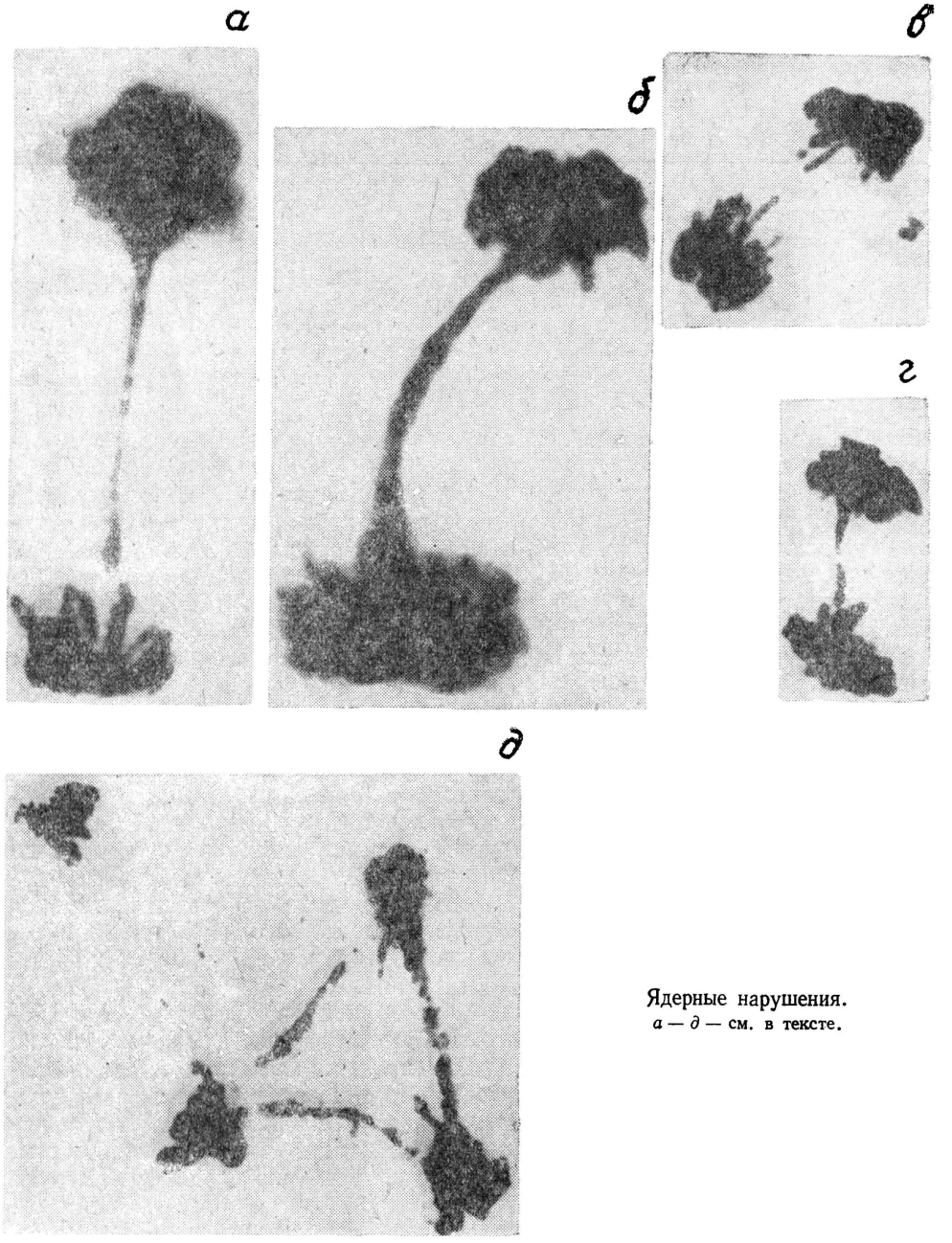
Высокую радиочувствительность ядерных структур черноморских рыб можно объяснить рядом причин. Ткани чрезвычайно быстро развивающихся зародышей южных рыб характеризуются высокой пролиферативной активностью, которая, как известно, обусловливает повышенную радиационно-генетическую чувствительность вследствие активно идущих в клетках динамических процессов. Большое значение может иметь и видовая специфика физико-химического строения клеток, степень развития в них защитных и репарационных систем.

Необходимо учитывать и хронический характер воздействия инкорпорированных радионуклидов. В экспериментах на *Vicia faba* L. было показано, что мутагенный эффект от инкорпорированного C^{14} выражен в 9—25 раз сильнее по сравнению с эффектом, полученным от внешнего гамма-излучения Co^{60} при равных дозах поглощенной энергии (Кузин и др., 1962).

Инкорпорированные радионуклиды характеризуются способностью накапливаться в икре и на ее оболочке до значительных величин (Поликарпов, Иванов, 1962б; Иванов, 1965), создавая локально повышенные дозы и усиливая радиобиологический эффект. Возможно, именно большие коэффициенты накопления Y^{90} и Y^{91} на оболочке икринок (до 10000) обусловливают наибольшую токсичность этих изотопов.

Из табл. 1—6 видно, что при хроническом воздействии растворов радионуклидов наблюдается некоторый диспропорциональный эффект, т. е. при увеличении дозы (концентрации радионуклида) на несколько порядков количество аберратных митозов увеличивается незначительно или не увеличивается вовсе. Подобный эффект был получен и при суточном намачивании семян гороха в растворе смеси продуктов деления урана (Лучник, 1957, 1960). Автор объясняет это явление неодинаковой радиочувствительностью разных клеток, что особенно ярко проявляется при продолжительном облучении, так как за это время клетки претерпевают значительные преобразования.

Поскольку циклические изменения радиочувствительности клеток в зависимости от фаз митоза наблюдаются не только у растений, но и у животных, и в частности у рыб (Беляева, Покровская, 1959; Прокофьева-Бельговская, 1961), полученный нами феномен можно также в какой-то степени объяснить неоднородностью облучаемого материала.



Ядерные нарушения.
а — д — см. в тексте.

Заметим, что при цитологическом анализе тканей эмбрионов и личинок мы учитываем, очевидно, не все ядерные нарушения, возникающие в течение всего периода инкубации икры вплоть до фиксации. Часть пораженных клеток, вероятно, наиболее значительная у эмбрионов из растворов высокой активности, гибнет в результате генного дебаланса и ускользает от анализа. Возможна также элиминация поврежденных хромосом (Прокофьева-Бельговская, 1961), ведущая к возникновению гипоплоидных клеток. Эти процессы могут, по-видимому, также сглаживать эффект в большом диапазоне доз.

Полученные ранее данные (Поликарпов, Иванов, 1961, 1962а; Иванов, 1965) по макроморфологическим аномалиям предличинок морских рыб при действии радионуклидов низких концентраций (порядка 10^{-10} *кюри/л* и выше), как показано в настоящей работе, находятся в хорошем согласии с результатами изучения лучевых нарушений ядерного аппарата морских рыб.

ЛИТЕРАТУРА

Астауров Б. Л. Функциональный принцип в оценке относительной значимости радиационных повреждений ядра и цитоплазмы (генетическая теория лучевой болезни).— Первичные механизмы биологического действия ионизирующих излучений. М., Изд-во АН СССР, 1963.

Беляева В. Н., Покровская Г. Л. Изменение радиочувствительности икры вьюна в ходе первых эмбриональных митозов.— Докл. АН СССР, 1959, т. 125, № 3.

Иванов В. Н. Некоторые особенности радиоэкологии морских рыб на ранних этапах онтогенеза. (Автореф. канд. дисс.). Севастополь — Днепропетровск, 1965.

Кузин А. М., Исаев Б. М., Хвостова В. В., Токарская В. И., Брегадзе Ю. И. Эффективность биологического действия C^{14} при его включении в живые структуры. М., Изд-во АН СССР, 1962.

Лучник Н. В. Об аномальной реакции при малых дозах облучения. — Биофизика, 1957, т. 2, вып. 1.

Лучник Н. В. Проблема радиостимуляции растений. V. Цитологический анализ явления радиостимуляции.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1960, вып. 12.

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. О действии Sr^{90}—Y^{90} на развивающуюся икру хамсы.— Вопр. ихтиол., 1961, т. 1, вып. 3(20).

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Повреждающее действие стронция-90 — иттрия-90 на ранний период развития барабули, зеленушки, ставриды и хамсы.— Докл. АН СССР, 1962а, т. 144, № 1.

Поликарпов Г. Г., Иванов В. Н. Накопление радиоизотопов стронция и иттрия икрой черноморских рыб. — Радиобиология, 1962б, т. 2, вып. 2.

Прокофьева-Бельговская А. А. Радиационные поражения хромосом на ранних стадиях развития лосося.— Цитология, 1961, т. 3, № 4.

Brown V. M. a. Templeton W. L. Resistance of fish embryos to chronic irradiation.— Nature, 1964, v. 203, N 4951.

Hibiya T., Yagi T. Effects of fission materials upon development of aquatic animals.— Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions. Ueno, Tokyo, 1956.

Mikami Y., Watanabe H., Takano K. The influence of radioactive rain-water on the growth and differentiation of a tropikal fish "Zebra danio".— Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions. Ueno, Tokyo, 1956.

Templeton W. L. The resistance of fish egges to acute and chronic irradiation.— Disposal of Radioactive wastes into Seas, Oceans and surface Waters. Procc. of Symp., Vienna, IAEA, 1966.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

КИНЕТИКА НАКОПЛЕНИЯ Ba-140+La-140 НЕКОТОРЫМИ ГИДРОБИОНТАМИ И ВЛИЯНИЕ ЭТИХ ИЗОТОПОВ НА ИКРУ РЫБ И БИОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИЕ САМООЧИЩЕНИЕ ВОДОЕМОВ

В. Н. ГУСЬКОВА, А. Н. БРАГИНА, В. М. КУПРИЯНОВА, Н. И. МАШНЕВА, Л. Ф. РОДИОНОВА, С. Я. СУКАЛЬСКАЯ

Ленинградский научно-исследовательский институт радиационной гигиены МЗ РСФСР

Доля радиоизотопов Ba-140+La-140 в суммарной активности неразделенной смеси осколочных радиоизотопов тридцатидневного возраста составляет около 23%, поэтому весьма интересным представилось изучение в экспериментальных условиях действия смеси этих изотопов на основные компоненты водоема: микрофлору, обеспечивающую биохимическую способность водоема, водоросли и высшие водные растения, а также икру некоторых пресноводных рыб.

В настоящем сообщении приводятся материалы исследований, проведенных на мягкой воде, характерной по своему химическому составу для открытых водоемов северо-западных районов СССР.

Загрязнение воды производилось смесью Ba-140 + La-140 однократно в расчетных концентрациях $n \cdot 10^{-6}$, $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*. Условия опытов обеспечивали температуру воды 15—19° С, pH 6,5—7,8, однотипность освещения и аэрации экспериментальных водоемов. В воде водоемов определяли биохимическое потребление кислорода (БПК), количество аммонийного азота, азот нитритов, нитратов, развитие и выживаемость сапрофитной микрофлоры. Продолжительность опытов была 20 дней.

Наиболее важными показателями санитарного режима и естественного самоочищения водоемов являются биохимическое потребление кислорода и развитие сапрофитной микрофлоры. На рис. 1 представлены средние данные, характеризующие общее число колоний сапрофитной микрофлоры и динамику БПК в водоемах, которые загрязнены смесью радиоизотопов Ba-140 + La-140 в концентрациях на уровне $n \cdot 10^{-6}$, $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*, в динамике по дням наблюдений.

Видно (рис. 1, *а*), что смесь Ba-140 + La-140 в концентрации $n \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* (кривая *2*) существенно не влияла на общее количество бактерий по сравнению с контролем (кривая *1*). В водоемах при содержании Ba-140 + La-140 $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* выявлено отрицательное влияние смеси на развитие сапрофитной микрофлоры (кривая *3*). Так, если в первые сутки в указанном водоеме, как и в других опытных водоемах, происходило увеличение числа колоний, то начиная с восьмых суток наблюдалось заметное угнетение их развития. Число колоний в 1 *мл* воды на этот срок составляло 28% по отношению к контролю, а к концу опыта лишь 17%. Суммарная доза излучения в 1 *мл* воды за 16 дней опыта при концентрации $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* составляла 44,4 *рад*. Отрицательное влияние Ba-140 + La-140 в высоких концентрациях подтвердилось и при определении величины биохимического потребления кислорода.

БПК при наличии в воде Ba-140 + La-140 в концентрациях $n \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* и $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* в течение первых 10 дней опыта мало отличалось от контроля, и только после 15-го дня опыта наблюдалось некоторое снижение потребления кислорода (см. рис. 1, *б*). На 20-е сутки разница по сравнению

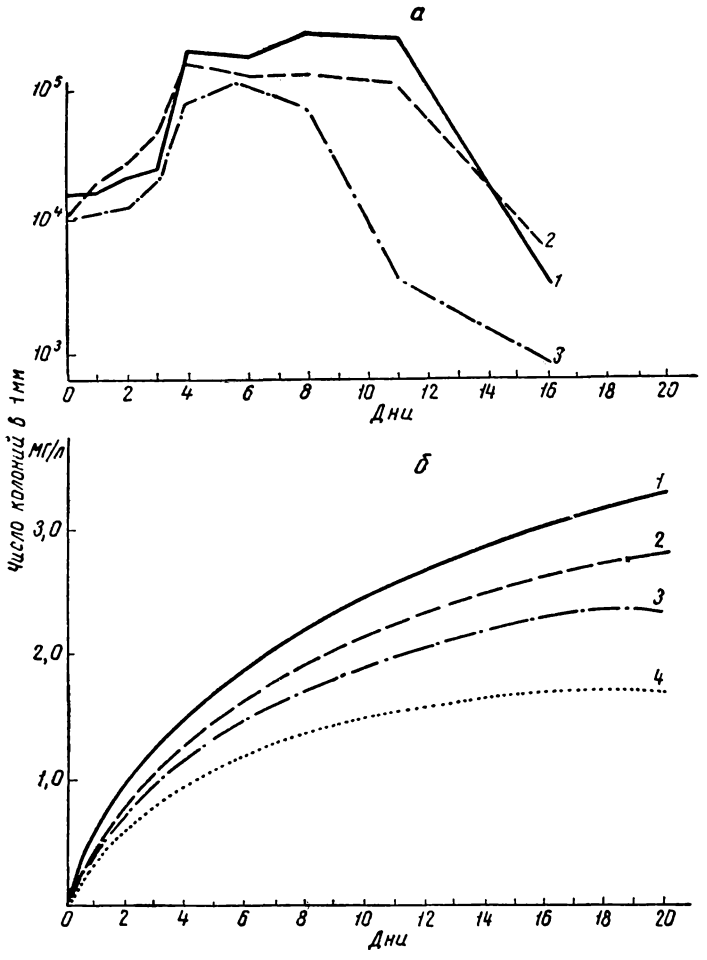


Рис. 1. Содержание сапрофитных микроорганизмов и динамика БПК в водоемах, загрязненных смесью Ba-140+La-140.

а — содержание микробов в 1 *мл* воды; *б* — биохимическое потребление кислорода.

Концентрация, *кюри/л*: *1* — контроль, *2* — $n \cdot 10^{-6}$, *3* — $n \cdot 10^{-4}$, *4* — $n \cdot 10^{-3}$.

с контролем составила для $n \cdot 10^{-4}$ и $n \cdot 10^{-3}$ *кюри/л*, соответственно, 30 и 48%.

Далее, в экспериментальных водоемах были изучены процессы минерализации органических веществ в присутствии Ba-140 + La-140. При этом установлено, что количество аммонийного азота — продукта биохимического разложения органических веществ сапрофитной микрофлорой — в воде контрольных и опытных водоемов было на одном уровне, независимо от содержания смеси Ba-140 + La-140 в растворе в пределах концентраций $n \cdot 10^{-6}$ — $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*. Результаты наблюдений за содержанием в воде нитратов и нитритов показаны на рис. 2. Содержание нитритов в опытных водоемах в первые дни наблюдений для обеих концентраций Ba-140 + La-140

было на уровне контрольных водоёмов. В последующие сроки опыта, на 6—8-е сутки, отмечена некоторая задержка процесса нитрификации, которая была более выраженной при концентрации $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* (кривая *3*). Изменение содержания нитратов в опытных водоёмах с этими концентрациями Ba-140 + La-140 было на уровне контроля (кривая *3*).

Таким образом, присутствие Ba-140+La-140 в концентрации $n \cdot 10^{-6}$ *кюри/л* не оказывало заметного влияния на санитарный режим водоёмов; концентрация же $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* несколько снижала биохимическое потребление кислорода и тормозила развитие сапрофитной микрофлоры.

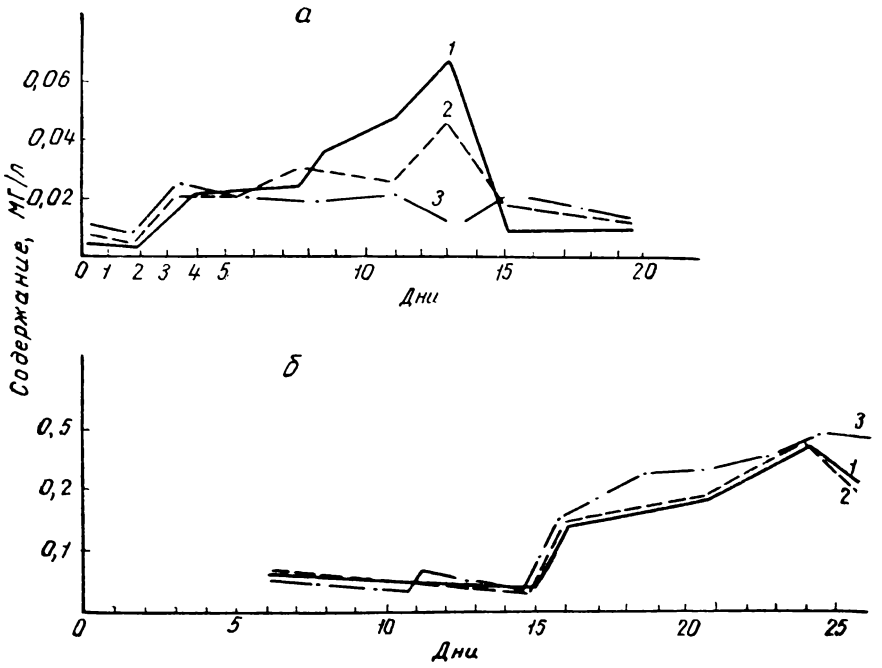


Рис. 2. Процессы нитрификации в водоемах, загрязненных смесью Ba-140+La-140.

а — нитриты, *б* — нитраты.
Концентрация, *кюри/л*: *1* — контроль, *2* — $n \cdot 10^{-6}$, *3* — $n \cdot 10^{-4}$.

Опыты по изучению накопления смеси радиоизотопов Ba-140+La-140 из воды экспериментальных водоемов производились с наиболее распространенными зоо-фитопланктонными организмами пресных вод: протококковыми водорослями и инфузориями. Кроме того, в целях приближения экспериментальных условий к природным, изучалась способность аккумулировать Ba-140+La-140 одновременно несколькими видами планктонных организмов (парамеции, коловратки и протококковые водоросли условно обозначены как «комбинированный планктон»).

Концентрирование водорослей и инфузорий из воды производилось их отфильтровыванием.

Рис. 3 демонстрирует накопление Ba-140+La-140 в протококковых водорослях и изменение концентрации радиоизотопов в воде водоема при содержании водорослей в количестве 30 *мг* сухого веса на 1 *л* воды и удельной радиоактивности воды $3 \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*. Видно, что накопление Ba-140+ +La-140 водорослями протекает довольно интенсивно, достигая максимума в течение первых суток; период полунакопления этих изотопов равен

3—3,5 *ч*. Концентрация Ba-140+La-140 в воде при этом снижается за 3 *ч* примерно на 25%, за сутки — на 40—45%.

Считая, что процессы накопления и выведения радиоизотопов в данном случае (т. е. в системе «вода — гидробионт») подчиняются экспоненциальному закону, изменение радиоактивности водорослей и воды можно описать уравнениями:

$$Q_t = Q_0\left(Ae^{-\frac{0,693t}{T_1}} + Be^{-\frac{0,693t}{T_p}}\right) \text{ (для воды)}$$

и

$$C_t = AQ_0\left(e^{-\frac{0,693t}{T_p}} - e^{-\frac{0,693t}{T_1}}\right) \text{ (для водорослей)},$$

где Q_0 — полное количество активности, внесенной в водоём, *кюри*;
Q_t — полное количество активности в водоёме в момент t, *кюри*;
C_t — полное количество активности, накопленное водорослями в момент t, *кюри*;
A — часть активности, поступающая в водоросли;
B — часть активности, оставшаяся в воде (выводится за счёт физического распада);
T_1 — эффективный период полунакопления;
T_p — период полураспада;
$T_{нак}$ — биологический период полунакопления.

Значения A, B, T_p и T_1 можно получить на основании изучения изменения радиоактивности воды. Коэффициенты накопления рассчитываются по формуле

$$K = \frac{C_t}{Q_t \cdot p},$$

где p — содержание водорослей в 1 *л* воды.

С момента установления равновесия в системе «вода—гидробионт» (в данном случае 1 сутки) коэффициенты накопления определяют по формуле

$$K = \frac{A}{B \cdot p}$$

Использование приведенных формул позволило в наших дальнейших опытах с Ba-140+La-140 отказаться от фильтрования больших объемов воды, необходимых для достаточно точного определения веса осадка на фильтре и, в конечном счете, удельной активности гидробионтов, и получить необходимые данные, изучая изменение радиоактивности фильтрата.

Коэффициенты накопления Ba-140+La-140 протококковыми водорослями в среднем составили 18000—25000 и не зависели от концентрации радиоизотопов в водоеме (табл. 1). Коэффициенты накопления, рассчитанные

Таблица 1

Коэффициенты накопления Ba-140+La-140 протококковыми водорослями (опытные и расчетные данные)

Сроки наблюдений	Удельная активность воды, *кюри/л*		Расчетные значения
	$3 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-6}$	
5—10 *мин*	3250±700	2750±410	2000
3 *ч*	12200±1750	—	8700
Сутки:			
1	22000±2180	21600±770	22800
2	22900±2040	23300±3250	23500
3	18750±580	18200±1000	23500
4	21100±3350	24200±2300	23500
7	21800±600	25200±1320	23500

по приведенным формулам, практически не отличаются от полученных в результате опытов.

В опытах с «комбинированным планктоном» было показано, что накопление Ba-140+La-140 смесью гидробионтов идет с такой же скоростью, что и протококковыми водорослями в отдельности, но в меньшей степени. В соответствии с этим и снижение радиоактивности воды в водоемах с «комбинированным планктоном» и с протококковыми водорослями различно. В водоемах с водорослями концентрация Ba-140+La-140 уменьшается за 3 *ч* на 70%, а к концу первых суток на 85%. «Комбинированный планктон» снижает концентрацию изотопов в воде за 3 *ч* на 35%, за сутки примерно на 70.

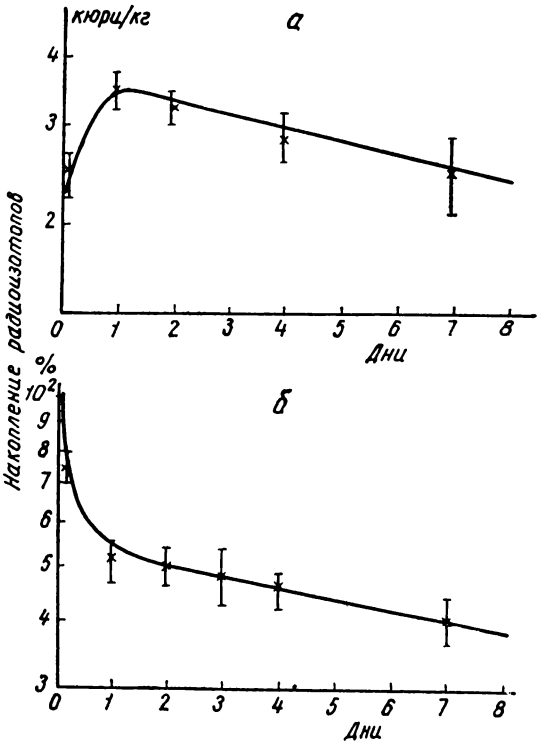


Рис. 3. Изменение концентрации Ba-140+La-140 в протококковых водорослях (*а*) и в воде (*б*).

Коэффициенты накопления Ba-140+La-140 «комбинированным планктоном» не превышали 8000, а одними только водорослями — 26000—27000. Таким образом, протококковые водоросли накапливали активность в большей степени, чем представители зоопланктона (инфузории и парамеции).

Изучение зависимости снижения концентрации радиоизотопов в воде от количества гидробионтов проводили в эксперименте с протококковыми водорослями при их содержании 30—40 и 250 *мг/л* сухого веса. При этом установлено, что увеличение содержания гидробионтов в водоеме способствует более высокой степени дезактивации воды. Так, в водоемах с относительно небольшим содержанием водорослей удельная активность воды за одни сутки уменьшалась на 40—50%, а при содержании водорослей 250 *мг/л* — на 85%.

Повреждающее действие Ba-140 + La-140 на протококковые водоросли

Таблица 2

Прирост биомассы протококковых водорослей в среде обитания, загрязненной Ba-140+La-140 (в *мг/л* сухого веса к исходному количеству)

Сроки наблюдений, сутки	Количество опытов	Концентрация Ba-140+La-140, *кюри/л*			
		Контроль	$2{,}0\cdot10^{-2}$	$6{,}2\cdot10^{-4}$	$3{,}9\cdot10^{-6}$
5	3	40,0±4,6	43,0±6,2	37,0±5,6	30,0±2,5
13	3	71,0±3,5	73,0±15,0	66,0±4,2	62,0±8,0
20	3	110,0±8,3	73,0±0,01 t=4,5	82,0±15,3 t=1,8	110,0±27,0

Таблица 3

Накопление смеси Ba-140+La-140 кишечной палочкой в динамике

Сроки наблюдений, *мин*	Исходная концентрация Ba-140+La-140 в воде, *кюри/л*					
	$4,5\cdot10^{-6}$			$3,4\cdot10^{-4}$		
	Удельная активность фильтрата, % к исходной	Удельная активность кишечной палочки, *кюри/кг* сухого веса	Коэффициенты накопления	Удельная активность фильтрата, % к исходной	Удельная активность кишечной палочки, *кюри/кг* сухого веса	Коэффициенты накопления
5	54±4,0	$2,8\cdot10^{-3}$	1080±53	50±2,0	$2,0\cdot10^{-1}$	1180±56
15	49±1,8	$2,7\cdot10^{-3}$	1170±65	47±1,0	$1,8\cdot10^{-1}$	1130±41
30	54±4,0	$2,9\cdot10^{-3}$	1000±49	47±1,1	$2,0\cdot10^{-1}$	1120±35
60	48±1,2	$2,8\cdot10^{-3}$	1210±120	46±1,8	$1,7\cdot10^{-1}$	1000±20
120	56±2,1	$2,8\cdot10^{-3}$	1040±44	46±1,0	$1,9\cdot10^{-1}$	1100±20
240	48±1,5	$2,8\cdot10^{-3}$	1280±46	45±2,6	$2,1\cdot10^{-1}$	1350±115
1440	50±2,2	$2,6\cdot10^{-3}$	1140±70	46±2,1	$1,6\cdot10^{-1}$	1000±46

изучалось по интегральному показателю — приросту биомассы водорослей в среде обитания, загрязненной однократно Ba-140 + La-140 в концентрациях на уровне $n\cdot10^{-2}$, $n\cdot10^{-4}$ и $n\cdot10^{-6}$ *кюри/л*.

Из табл. 2 видно, что прирост биомассы в загрязненной радиоизотопами среде имел физиологическую интенсивность и количественно не отличался от контроля в первые 13 суток, но к 20-м суткам в концентрации $2,0\cdot10^{-2}$ *кюри/л* наблюдалось резкое торможение в развитии водорослей ($t=4,5$) и небольшое торможение при концентрации $6,2\cdot10^{-4}$ *кюри/л*.

Специальные исследования были проведены по изучению процессов аккумуляции изотопов кишечной палочкой.

Максимум накопления смеси радиоизотопов кишечной палочкой происходит в первые 5 *мин* и в водоёмах с исходной концентрацией $n\cdot10^{-6}$ и $n\cdot10^{-4}$ *кюри/л* составляет 1100 и 1200, соответственно (табл. 3). В дальнейшем показатели коэффициентов накопления оставались примерно на одном уровне.

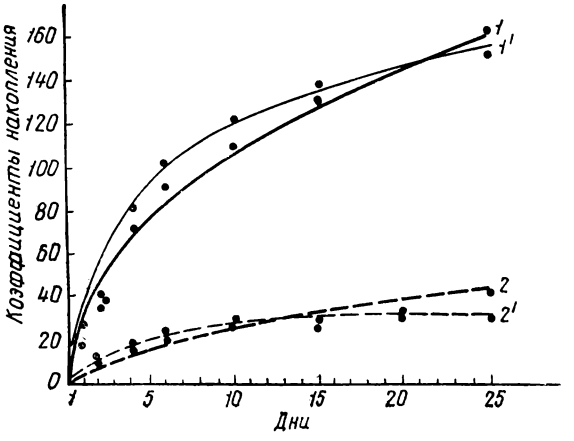


Рис. 4. Накопление Ba-140+La-140 икрой пеляди в зависимости от радиоактивности воды.

1, *1'* — оболочка, *2*, *2'* — содержимое, соответственно, при $n\cdot10^{-6}$ и $n\cdot10^{-7}$ *кюри/л*.

В специальных опытах было изучено влияние смеси Ba-140 + La-140 на развивающуюся икру некоторых видов осенненерестующих пресноводных рыб. В частности, исследования проводились с икрой пеляди, подвергавшейся воздействию смеси в концентрациях $n\cdot10^{-6}$ и $n\cdot10^{-4}$ *кюри/л* со стадии «пигментации глаз» вплоть до выклева личинок. В опыте одновременно участвовало от 1500 до 2000 икринок. Такое же количество икринок находилось в контрольных аквариумах в воде, свободной от радиоактивности. Температура воды во всех случаях была 5—6° С, pH — 7,0.

Изучались интенсивность и величина накопления Ba-140+La-140 развивающейся икрой и ее повреждающее действие в зависимости от поглощен-

ной суммарной дозы. Наблюдения проводились в динамике через определенные интервалы времени от начала радиационного воздействия: через 1, 2, 3, 5, 7, 10, 15, 20 и 25 дней. Расчет радиоактивности икры производился в *кюри/кг* сырого веса. На рис. 4 представлены данные, характеризующие способность икры кумулировать Ba-140+La-140 из воды в зависимости от концентрации радиоизотопов и времени воздействия. (По оси абсцисс показаны дни наблюдений, по оси ординат — коэффициенты накопления.)

Таблица 4

Выживаемость икры пеляди, подвергавшейся воздействию Ba-140+La-140, в зависимости от поглощенной дозы

Время от начала опыта, дни	Контроль	Концентрация, Ba-140+La-140, *кюри/л*			
		10^{-6}		10^{-4}	
	Выживаемость, %	Поглощенная доза, *рад*	Выживаемость, %	Поглощенная доза, *рад*	Выживаемость, %
1	99,4	0,94	99,7	29,6	99,6
3	99,0	3,02	99,6	105,0	99,2
5	98,7	4,56	98,7	224,0	98,7
7	98,0	7,15	98,9	349,0	98,5
10	97,6	10,30	98,7	527,0	97,3
15	97,3	15,20	98,4	702,0	96,0
20	96,5	15,50	96,6	1015,0	94,5
25	94,5	19,20	93,2	1187,0	92,6

Как видно из рис. 4, величина и скорость накопления Ba-140 и La-140 оболочкой и содержимым икры были примерно одинаковы и не зависели от концентрации радиоизотопов в воде. Коэффициенты накопления в оболочке икры, развивающейся в воде с активностью $n \cdot 10^{-6}$ *кюри/л*, составляли к концу опыта 165, в оболочке икры, содержащейся в растворе с удельной активностью $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* — 157. Содержимое икры при прочих равных условиях накапливало Ba-140+La-140 значительно меньше, чем оболочка. Коэффициенты накопления независимо от активности воды составляли 25—30.

Повреждающее действие Ba-140+La-140 на развивающуюся икру изучалось путем наблюдения за выживаемостью ее, скоростью эмбриогенеза, количеством выклюнувшихся личинок, количеством морфологических аномалий и другими показателями.

В табл. 4 представлены данные по выживаемости икры пеляди в зависимости от поглощенной дозы, сформировавшейся в ее организме в процессе развития в растворах, содержащих Ba-140+La-140 в концентрациях $n \cdot 10^{-6}$ и $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*. Выживаемость икры, подвергавшейся воздействию Ba-140+La-140 в дозах 19,2 и 1187 *рад*, сохранялась на высоком уровне (93,2—92,6%) и почти не отличалась от контроля, где она к 25-му дню составляла 94,5%. Несмотря на сравнительно высокую выживаемость, количество уродливых личинок, выклюнувшихся из икры, развивающейся в воде с радиоактивностью $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*, было в 1,5—2 раза выше, чем в контроле. Однако полученные результаты при статистической обработке оказались недостоверными.

Выводы

1. Однократное загрязнение воды Ba-140 + La-140 в концентрации на уровне $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* вызывало некоторое угнетение биохимического потребления кислорода, развитие сапрофитной микрофлоры и способствовало появлению несколько большего количества уродливых личинок при выклеве из икринок пеляди; не влияла на основные показатели санитарного режима водоёма концентрация на уровне $n \cdot 10^{-6}$ *кюри/л*.

2. Загрязнение водоёмов смесью Ba-140 + La-140 в концентрации $n \cdot 10^{-6}$ и $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* не оказало существенного влияния на изученные водные организмы. Концентрация Ba-140 + La-140 на уровне $n \cdot 10^{-2}$ *кюри/л* значительно угнетала развитие протококковых водорослей.

3. Изучение накопления Ba-140+La-140 протококковыми водорослями в системе «гидробионт — вода» выявило возможность расчета коэффициентов накопления на основании данных о снижении радиоактивности воды, что значительно упрощает эксперимент.

4. В эксперименте установлены следующие коэффициенты накопления: для кишечной палочки 1100—1200, для протококковых водорослей 18000—25000, для «комбинированного планктона» не более 8000 (на сухой вес), для содержимого икринок 25—30, для оболочки икринок 160 (на сырой вес).

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР
ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О НЕКОТОРЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЯХ ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ В УСЛОВИЯХ ОДНОКРАТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДЫ СМЕСЬЮ РАДИОНУКЛИДОВ

В. Н. ГУСЬКОВА, А. Н. БРАГИНА, В. М. КУПРИЯНОВА, Н. И. МАШНЕВА, Л. Ф. РОДИОНОВА, С. Я. СУКАЛЬСКАЯ

Ленинградский научно-исследовательский институт радиационной гигиены МЗ РСФСР

При решении общей проблемы санитарной охраны водоемов от радиоактивных загрязнений весьма важным в гигиеническом отношении является изучение их в широком плане по всем звеньям биологической цепи, начиная от микроорганизмов, участвующих в процессах естественного самоочищения, до высокоорганизованного звена — рыб.

В настоящей работе даны результаты экспериментальных исследований, выполненных на слабоминерализованной воде при однократном загрязнении ее смесью осколочного происхождения, в состав которой входило 40% радиоизотопов редкоземельной группы, 34% циркония-95 и ниобия-95, 11% стронция-89 и другие радиоэлементы.

Исследования проводились в трех аспектах по наиболее характерным для пресных водоемов биологическим показателям, а именно:

1. Изучалось влияние смеси радионуклидов на санитарный режим водоема, включая биохимическое потребление кислорода, процессы минерализации органических веществ и повреждающее действие на сапрофитную микрофлору.

2. Оценивалось влияние смеси радионуклидов на некоторых представителей зоо- и фитопланктонных организмов, их способность кумулировать из воды радиоизотопы в процессе жизнедеятельности и дезактивировать среду обитания.

3. И, наконец, исследовалось повреждающее действие радиоактивной смеси на развивающуюся икру некоторых видов пресноводных рыб и закономерности процессов накопления в ней изучаемой смеси на разных стадиях развития.

Опыты ставились на невской воде, плотный остаток которой составлял 60—70 *мг/л*, в одинаковых условиях: температура воды во всех случаях была +16—20° С, pH — 6,5—7,0 и т. д. Загрязнение воды радиоактивной смесью производилось в лабораторных условиях из расчета 10^{-7}, 10^{-5} и 10^{-4} *кюри/л* по интегральной бета-активности.

Важным направлением экспериментальных исследований, связанных с процессами самоочищения водоёмов от радиоактивных поступлений, является изучение влияния последних на санитарный режим водоёма. В связи с этим были проведены специальные исследования по изучению динамики процессов биохимического потребления кислорода и интенсивности процессов минерализации органических веществ в зависимости от концентрации смеси радионуклидов в воде в пределах от $1 \cdot 10^{-7}$ до $6 \cdot 10^{-4}$ *кюри/л*.

В качестве основных показателей, характеризующих санитарный режим водоема и его естественное самоочищение, использовались: биохимическое

потребление кислорода (БПК), количество аммонийного азота, нитриты, нитраты, а также общее количество бактерий и титр кишечной палочки.

На рис. 1 представлены средние данные, характеризующие влияние смеси радионуклидов в концентрациях 10^{-5} и 10^{-7} *кюри/л* на общее количество сапрофитной микрофлоры в динамике на протяжении 18 дней. Из рисунка видно, что развитие сапрофитной микрофлоры в опытных аквариумах в течение всего опыта было практически на уровне контроля. Смесь радионукли-

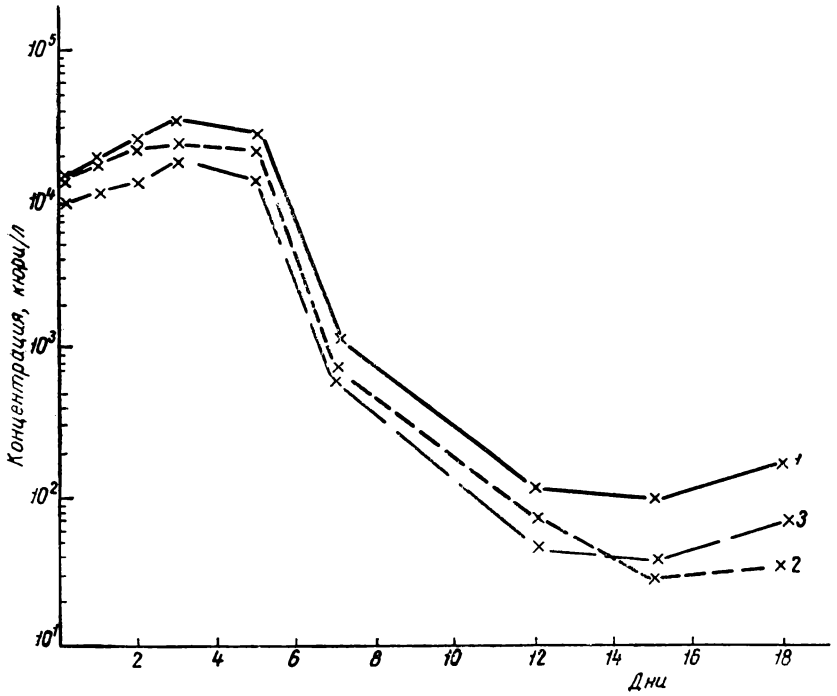


Рис. 1. Влияние смеси радионуклидов на сапрофитную микрофлору. Концентрация, *кюри/л*: *1* — контроль, *2* — $n \cdot 10^{-7}$, *3* — $n \cdot 10^{-5}$.

дов в изучаемых концентрациях не оказывала также существенного влияния на титр кишечной палочки.

Полученные данные полностью согласуются с материалами по биохимическому потреблению кислорода в аналогичных опытах. Судя по результатам, приведенным на рис. 2, БПК при наличии в воде смеси радионуклидов в концентрациях 10^{-7} и 10^{-5} *кюри/л* не отличалось от данных контроля. В то же время в водоёме с активностью 10^{-4} *кюри/л*, начиная с 10-го дня от начала опыта, отмечалось статистически значимое угнетение БПК. К 20-му дню эта разница составила 43% по отношению к контрольной величине. Результаты опытов, которые отражают процессы минерализации органических веществ в водоёмах, загрязненных смесью радионуклидов в изучаемых концентрациях, представлены на рис. 3.

Как видно из приведенных данных, продукты жизнедеятельности нитрифицирующих бактерий (нитриты) в воде всех опытных водоёмов, независимо от содержания в них смеси (10^{-7}, 10^{-5} и 10^{-4} *кюри/л*), появлялись на 3—4-й день от начала опыта, достигая максимальных значений к 10-му дню, после чего их количество заметно снижалось; к этому времени здесь нарастало содержание продуктов второй фазы минерализации — нитратов. Однако, согласно данным, в водоёме с концентрацией $n \cdot 10^{-4}$ *кюри/л* они появлялись на два-три дня позже, чем в двух других. В дальнейшем коли-

чество нитратов как в опытном, так и в контрольных водоёмах держалось на одном уровне (0,13—0,15 *мг/л*).

Эти данные были проверены в «чистом» опыте на специальных средах Виноградского. Оказалось, что количество нитрифицирующих бактерий в опытных и контрольных водоёмах не зависело от концентрации в них смеси радионуклидов в пределах от 10^{-7} до 10^{-4} *кюри/л*.

Изучение влияния смеси на планктонные организмы, принимающие, как известно, активное участие в процессах самоочищения водоёмов, проводилось

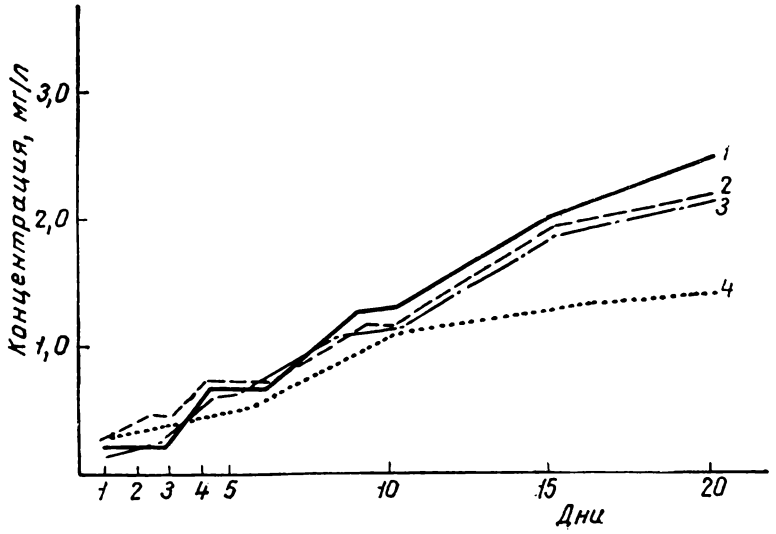


Рис. 2. Влияние смеси радионуклидов на биохимическое потребление кислорода.

Концентрация, *кюри/л*: *1* — контроль, *2* — $n \cdot 10^{-7}$, *3* — $n \cdot 10^{-5}$, *4* — $n \cdot 10^{-4}$.

в эксперименте с наиболее распространенными пресноводными зоо- и фитопланктонными организмами и водными растениями. В частности, повреждающее действие радионуклидов было прослежено на протококковых водорослях и инфузориях (в основном на парамециях и коловратках) по интегральному показателю — приросту биомассы в условиях культивирования их в указанной выше питательной среде, загрязненной смесью в концентрациях $6{,}0 \cdot 10^{-4}$, $4{,}0 \cdot 10^{-5}$ и $5{,}0 \cdot 10^{-7}$ *кюри/л*; при этом содержание гидробионтов было близким к оптимальным натуральным условиям, характерным для пресных водоёмов.

В табл. 1 показаны средние данные из 6 опытов, характеризующие содержание и прирост биомассы протококковых водорослей в зависимости от радиоактивности среды обитания в пределах 10^{-7}—10^{-4} *кюри/л* в динамике на протяжении 23 дней.

Из данных таблицы видно, что смесь радионуклидов в концентрациях 10^{-4}, 10^{-5} и 10^{-7} *кюри/л* существенно не влияет на развитие водорослей и прирост биомассы.

В аналогичных опытах с инфузориями было выявлено некоторое отставание в приросте биомассы к 22-му дню наблюдений в водоёме с активностью $4{,}0 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л*. Однако при статистической обработке материалов эти данные оказались недостоверными.

Исследование динамики накопления смеси радионуклидов из воды экспериментальных водоемов проводилось с протококковыми водорослями (при содержании их в воде в количестве 75 *мг/л* на сухой вес), с инфузориями при содержании 100—120 *мг/л* и с водным растением — ряской при со-

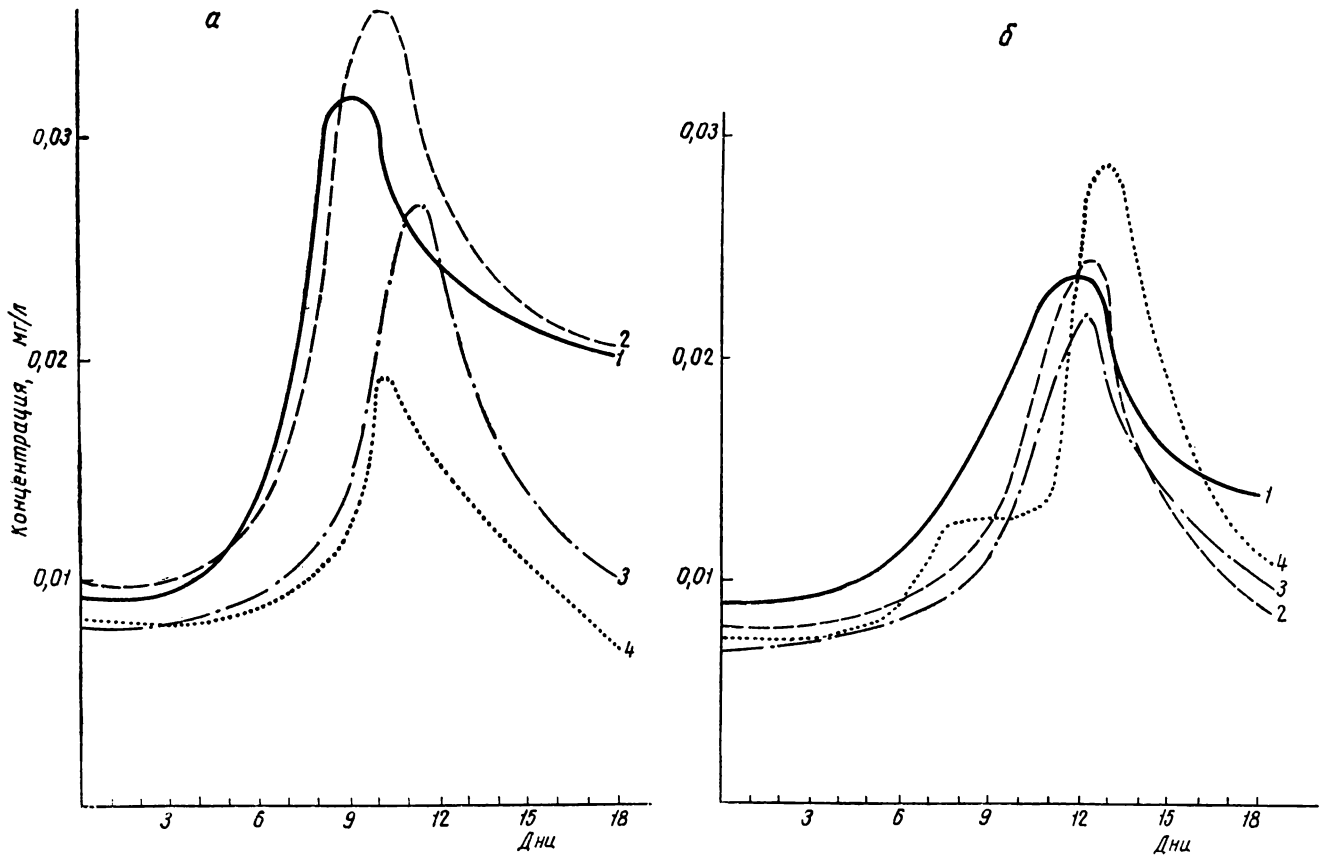


Рис. 3. Процессы нитрификации в водоемах, загрязненных смесью радионуклидов.
а — нитриты, *б* — нитраты.
Концентрация, *кюри/л*: *1* — контроль, *2* — $n \cdot 10^{-7}$, *3* — $n \cdot 10^{-5}$, *4* — $n \cdot 10^{-4}$.

держании ее на поверхности воды в количестве 10 *г/л* на сырой вес. Установлено, что скорость накопления смеси в системе «вода — гидробионт» тем или иным видом гидробионта не зависела от содержания последней в воде в пределах испытанных концентраций.

Таблица 1

Содержание биомассы водорослей в зависимости от радиоактивности воды, *мг/л* на сухой вес

Сроки наблюдений, сутки	Вес биомассы водорослей при концентрации, *кюри/л*			
	Контроль	10^{-4}	10^{-5}	10^{-7}
3	71,0	51,0±0,6	53,0±1,6	54,0±5,0
13	81,0±0,8	85,0±4,0	65,0±4,0	73,0±2,5
23	96,0±8,5	87,0±1,6	75,0±4,0	98,0±0,6
Прирост биомассы на 23-и сутки	25,0±11,0	36,0±8,5	22,0±1,6	44,0±11,0

Коэффициенты накопления у водорослей составляли от 24 до 40 тыс., у инфузорий они были значительно меньше — от 9 до 11 тыс., еще меньше у ряски — до 1400. При этом максимальное накопление радионуклидов

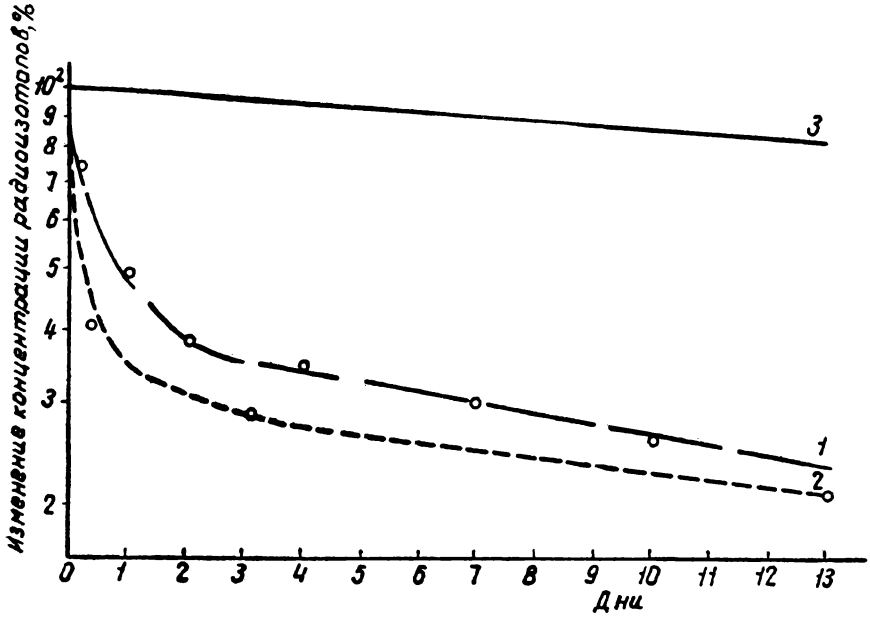


Рис. 4. Концентрации радиоизотопов в воде водоемов, содержащих некоторые гидробионты.

1 — ряска, *2* — водоросли, *3* — кривая естественного распада радионуклидов.

у инфузорий и водорослей наступало в течение первых суток, в опытах с ряской только на 2—3-и сутки.

В процессе исследований была изучена также дезактивирующая способность водных организмов в процессе их жизнедеятельности в радиоактивной среде.

На рис. 4 показано изменение радиоактивности воды водоемов в присутствии некоторых водных организмов в растворе радиоактивной смеси концентрацией 10^{-5} *кюри/л*, выраженное в процентах к исходному уровню радиоактивности на фоне естественного распада радионуклидов.

Как видно из рисунка, оба водных организма, как водоросли, так и ряска, примерно одинаково снижают активность воды в растворе на протяжении всего опыта (в среднем на 60—70%), но скорости снижения несколько отличаются. В присутствии ряски снижение происходит медленнее, чем с водорослями. Инфузории при прочих равных условиях снижали активность воды в значительно меньшей степени.

Таблица 2

Выживаемость икры пеляди в зависимости от поглощенной суммарной дозы

Время наблюдения, сутки	Радиоактивность воды, *кюри/л*						
	Контроль	10^{-7}		10^{-5}		10^{-4}	
	Выживаемость, %	Поглощенная доза, *рад*	Выживаемость, %	Поглощенная доза, *рад*	Выживаемость, %	Поглощенная доза, *рад*	Выживаемость, %
1	98,9	0,1	97,0	1,48	96,0	9,9	95,3
2	97,6	—	95,9	—	94,7	—	94,2
3	97,4	0,27	95,4	7,68	94,1	75,0	92,2
4	96,9	0,74	94,9	18,70	93,7	165,0	90,6
6	96,0	1,33	94,2	35,4	92,9	232,0	89,2
10	95,4	2,42	93,8	69,4	90,5	483,0	87,0
15	94,6	6,15	93,1	148,7	89,9	890,9	85,8
20	93,8	9,14	92,4	247,5	89,0	1320,0	83,2
25	91,9	11,75	91,3	389,0	87,3	1750,0	81,9
30	90,8	14,40	87,4	472,0	83,0	2105,0	75,0

Наряду с изучением процессов естественного самоочищения водоемов в присутствии смеси радионуклидов, нам представлялось интересным проследить за влиянием последних на развивающуюся икру некоторых видов пресноводных рыб, а также исследовать закономерности накопления в ней изучаемой смеси. Исследования проводились в эксперименте с икрой сига-пеляди и карпа на разных стадиях развития. В каждом опыте одновременно использовалось от 2 до 4 тыс. икринок. Условия опыта были оптимальными для их развития: температура воды для пеляди в пределах 5—6° С, для карпа 17—19° С, pH — 6,5—7,0.

Повреждающее действие смеси радионуклидов на развивающуюся икру изучалось путем наблюдения за выживаемостью и гибелью икринок, скоростью развития и их весом, количеством выклюнувшихся личинок, количеством врожденных аномалий развития и др.

В табл. 2 представлены средние данные, характеризующие выживаемость икры пеляди, подвергавшейся радиационному воздействию со стадии пигментации глаз, в динамике по срокам наблюдений в зависимости от поглощенных доз внешнего и внутреннего бета-облучения, сформированных в икре в процессе ее развития в среде различной степени радиоактивности.

Общая доза[1] за счёт внешнего и внутреннего бета-облучения за время опыта (t) рассчитана по формуле

$$D_{\Sigma}=\frac{T_p\left(1-e^{-\frac{0,693t}{T_p}}\right)}{0,693}\cdot(P_1+KP_2)-\frac{T_{нак}\left(1-e^{-\frac{0,693t}{T_{нак}}}\right)}{0,693}\cdot K\cdot P_2,$$

[1] Для определения поглощенной дозы в отдельной икринке использовались формулы расчета доз, создаваемых бета-облучением сферических объектов малых размеров. (Радиационная дозиметрия. Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла. М., Изд-во иностр. лит., 1958).

где P_1, P_2 — мощность дозы, соответственно, от внешнего ($P_1=51{,}2\cdot E_\beta\cdot\overline{c}$, *рад/сутки*) и внутреннего ($P_2=51{,}2\cdot\overline{E_\beta}\cdot c_0$, *рад/сутки*) бета-облучения;

$\overline{E}_\beta$ — средняя энергия бета-излучения, *Мэв*;

c — удельная активность воды, *мккюри/мл*;

c_0 — максимальное значение средней концентрации радионуклидов в икре, *мккюри/г*;

$T_{нак}$ — период полунакопления радиоизотопов икрой, дни;

T_p — период полураспада, дни;

K — коэффициент, показывающий отношение средней дозы внутри малого сферического источника к дозе внутри большого распределения источников с такой же концентрацией радионуклидов.

Как можно видеть из представленных материалов, воздействие смеси радионуклидов в дозах от 14 до 472 *рад*, создаваемых в растворах 10^{-7} и 10^{-5} *кюри/л*, соответственно, не оказывало существенного влияния на выживаемость икры по сравнению с контролем на протяжении всего периода наблюдений. Повышение дозы до 2105 *рад* (в растворах с активностью $n\cdot10^{-4}$ *кюри/л*) снижало выживаемость икринок до 75%, однако разница между опытом и контролем была невелика (16%).

Таблица 3

Коэффициенты накопления смеси радионуклидов икрой карпа

Время от начала опыта, *ч*	Радиоактивность воды, *кюри/л*					
	10^{-7}			10^{-5}		
	Целая икра	Оболочка	Содержимое	Целая икра	Оболочка	Содержимое
1	9,0	102,6	11,5	12,5	25,0	—
4	63,2	236,8	32,9	57,9	105,3	18,4
12	144,6	459,4	58,1	147,2	416,7	86,1
24	202,9	571,4	74,28	197,0	551,5	145,5
48	258,8	691,1	88,2	220,0	625,8	180,6
66	308,1	790,3	163,2	246,7	680,0	200,0
90	360,7	910,7	119,6	321,5	870,3	187,0

Было отмечено также, что смесь радионуклидов оказывает некоторое стимулирующее действие на скорость эмбриогенеза. Выклев личинок из икры, развивающейся в растворе с высокой степенью активности, наступал, как правило, на 3—4 дня раньше и шел быстрее, чем в контроле. К 43-му дню от начала радиационного воздействия количество личинок, выклюнувшихся из икры, содержащейся в воде с активностью 10^{-7}, 10^{-5} и 10^{-4} *кюри/л*, составляло, соответственно, 54, 66 и 68%. В контроле эта величина не превышала 47%. При этом наряду с ускоренным выклевом в растворах с наибольшей активностью отмечалось несколько большее количество уродливых личинок. Так, в растворах с концентрациями 10^{-5} и 10^{-4} *кюри/л* их количество колебалось от 47 до 49%, в то время как в контрольных аквариумах оно составляло 34%. Однако полученные различия оказались недостоверными. В растворе с активностью 10^{-7} *кюри/л* количество аномальных личинок было на уровне контроля (в среднем 33%).

В аналогичных опытах с икрой карпа выявлены те же закономерности, но при прочих равных условиях эта икра оказалась более устойчивой к воздействию изучаемой смеси.

Опытами по изучению динамики накопления смеси радионуклидов развивающейся икрой пеляди и карпа установлено, что скорость накопления при всех изучаемых концентрациях была практически одинаковой.

В табл. 3 приведены данные, характеризующие величину накопления смеси радионуклидов икрой карпа, развивающейся в воде с активностью $n\cdot10^{-5}$ и $n\cdot10^{-7}$ *кюри/л* от момента оплодотворения до выклева личинок, выраженную в коэффициентах накопления.

Как видно из таблицы, коэффициенты накопления в икре как при концентрации 10^{-7}, так и при 10^{-5} *кюри/л* составляли в среднем 360—321. Раздельное изучение накопления в оболочке икры и её содержимом показало, что основная масса радионуклидов концентрировалась в оболочке. Коэффициенты накопления в ней были в пределах 910—870. В содержимом смесь радиоизотопов накапливалась значительно слабее.

При исследовании способности икры пеляди кумулировать радионуклиды из воды выявлены те же закономерности, однако в количественном отношении коэффициенты накопления были несколько ниже, чем у икры карпа, что, по-видимому, можно объяснить более низкими обменными процессами в икре осенненерестующих рыб по сравнению с весенненерестующими.

Выводы

1. Изучаемая смесь радионуклидов в концентрации 10^{-7} и 10^{-5} *кюри/л* не оказывает существенного влияния на санитарный режим водоема, жизнедеятельность планктонных организмов и развивающуюся икру пресноводных рыб. Концентрация 10^{-4} *кюри/л* замедляет процессы минерализации органических веществ и снижает выживаемость икры.

2. Скорость и величина накопления смеси радионуклидов различными водными организмами и икрой не зависит от концентрации их в воде в пределах от 10^{-7} до 10^{-4} *кюри/л*; среди планктонных организмов наибольшей способностью к аккумуляции обладают протококковые водоросли и инфузории; в икре величина накопления находится в прямой зависимости от вида рыб. Икра весенненерестующих рыб накапливает радионуклидов больше, чем икра осенненерестующих.

3. Эффективность дезактивации воды за счет водных организмов находится в прямой зависимости от их вида. Наибольшее снижение радиоактивности в системе «вода — гидробионт» происходит за счет протококковых водорослей и ряски (на 60—70%).

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

РОСТ И РАЗВИТИЕ ТРИОСТРЕННИКА (*TRIGLOCHIN PALUSTRIS* L.) В РАЗЛИЧНЫХ ГИДРОБИОГЕОЦЕНОЗАХ

Э. И. ПОПОВА, И. Н. ВЕРХОВСКАЯ,
А. И. НЕФЕДОВА, Н. И. ОЛЕШЕВА

Институт биологии Коми филиала АН СССР, г. Сыктывкар
Институт биохимии им. А. Н. Баха АН СССР, г. Москва

В водной биогеоценологии в последнее время широко проводятся исследования по выяснению закономерностей поведения отдельных радионуклидов в водоемах в зависимости от физико-химических условий и состава водного биоценоза, а также по выявлению роли отдельных гидробионтов в распределении и перераспределении радионуклидов по компонентам водоема, по установлению геохимической роли живых организмов вообще (Вернадский, 1926, 1929, 1940) и по выявлению среди них специфических накопителей разных химических элементов (Фостер и Дейвис, 1958; Тимофеев-Ресовский, 1957, 1960, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1953; Тимофеева-Ресовская и др., 1961; Передельский, 1957; Агре, Корогодин, 1960; Гилева, 1964, 1965; Иванов, Тимофеева-Ресовская, Тимофеев-Ресовский, 1965).

В монографии Г. Г Поликарпова (1964) дается хорошо систематизированный обзор литературных данных, посвященных изучению действия ионизирующих излучений и радиоактивных веществ на морские гидробионты. Обобщение большого экспериментального материала, полученного им (а также его сотрудниками и другими исследователями) для морских гидробионтов, позволило ему на Международном симпозиуме по радиоэкологии в Стокгольме (Polikarpov, 1967) сформулировать основные закономерности, положения и перспективы развития исследований, относящихся к проблеме морской радиоэкологии.

В отношении пресноводных гидробионтов любопытны результаты многолетних экспериментов по изучению влияния растворенных радиоактивных веществ на перифитон, показавшие возможность глубоких перестроек в структуре сообществ организмов вследствие выпадения радиочувствительных видов и доминирования радиорезистентных (Тимофеева-Ресовская, 1958).

Для решения ряда вопросов особый интерес представляет изучение растительного и животного мира в природных условиях с повышенным фоном радиации (за счет избыточного содержания радия, урана и других естественных радиоэлементов в компонентах биосферы). Конечной целью исследования этих своеобразных радиоэкологических микробиогеоценозов является выяснение биологической роли повышенного уровня радиации как постоянно действующего экологического фактора, а также роли радиационного, а главное — химического действия естественных радиоэлементов, инкорпорированных животными и растительными организмами в процессе их жизнедеятельности из окружающей среды.

Необходимо указать, что некоторые авторы отмечали существенные отклонения от нормы в морфологии и биологии для ряда наземных культур-

ных и дикорастущих растений, произрастающих в условиях повышенной естественной радиации (Востокова, 1961; Груздев, 1965 а, б; Вавилов и др., 1965).

Нам неизвестны работы, в которых бы освещалась роль естественных радиоэлементов в жизни водных организмов, длительно обитающих в природных водоемах с повышенным уровнем радиации.

Материал и методика исследований

Исследования, проводившиеся нами в течение ряда лет (Верховская и др., 1969) показали, что в небольших по размерам и глубине водоемах, расположенных цепочкой по течению короткого радиоактивного ручья, вытекающего из-под радиоактивной породы (с содержанием радия до $n \cdot 10^{-7}$ *г/г* и урана до $n \cdot 10^{-4}$ *г/г*), сложились устойчивые микробиогеоценозы. Они характеризуются сходными гидромеханическими и экологическими условиями и значительно отличаются друг от друга по радиационной обстановке.

Что касается растительности, то на всем протяжении ручья (длиною около 70 *м*), протекающего по заболоченной местности, наблюдаются густые заросли триостренника болотного. Даже при беглом осмотре растений триостренника можно отметить целый ряд существенных отличий, характеризующих его популяции на разных участках. Представлялось чрезвычайно заманчивым подвергнуть количественному анализу наблюдаемые различия. К сожалению, оказалось, что триостренник растет только в этом ручье и в других водоемах данного района не встречается. Поэтому мы не могли иметь «чистого» контроля и пришлось ограничиться «относительным контролем».

В настоящей работе излагаются результаты морфометрических измерений триостренника (*Triglochin palustris* L.), произрастающего на трёх участках радионосного ручья, которые рассматриваются нами в качестве микробиогеоценозов.

Массовый сбор триостренника производился на каждом из трех участков ручья при помощи количественных рамок (две-три рамки на пробу) с площадок, расположенных по основному руслу ручья, в 20—30 *см* от уреза воды, при глубине погружения растений 10—15 *см*. Плотность растений была до 2000 *экз/м*^{2}, биомасса — 1—2 *кг/м*^{2}. Грунт в исследованных трех биогеоценозах был представлен ржавчинным илом. Между собой сравнивались сборы растений, проводившиеся в два срока. Всего было загербаризировано и обработано свыше 1500 экземпляров растений.

Изучались как вегетативные признаки (вес растений, число и размеры листьев), так и признаки генеративные (число и размеры генеративных побегов, число и состояние соцветий, число завязей в соцветиях). Данные всех морфометрических измерений обработаны статистически и по большинству признаков учтен фактор изменчивости (на основании кривых распределения).

Результаты исследований

Было проведено детальное обследование трех микробиогеоценозов (водоемов): № 1, расположенного у истоков ручья, в непосредственной близости от радиоактивной породы, из-под которой ручей вытекает, и № 2 и 3, расположенных в 40 и 50 *м* от радиоактивной породы, соответственно.

Некоторые данные о гидрохимической и радиационной характеристике изученных микробиогеоценозов приведены в табл. 1 и 2.

Из таблиц видно, что воды изученных водоемов сильно минерализованы, особенно в водоеме № 1. Детальное гидрохимическое изучение водоемов № 1 и 2 показало, что содержание анионов и катионов в первом несколько

Таблица 1

Радиационная характеристика изучавшихся микробиогеоценозов

Изученные ингредиенты	Микробиогеоценоз № 1				Микробиогеоценоз № 2				Микробиогеоценоз № 3			
Мощность доз гамма-излучения, *мкр/ч*												
в воздухе . . .	250—2300				80—750				110—880			
над водой . . .	200—3500				80—750				80—1000			
в воде	1400—5060				880—1400				880—1000			
в грунте . . .	1580—5500				1400—1760				1400—1940			
Содержание радиоэлементов в различных компонентах биогеоценоза, $n \cdot 10^{-n}$ . .	Радий, 10^{-9}	Уран, 10^{-7}	Торий, 10^{-6}	Радон-эманация	Радий, 10^{-9}	Уран, 10^{-7}	Торий 10^{-6}	Радон-эманация	Радий, 10^{-9}	Уран, 10^{-7}	Торий, 10^{-6}	Радон-эманация
Вода, *г/л*	3,4—57,8	0,7—1,5	—	130—500	0,33—2,52	0,8—1,8	—	130	0,09—2,31	0,5—1,3	—	120—125
Грунт (ржавчинный ил), *г/г* прокаленной навески . . .	1,15—25,4	1,9—350,0	9,8—40,7	—	0,52—9,15	1,6—64,1	—	—	0,04—0,79	0,1—26,0	—	—
Триостренник (все растение)*, *г/г* сухого веса	0,1—2,84	8,0—47,0	0,7—9,0	—	0,01—0,42	0,1—1,4	—	—	0,03—0,16	—	—	—
Триостренник (надкорневая часть), *г/г* сухого веса	0,05—0,22	0,03—0,66	—	—	0,02—0,09	—	—	—	—	—	—	—

* Коэффициент усушки 5.8.

Таблица 2

Гидрохимическая характеристика микробиогеоценозов

Показатель	№ 1		№ 2	
	18/VII 1960	19/X 1960	30/VII 1962	19/X 1962
Общая минерализация, $\frac{мг\cdot экв/л}{мг/л}$	294 / 8323	234 / 6664	174 / 4953	216 / 6161
Анионы, $\frac{мг\cdot экв/л}{мг/л}$:				
HCO_3'	0,67 / 40,9	1,34 / 81,8	2,40 / 146	2,22 / 135
SO_4''	Нет	Нет	Нет	2,51 / 120,6
Cl'	146 / 5190	116 / 4107	84,4 / 2992	103 / 3668
Сумма анионов, $\frac{мг\cdot экв/л}{мг/л}$	147 / 5231	117 / 4188	86,8 / 3138	108 / 3924
Катионы, $\frac{мг\cdot экв/л}{мг/л}$:				
Ca''	94,7 / 1898	80,8 / 1620	58,6 / 1174	75,0 / 1504
Mg''	8,97 / 109,1	4,07 / 49,5	5,03 / 61,2	7,48 / 90,9
$Na'+K'$	43,4 / 1085	32,3 / 806	23,2 / 578	25,7 / 642
Сумма катионов, $\frac{мг\cdot экв/л}{мг/л}$	147 / 3092	117 / 2476	86,8 / 1814	108 / 2237
Железо ($Fe''+Fe'''$), *мг/л*	Много	Много	Много	20,3 / 14,1+6,2
Жесткость воды, *мг·экв*	103,7	84,9	63,6	82,5
Активная реакция воды, pH	6,7	6,4	6,6	7,0
Тип минерализации	Хлор-кальциевый			

выше, чем во втором. Однако общий тип минерализации их одинаков — хлор-кальциевый.

Что касается радиационной характеристики, то мощность доз внешнего гамма-излучения, измеренная на различных горизонтах в микробиогеоценозе № 1, значительно выше, чем в № 2 и 3.

По содержанию радия в воде и в грунтах биогеоценозы отличаются друг от друга на один порядок величин. По содержанию урана в воде все они сходны между собой, а по содержанию урана в грунте биогеоценоз № 1 отличается от остальных на один порядок. По содержанию радона воды биогеоценоза № 1 должны быть отнесены к очень активным, а биогеоценозов № 2 и 3 к менее активным.

В табл. 3 приведены данные о содержании радия в различных компонентах изучавшихся биогеоценозов на день взятия проб триостренника. Данные приведены в расчете на сырой вес (коэффициент усушки — 5,8).

Содержание радия в компонентах биогеоценозов № 2 и 3 более или менее одинаково, резко отличаясь в этом отношении от содержания в компонентах более активного биогеоценоза — № 1.

Таблица 3

Содержание радия в различных компонентах биогеоценозов № 1, 2 и 3 на 30 июля 1962 г.

Компоненты	№ 1	№ 2	№ 3
Вода, $n \cdot 10^{-10}$ *г/л*	109	9,83	8,98
Грунт, $n \cdot 10^{-10}$ *г/г* прокаленной навески:			
поверхностный слой . . .	46,9	11,9	9,54
глубинный слой	—	35,6	25,00
Триостренник, $n \cdot 10^{-10}$ *г/г* сырого веса:			
надводная часть	0,682	0,038	0,028
корни	12,9	0,493	0,400
общее	3,9	0,099	0,093

Данные о триостреннике

Заросли триостренника во всех биогеоценозах имели значительную плотность и биомассу на 1 *м*² площади дна (табл. 4). Видно, что 2/VII 1962 г. средний вес одного растения в биогеоценозе № 1 (0,28 *г*) был значительно меньше среднего веса растений из биогеоценозов № 2 и 3 (0,35 *г*).

Таблица 4

Средние показатели продуктивности триостренника в изучавшихся биогеоценозах

Дата взятия проб (1962 г.)	Показатели продуктивности	№ 1	№ 2	№ 3
2/VII	Плотность, *экз/м*² . .	1632	1952	928
	Биомасса, *г/м*² . . .	464	691	328
	Вес 1 растения, *г* . .	0,28	0,35	0,35

Результаты измерений растений по четырем морфометрическим и пяти меристическим показателям представлены в табл. 5, где помимо средних значений по всем показателям $(\bar{x} \pm S_{\bar{x}})$ приводятся данные о разнице между средними отдельных показателей $(d + Sd)$ для растений сравниваемых водоемов и о достоверности разницы (t).

Из табл. 5 видно, что триостренник, взятый из биогеоценоза № 1, по всем девяти изученным признакам значительно и притом статистически вполне достоверно (см. графы 9 и 11) отличается от взятых из контрольных биогеоценозов № 2 и 3, которые по всем изученным признакам, кроме длины листьев, практически одинаковы (см. графу 7).

Переходя к сравнению отдельных признаков триостренника из биогеоценоза № 1 с признаками растений из контрольных биогеоценозов № 2 и 3 (см. табл. 5), можно сказать, что первый значительно меньше вторых по весу (0,82 *г* по сравнению с 1,72 и 1,88 *г*), по длине листьев (203,3 *мм* по сравнению с 272,8 и 256,6). Для прикорневых листьев отмечено уменьшение их числа (4,73 по сравнению с 5,89 и 5,61).

Кривые распределения изученных растений по отдельным признакам показывают степень вариации (колеблемости) этих признаков в пределах

Таблица 5

Данные сравнительного анализа ряда признаков растений триостренника из изученных микробиогеоценозов (сборы 30 июля 1962 г.)

Номер признака	Признаки	Контроль: Биогеоценоз № 3	Контроль: Биогеоценоз № 2	Биогеоценоз № 1	Разница между $\bar{x}_3$ и $\bar{x}_2$	Достоверность разницы	Разница между $\bar{x}_3$ и $\bar{x}_1$	Достоверность разницы	Разница между $\bar{x}_2$ и $\bar{x}_1$	Достоверность разницы
		$\bar{x}_3 \pm S\bar{x}_3$	$\bar{x}_2 \pm S\bar{x}_1$	$\bar{x}_1 \pm Sx_1$	$d \pm Sd$	$t(\bar{x}_3 - \bar{x}_2)$	$d \pm Sd$	$t(\bar{x}_3 - \bar{x}_1)$	$d \pm Sd$	$t(\bar{x}_2 - \bar{x}_1)$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	Число обследованных растений, *n*	58	109	153	—	—	—	—	—	—
2	Сырой вес одного растения, *г*	1,88±0,12	1,72±0,06	0,82±0,03	0,16±0,13	1,2	1,06±0,12	8,8	0,90±0,07	13,0
3	Число прикорневых листьев на одном растении	5,61±0,16	5,89±0,13	4,73±0,08	0,28±0,20	1,4	0,88±0,18	4,9	1,16±0,15	7,7
4	Длина листьев, *мм* . . .	256,6±3,83	272,8±2,88	203,3±1,92	16,2±4,79	3,4	53,3±4,28	12,4	69,5±3,46	20,1
5	Число соцветий на одном растении	1—4	1—4	1—2	—	—	—	—	—	—
6	Длина стебля-цветоноса, *мм*	222,4±5,1	230,5±2,95	172,0±2,17	8,1±5,8	1,4	50,4±5,56	9,1	58,5±3,66	15,9
7	Длина соцветия, *мм* . .	121,4±5,90	119,7±3,66	91,7±2,23	1,7±6,9	0,3	29,7±6,30	4,7	28,0±4,15	6,7
8	Число завязей в соцветии	17,93±0,67	17,56±0,34	11,6±0,28	0,37±0,73	0,5	6,33±0,75	8,4	5,96±0,44	13,5
9	Число цветущих соцветий, %	25,5±4,34	24,7±3,31	3,06±1,82	0,8±5,17	0,2	22,44±4,72	4,8	21,64±3,77	5,7
10	Число соцветий, приступивших к плодоношению, %	74,5±4,34	75,3±3,31	96,94±1,82	0,8±5,17	0,2	22,44±4,72	4,8	21,64±3,77	5,7

выборочной популяции для каждого биогеоценоза, а значит, дают возможность сравнения степеней вариации отдельных признаков у растений из сравниваемых биогеоценозов.

Сравнение степеней вариации растений (на сырой вес) по вегетативным признакам — по числу и по длине листьев (рис. 1) — показывает наличие сдвигов у растений из биогеоценоза № 1 в сторону меньших значений по этим показателям по сравнению с растениями из менее «активных» биогеоценозов № 2 и 3.

Таблица 6

Число соцветий, приходящихся на одно растение триостренника

Число соцветий	№ 1		№ 2		№ 3	
	Число растений	%	Число растений	%	Число растений	%
1	143	93	65	60	30	52
2	10	7	30	27	21	36
3	—	—	11	10	6	10
4	—	—	3	3	1	2
Всего . .	153	100	109	100	58	100

У генеративных органов также наблюдаются отклонения. Из табл. 5 можно видеть, что у растений из биогеоценоза № 1 наблюдается не только меньшая длина стебля-цветоноса (172,0 *мм* по сравнению с 230,5 и 222,4 *мм*) в биогеоценозах № 2 и 3, но и сами соцветия короче (91,7 *мм* по сравнению с 119,7 и 121,4 *мм*), а число завязей в соцветиях заметно уменьшено (11,6 по сравнению с 17,56 и 17,93).

Кроме того, у большего числа растений триостренника из биогеоценоза № 1 по одному стеблю-цветоносу с одним соцветием, тогда как у растений биогеоценозов № 2 и 3 большее число соцветий (табл. 6).

Вариационные кривые, характеризующие признаки генеративных органов — длину стебля-цветоноса, длину соцветия и число завязей в соцветиях (рис. 2), показывают сдвиги этих величин в сторону меньших значений для триостренника из биогеоценоза № 1 по сравнению с растениями из контрольных биогеоценозов № 2 и 3.

Существенно, что для растений из биогеоценоза № 1 зафиксированы более ранние сроки созревания соцветий, а значит, и более сжатые сроки развития. 30 июля в биогеоценозе № 1 число растений с плодоносящими или приступившими к плодоношению соцветиями составляло 96,9%, а в биогеоценозах № 2 и 3 всего лишь 75,3 и 74,5% (см. табл. 5). Что касается цветущих соцветий, то в биогеоценозе № 1 их было только 3%, в то время как в биогеоценозах № 2 и 3 — 24,7 и 25,5%, соответственно.

Из табл. 5 также видно, что по всем изученным признакам различия между растениями из биогеоценозов № 1 и 2, а также из биогеоценозов № 1 и 3 достаточно велики. Значения достоверности разницы колеблются от 5,7 до 20,1 и от 4,7 до 12,4, соответственно.

Растения же из биогеоценозов № 2 и 3 по всем признакам (за исключением длины листьев) не отличаются друг от друга — достоверность разницы колеблется от 0,25 до 3,4, различия несущественны. Различия между растениями триостренника, произрастающими в биогеоценозах № 1 и 2, достоверно проявляются и на более ранних фазах развития. В табл. 7 приведены данные по некоторым признакам, полученным при анализе растений, собранных 14 июня 1962 г.

После выявления статистически достоверных различий по многим показателям между растениями, произраставшими в биогеоценозах № 1 и 2, представлялось интересным выяснить, насколько эти различия являются стойкими. С этой целью 20—21 июня 1963 г. была проведена перекрестная пересадка триостренника с участка биогеоценоза № 2 на участок биогеоценоза № 1 и наоборот. Пересаживаемые растения отмывали от грунта и

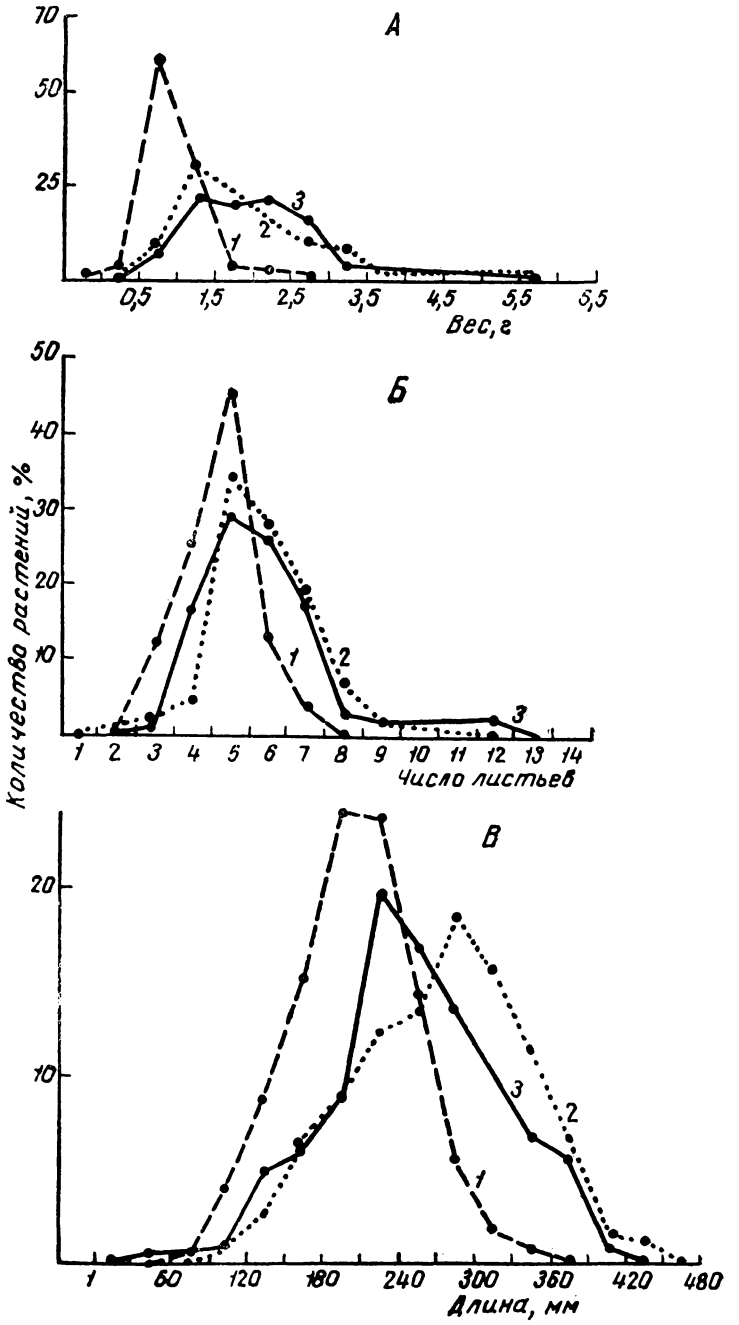


Рис. 1. Кривые распределения растений триостренника по вегетативным признакам:

А — по сырому весу; *Б* — по числу листьев; *В* — по длине листьев. Микробиогеоценоз: *1* — № 1, *2* — № 2, *3* — № 3.

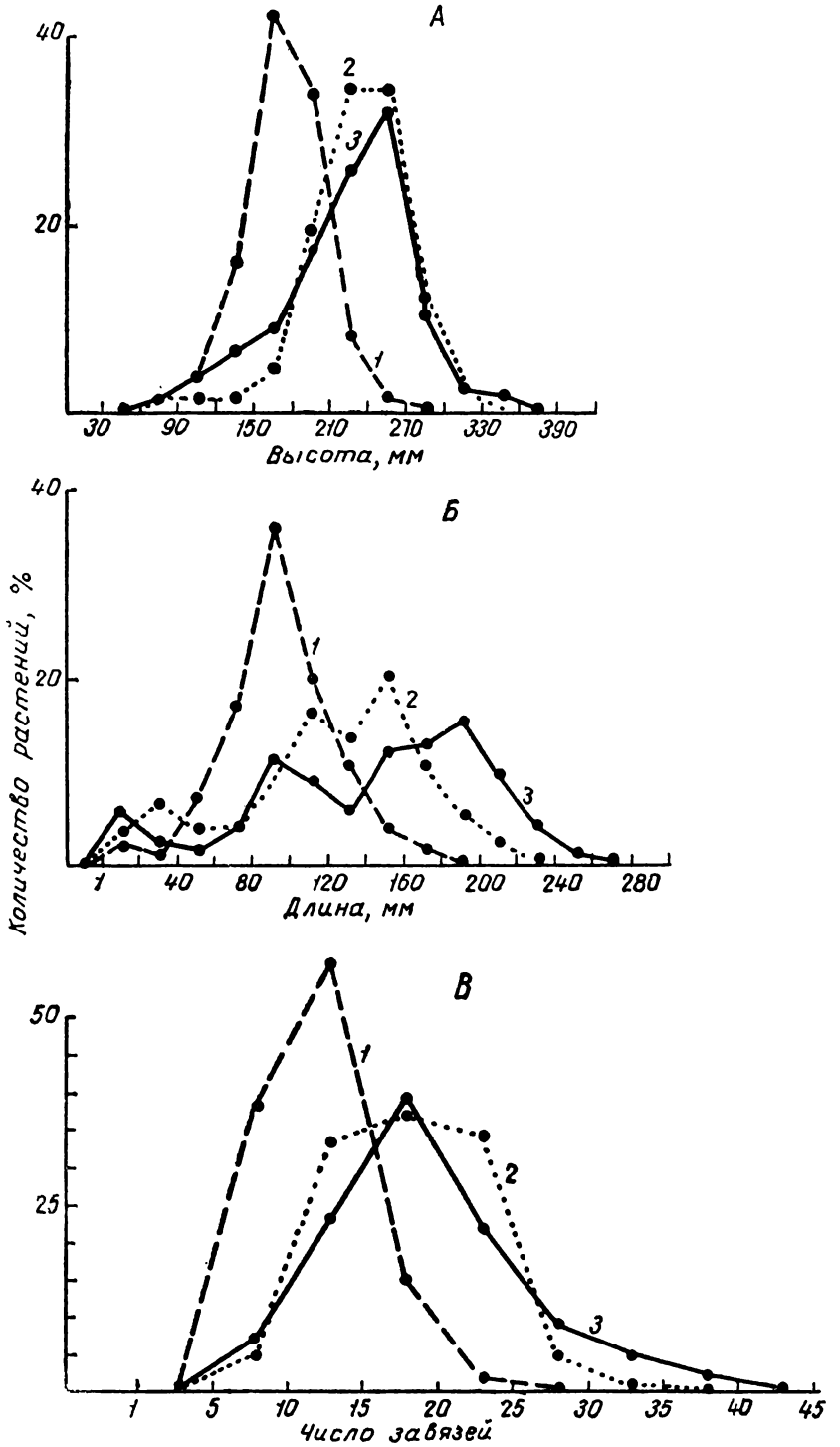


Рис. 2. Кривые распределения растения триостренника по генеративным признакам:

А — по длине стебля-цветоноса; *Б* — по длине соцветия; *В* — по числу завязей в соцветии.

Микробиогеоценоз: *1* — № 1, *2* — № 2, *3* — № 3.

Таблица 7

Данные сравнительного анализа ряда признаков растений триостренника из биогеоценозов № 1 и 2
(Сборы 14 июня 1962 г.)

Признаки	№ 2	№ 1	Разница между	Достоверность разницы,
	$\bar{x}_2 \pm S_{x_2}$	$\bar{x}_1 \pm S_{x_1}$	$\bar{x}_2 - \bar{x}_1$ ($d \pm Sd$)	t ($\bar{x}_2 - \bar{x}_1$)
Вес одного растения, *г*	0,63±0,05	0,19±0,02	0,44±0,05	8,5
Число листьев	4,0±0,13	2,6±0,10	1,4±0,17	8,3
Длина листьев, *мм*	106,2±6,5	51,8±2,3	54,4±6,9	7,9

лишь затем высаживали на опытную площадку, предварительно очищенную от триостренника, произраставшего на ней. Через месяц (23 июля)

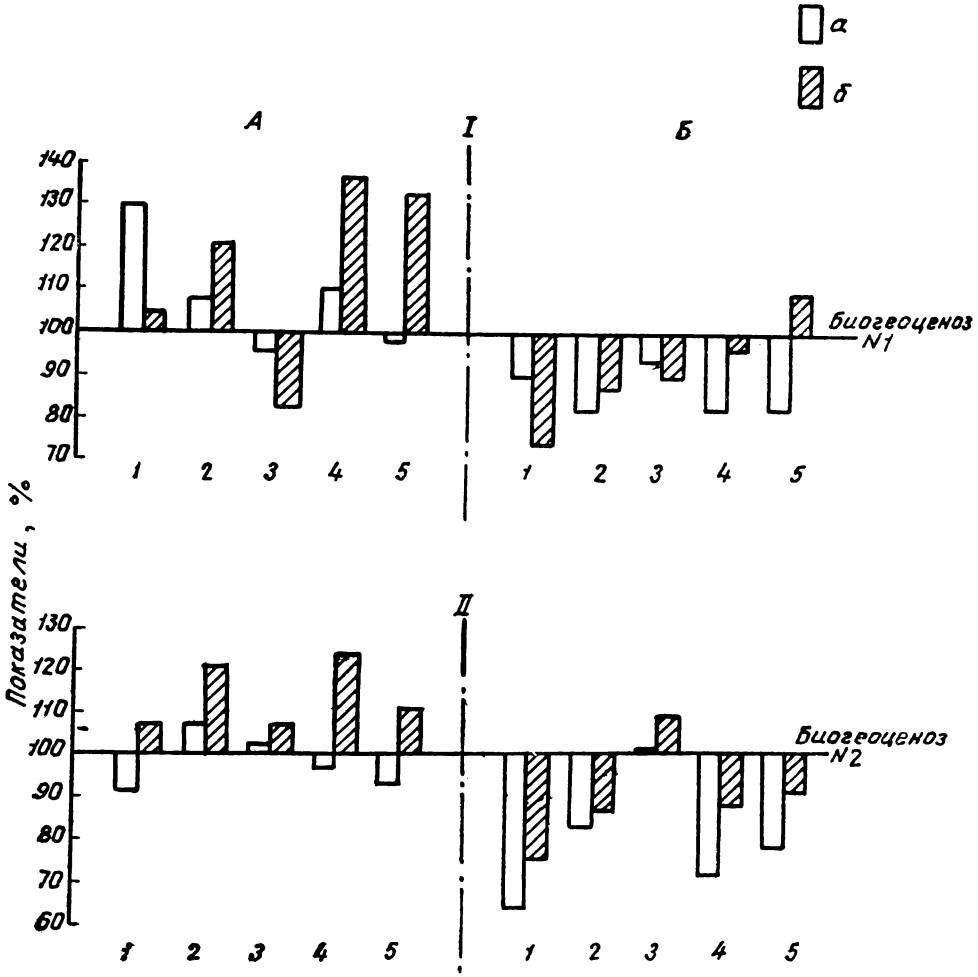


Рис. 3. Значения некоторых показателей пересаженных растений в процентах к контролю (принятому за 100): *I* — к биогеоценозу № 1 и *II* — к биогеоценозу № 2.

Вариант: *А* — для растений, пересаженных с участка биогеоценоза № 1 на участок в биогеоценозе № 2; *Б* — для растений, пересаженных с участка биогеоценоза № 2 на участок в биогеоценозе № 1.
1 — вес растения; *2* — длина листьев; *3* — число листьев; *4* — длина цветоноса; *5* — длина соцветия.
Данные измерений на 23 июля (*а*) и на 18 августа (*б*) 1963 г.

Таблица 8

Изменение ряда признаков у растений триостренника, пересаженных 20—21 июня 1963 г. из более активного биогеоценоза № 1 в менее активный № 2 (вариант *А*) и наоборот (вариант *Б*)

Признак	Вариант опыта	23 июля 1963 г.						18 августа 1963 г.					
		Контроль		Опыт				Контроль		Опыт			
		Растения из биогеоценоза № 1	Растения из биогеоценоза № 2	Растения из биогеоценоза № 1, пересаженные в биогеоценоз № 2	Растения из биогеоценоза № 2, пересаженные в биогеоценоз № 1	Процент к контролю		Растения из биогеоценоза № 1	Растения из биогеоценоза № 2	Растения из биогеоценоза № 1, пересаженные в биогеоценоз № 2	Растения из биогеоценоза № 2, пересаженные в биогеоценоз № 1	Процент к контролю	
						Биогеоценоз № 1	Биогеоценоз № 2					Биогеоценоз № 1	Биогеоценоз № 2
Число обследованных растений, *n*	*А*	60	60	70	—	—	—	60	60	55	—	—	—
	Б			—	55	—	—	—	—	—	62	—	—
Вес растения, *г*	*А*	0,75	1,07	0,98	—	130,6	91,6	1,43	1,41	1,50	—	104,9	107,1
	Б			—	0,67	89,3	62,6			—	1,05	73,4	74,5
Длина листьев, *мм*	*А*	221,2	221,7	239,0	—	108,0	107,8	244,0	245,5	296,4	—	121,5	120,7
	Б			—	180,5	81,6	81,4			—	210,9	86,4	85,9
Число листьев	*А*	4,8	4,5	4,6	—	95,8	102,0	5,7	4,4	4,7	—	82,5	106,8
	Б			—	4,5	93,7	100			—	4,8	84,2	109,0
Длина цветоноса, *мм*	*А*	182,5	210,3	202,2	—	110,8	96,1	190,7	211,0	260,7	—	136,6	123,6
	Б			—	149,6	82,1	71,1			—	183,5	96,3	87
Длина соцветия, *мм*	*А*	98,5	104,0	96,0	—	97,4	92,3	106,7	128,5	142,5	—	133,5	110,9
	Б			—	80,2	81,3	77,1			—	116,5	109,1	90,7

с опытных площадок была взята половина растений (в среднем по 60 экземпляров) для исследования. Одновременно в качестве контроля брали растения и из биогеоценозов № 1 и 2. Вторая половина опытных растений была снята 18 августа, также одновременно с двумя контролями (из 1-го и 2-го биогеоценозов).

Данные исследований опытных и контрольных растений по пяти признакам приведены в табл. 8 и для наглядности изображены на рис. 3. Для учета эффекта, наблюдаемого в результате пересадки триостренника из более активного водоема (№ 1) в менее активный (№ 2) и наоборот, полученные данные сравнивали с величинами, наблюдавшимися для растений-аборигенов из этих же водоёмов, которые были приняты в качестве контроля.

Из рис. 3 видно, что к концу опыта растения триостренника, пересаженные из биогеоценоза № 1, по всем показателям (за исключением числа листьев) выше контрольных не только из биогеоценоза № 1, но и из биогеоценоза № 2 (вариант *А* на графиках *I* и *II*). Наоборот, растения, пересаженные из водоема № 2 в водоем № 1 (см. вариант *Б* на графиках *I* и *II*), по всем показателям (опять-таки за исключением числа листьев) ниже контрольных.

Различия по изученным показателям лабильны, у пересаженных растений они в этот же год изменяются. Для того, чтобы судить о стойкости признаков популяций из разных биогеоценозов, опыты следовало бы провести и на следующих поколениях пересаженных растений. К сожалению, мы не имели этой возможности, так же как и возможности установить причину «разбега» пересаживаемых растений в обоих случаях (варианты *А* и *Б*) по отношению к растениям из биогеоценозов-реципиентов.

Выводы

1. Изучались растения триостренника болотного, произраставшие в биогеоценозах, отличавшихся друг от друга по содержанию радия и радона. По гидрохимии и по другим экологическим показателям изучаемые биогеоценозы были схожи друг с другом.

2. Растения из «активного» микробиогеоценоза № 1 статистически достоверно отличаются от растений из «менее активных» микробиогеоценозов № 2 и 3 по целому ряду вегетативных и генеративных признаков, а также по фенологии (смещение сроков цветения и плодоношения).

3. Изменения большинства изученных признаков являются нестойкими — опытами по пересадке растений из «активного» биогеоценоза № 1 в менее активный биогеоценоз № 2 и наоборот было показано, что пересаженные растения в тот же год в процессе онтогенеза изменяются и становятся похожими на растения основной популяции биогеоценоза-реципиента.

ЛИТЕРАТУРА

Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме.— Мед. радиология, I. М., Медгиз, 1960.

Вавилов П. П., Верховская И. Н., Коданева Р. П., Павлов Б. Д., Попова О. Н. Токсическое ионизирующее действие повышенного содержания в почве естественных ультрамикроэлементов радия и урана на рост и развитие некоторых культурных растений.— Тезисы докл. Всесоюз. межвузовского совещания по проблеме «Микроэлементы и естественная радиоактивность», ч. III. Петрозаводск, 1965.

Вернадский В. И. Биосфера. Л., Науч. хим.-техн. изд-во, 1926.

Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами.— Докл. АН СССР, сер. А, 1929, т. 2.

Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1940.

Верховская И. Н., Попова Э. И. Власова Т. А., Есова Г И. Распреде-

ление естественно-радиоактивных элементов по основным компонентам природных водных микробиогеоценозов. — Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М., «Наука», в печати.
Востокова Е. А. Влияние повышенной естественной радиоактивности на растения.— Бот. ж., 1961, т. 46, № 5.
Гилева Э. А. Динамика накопления химических элементов водорослью *Cladophora fracta* и зависимость накопления от концентрации элементов в растворе.— Физиология растений, 1964, № 4.
Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями.— Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Груздев Б. И. Накопление растениями урана, радия и тория и распределение этих элементов в системе почва — растение в некоторых фитоценозах.—Тезисы докл. Всесоюз. межвузовского совещания по проблеме «Микроэлементы и естественная радиоактивность», ч. III. Петрозаводск, 1965а.
Груздев Б. И. Накопление естественных радиоактивных элементов некоторыми дикорастущими растениями.— Мат-лы Коми респ. молодежной конференции. Сыктывкар, Коми кн. изд-во, 1965б.
Иванов В. И., Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении цезия пресноводными растениями.— Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45
Передельский А. А. Экологические исследования действия ионизирующих излучений.— Радиобиология, сер. Биол. науки. М., Изд-во АН СССР, 1957.
Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42, № 2.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов, I. Некоторые общие соображения. Сборник работ лаборатории биофизики, II. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1960, вып. 12.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. (Докл. на соискание ученой степени докт. биол. наук.). Свердловск, 1962 (Ин-т биологии УФАН СССР).
Тимофеева-Ресовская Е. А. О скорости подводного обрастания (образование перифитона) в присутствии слабых концентраций излучателей.—Бюлл. Урал. отд. МОИП, 1958, вып. 1.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биол. Урал. фил. АН СССР, 1963, вып. 30.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В., Гилева Э. А. О специфических накопителях отдельных радиоизотопов среди пресноводных организмов.— Докл. АН СССР, 1961, т. 140, № 6.
Фостер Р. Ф., Дейвис Дж. Дж. Накопление радиоактивных веществ водными организмами. — Мат-лы Международной конференции в Женеве, август 1955. М., Изд-во иностр. лит., 1958, т. 13.
Polikarpov G. G. Regularities of uptake and accumulation of radionuclides in aquatic organisms.— Radioecological concentration Processes. Pergamon Press. Oxford, London, Paris, 1967.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

ВЛИЯНИЕ ГАММА-ЛУЧЕЙ Co^{60} НА ЭМБРИОНАЛЬНОЕ РАЗВИТИЕ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ (НА ПРИМЕРЕ ЩУКИ *ESOX LUCIUS* L. И ЛИНЯ *TINCA TINCA* L.)

Н. В. КУЛИКОВ, Л. К. АЛЬШИЦ, Н. А. ТИМОФЕЕВА

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск

Изучению действия ионизирующей радиации на водные организмы, в особенности на рыб, в последние годы уделяется все большее внимание в связи с возможностью радиоактивного загрязнения водоемов и нанесения тем самым ущерба их биопродуктивности (Welander, 1954; Головинская, Ромашов, 1958; Беляева, Покровская, 1959; Поликарпов, 1964; Куликов и др., 1968). Кроме того, для радиобиологических исследований рыбы — очень удобный объект. Высокая плодовитость и наружное оплодотворение позволяют проводить с ними широкие эксперименты, особенно на ранних стадиях развития. Икра рыб доступна также для цитологического анализа, дающего ценную информацию о радиочувствительности клеточных ядер и хромосом, что в свою очередь важно для изучения первичных процессов, лежащих в основе лучевого поражения.

Настоящая работа посвящена изучению радиочувствительности развивающихся эмбрионов щуки и линя.

Икру получали от половозрелых самок во время нереста на оз. М. Миассово (Южный Урал). Оплодотворение производили сухим способом, смешивая икру от одной самки с семенной жидкостью от двух или трех самцов. Сразу после оплодотворения (до начала дробления) икру щуки облучали гамма-лучами Co^{60} в дозах 25, 50, 100, 200, 400 и 800 *р* при мощности дозы 36 *р/мин*. В опытах с линем дозы облучения при той же мощности составляли 25, 50, 100 и 250 *р*. Облученную икру и необлученный контроль помещали в чашки Коха с чистой озерной водой в трех повторностях и инкубировали до стадии вылупления предличинок. Для икры щуки в одном опыте температура воды была близка к природным условиям (10°); другой опыт был проведен при 20° В опытах с икрой линя температура воды была 20—23° Во всех вариантах опытов учитывали общее число выклюнувшихся предличинок, число предличинок с морфологическими аномалиями (искривление позвоночника, недоразвитость хвостового плавника), в опытах с икрой щуки учитывали также число клеток с хромосомными аберрациями. Для цитологического анализа икру фиксировали на стадии поздней бластулы смесью Карнуа: 3 части спирта, 1 часть уксусной кислоты и 1 часть хлороформа. Через 15 *мин* после выдерживания в фиксирующем растворе оболочки икринок прокалывали, а затем меняли фиксатор. Через 3 *ч* после начала фиксации икру помещали в семидесятиградусный этиловый спирт для хранения. Количественный учет хромосомных аберраций производили на давленых препаратах, окрашенных уксуснокислым ацетолакмоидом и ацетоорсеином. Перед окраской отпрепарированные зародышевые диски помещали для мацерации на 10 *мин* в 30%-ную молоч-

ную кислоту. Из окрашенных зародышей готовили временные давленные препараты. На каждом препарате просчитывали по 50 анафаз, из которых определялся процент поврежденных клеток. Клетка считалась поврежденной, если она содержала хотя бы один мост или фрагмент.

Таблица 1

Влияние облучения на ранние стадии эмбриогенеза щуки при температуре воды 10°

Доза, *р*	Количество облученной икры, шт.	Общее количество вылупившихся предличинок		Количество предличинок			
				внешне нормальных		уродливых	
		шт.	%	шт.	%	шт.	%
Контроль	488	343	70,5±2,0	311	90,7±1,6	32	9,3±1,6
25	322	251	78,7±1,9	235	93,6±1,5	16	6,3±1,5
50	452	347	77,0±2,3	318	91,7±1,5	29	8,3±1,9
100	274	182	66,5±2,8	170	93,4±1,9	12	6,6±1,8
200	302	145	47,5±2,8	128	88,3±2,8	17	11,7±2,7
400	218	73	33,6±3,2	43	59,0±1,7	30	41,0±5,8
800	229	Икра погибла на стадии ранней гаструлы					

Как видно из табл. 1, в процессе инкубации икры щуки при 10° выход предличинок заметно снижается по сравнению с контролем лишь при дозах облучения свыше 100 *р*. Примерно в этом же диапазоне доз наблюдается повышение числа уродливых форм. Доза 800 *р* оказалась абсолютно летальной, эмбрионы при этой дозе облучения погибли на стадии ранней гаструлы. В опыте при температуре воды 20° (табл. 2) снижение общего выхода предличинок наблюдается при дозе 200 *р*, повышение выхода уродливых форм происходит начиная с дозы 50—100 *р*. В этих условиях, в отличие от опыта с низкой температурой, абсолютно летальной оказалась доза 400 *р*. Зависимость радиочувствительности икры щуки от температуры инкубации хорошо видна на рис. 1, из которого следует, что при 10° число уродливых форм возрастает при относительно высоких дозах облучения, тогда как при 20° оно увеличивается начиная с 50 *р*.

Таблица 2

Влияние облучения на ранние стадии эмбриогенеза щуки при температуре воды 20°

Доза, *р*	Количество облученной икры, шт.	Общее количество вылупившихся предличинок		Количество предличинок			
				внешне нормальных		уродливых	
		шт.	%	шт.	%	шт.	%
Контроль	207	146	70,7±3,1	131	89,7±2,5	15	10,3±2,5
25	394	325	83,0±2,4	285	87,7±1,8	40	12,3±1,8
50	278	206	74,0±2,6	173	84,0±2,5	33	16,0±2,7
100	316	239	75,0±2,3	172	72,8±2,8	67	28,0±2,8
200	246	122	49,5±3,3	53	43,5±1,4	69	57,0±4,5
400	305	Икра погибла перед вылуплением					
800	290	Икра погибла на стадии поздней бластулы					

Поскольку при 20° эмбриональное развитие щуки проходило вдвое быстрее, чем при 10°, можно полагать, что наблюдаемое снижение радиочувствительности эмбрионов при меньшей температуре связано с восстановительными процессами, эффективность которых при более растянутом во времени развитии эмбрионов несколько возрастает. Кроме того, этот феномен может быть связан с индивидуальными особенностями нерестующих

пар, так как опыты при 10 и 20° в данном случае были проведены с икрой, полученной от разных самок. На рис. 2 показано, что с повышением дозы облучения увеличивается выход клеток с хромосомными аберрациями. Следует отметить, что по числу поврежденных митозов различия между

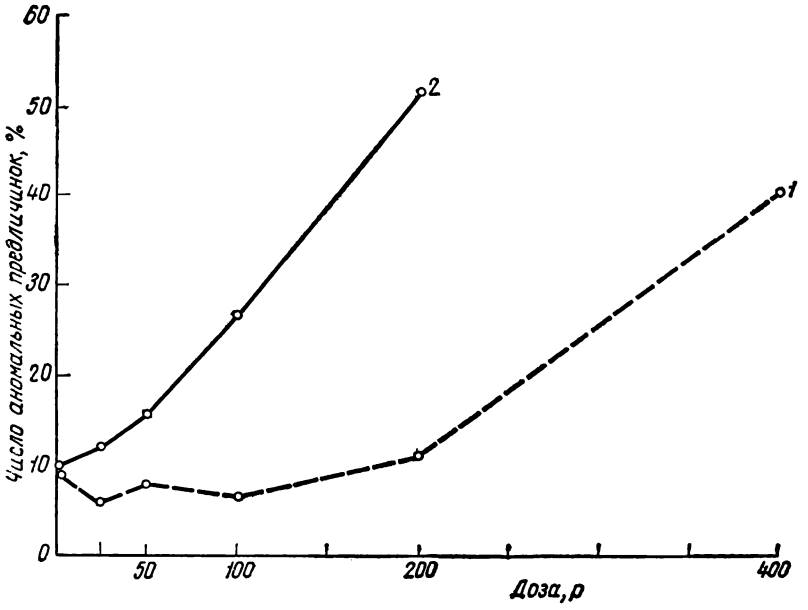


Рис. 1. Выход аномальных предличинок щуки в зависимости от дозы облучения при развитии икры при температуре 10° (*1*) и 20° (*2*).

контролем и опытом заметны уже при дозе 25—50 *р*. По числу вылупившихся уродливых предличинок эти различия отмечались в зависимости от условий опыта соответственно при дозах 50 и 200 *р* (см. рис. 1), а по общему числу вылупившихся предличинок радиобиологические реакции наблюдались лишь начиная с дозы 200 *р* и выше. Следовательно, хромосомные аберрации можно считать наиболее чувствительным радиобиологическим критерием.

Таблица 3

Влияние облучения на развивающуюся икру линя

Доза, *р*	Колич. облученной икры, шт.	Общее колич. вылупившихся предличинок		Колич. предличинок			
				внешне нормальных		уродливых	
		шт.	%	шт.	%	шт.	%
Контроль	406	328	80,7	325	98,2	6	1,8
25	543	393	72,4	364	92,6	29	7,4
50	673	542	80,5	530	97,6	12	2,4
100	600	462	77,0	443	95,6	19	4,4
250	506	408	80,6	279	68,5	129	31,5

В табл. 3 приведены данные выхода предличинок из облученной икры линя. Легко заметить, что процент выклева предличинок при всех дозах облучения не отличается от контроля, тогда как число уродов увеличивается начиная с дозы 25 *р*. Можно предположить, что внешне нормальные предличинки, вылупившиеся из облученной относительно малыми дозами икры, несут в себе скрытые лучевые повреждения, которые скажутся на выживаемости этих предличинок после дополнительного их облучения массированной дозой. Для проверки этого предположения был проведен

специальный опыт. Из общей массы предличинок (двухдневного возраста), выклюнувшихся из необлученной икры и облученной дозами 25, 50, 100 и 250 *р*, отобрали по 200 шт. внешне нормальных и разделили их на две группы по 100 шт. в каждой. Одну группу предличинок подвергли облучению дозой 4000 *р*, другую оставили своего рода контролем (повторно не

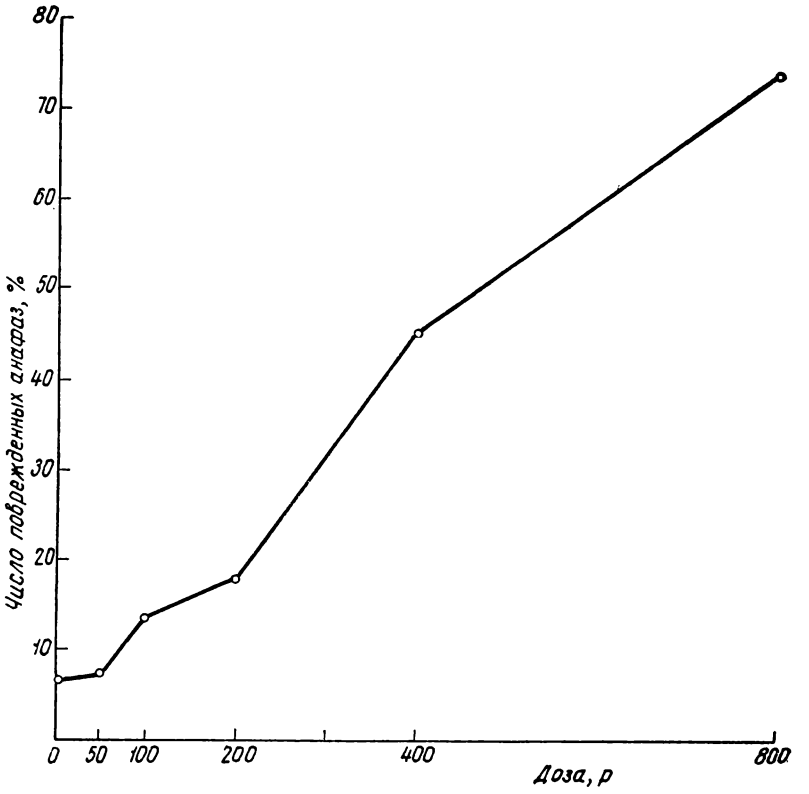


Рис. 2. Число поврежденных анафаз в зависимости от дозы облучения.

облучали). В течение последующих 10 дней учитывали выживаемость предличинок. На рис. 3 приведены полученные данные. Как видно, без дополнительного облучения выживаемость снижается лишь у предличинок, которые вылупились из икры, облученной дозой 250 *р*. При дополнительном облучении дозой 4000 *р* все предличинки, вылупившиеся из предварительно не облучавшейся икры, к 10-му дню после лучевого воздействия погибли. Примерно такой же эффект наблюдался в варианте с предварительным облучением икры дозой 250 *р*. При дозах 25, 50 и 100 *р* выживаемость предличинок после дополнительного облучения составила довольно значительную величину с максимумом 78% при облучении дозой 25 *р*. Следовательно, в данном случае предварительное облучение икры небольшими дозами вызывает заметное радиозащитное действие. Подобные наблюдения описаны в литературе и на ряде других объектов (Лучник, Куликова, 1956; Померанцева, Рамайя, 1962; Арбузов, Ломонос, 1962; Бак, Александер, 1963; Роничевская, Черниченко, 1967), однако механизм этого явления все еще не ясен. Облучение икры линя дозами от 25 до 100 *р* не только не снижает, а даже несколько увеличивает по сравнению с контролем выживаемость вылупившихся из этой икры предличинок без дополнительного облучения (см. рис. 3). Примерно в этом же диапазоне доз наблюдается повыше-

ние радиорезистентности предличинок к дополнительному лучевому воздействию. В связи с этим можно предположить, что радиобиологические эффекты радиостимуляции и повышения радиорезистентности под влиянием предварительного облучения малыми дозами регулируются единым механизмом.

За оказанную помощь в работе авторы выражают сердечную благодарность Л. Н. Ожегову и З. Н. Байбулатову.

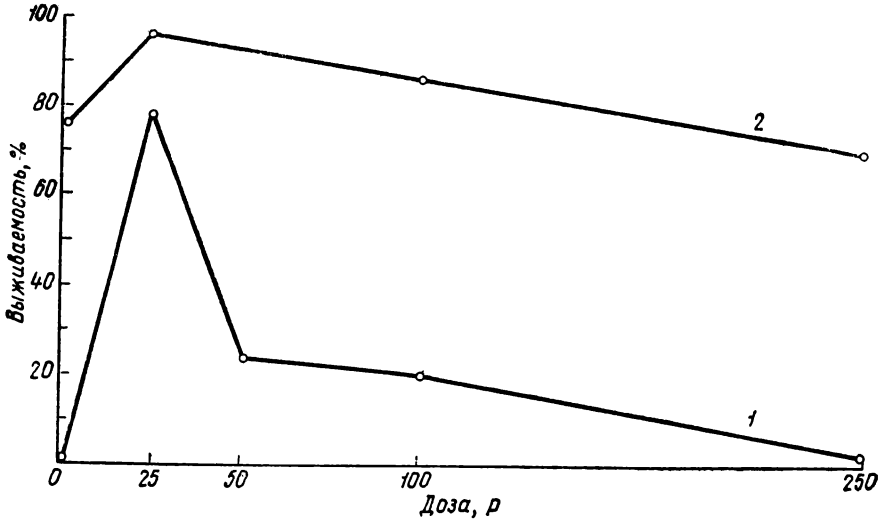


Рис. 3. Радиочувствительность предличинок линя, вылупившихся из облученной икры.

1 — выживаемость после дополнительного лучевого воздействия дозой 4000 *р*, *2* — выживаемость без дополнительного лучевого воздействия.

Выводы

1. При однократном внешнем облучении икры щуки сразу после оплодотворения число делящихся клеток с хромосомными аберрациями повышается при дозах 25—50 *р*, число уродливых форм увеличивается при 50—200 *р*, а общий выклев предличинок снижается только при 200 *р* и выше. Икра, развивающаяся при 10°, оказалась менее чувствительной к облучению, чем икра, развитие которой шло при 20°.

2. Общий выход предличинок линя из икры, облученной до начала дробления дозами 25, 50, 100 и 250 *р*, не отличается от контроля, хотя выход уродливых форм увеличивается уже при дозе 25 *р*. Предварительное облучение икры в диапазоне от 25 до 100 *р* повысило резистентность вылупившихся из этой икры предличинок к дополнительному лучевому воздействию дозой 4000 *р*.

ЛИТЕРАТУРА

Арбузов С. Я., Ломонос П. И. О приобретенной радиорезистентности.— Радиобиология, 1962, т. 2, вып. 4.

Бак З., Александер П. Основы радиобиологии. М., Изд-во иностр. лит., 1963.

Беляева В. Н., Покровская Г. Л. Изменение радиочувствительности икры вьюна в ходе первых эмбриональных митозов.— Докл. АН СССР, 1959, т. 125, № 3.

Головинская К. А., Ромашов Д. Д. Действие ионизирующей радиации на развитие и размножение рыб.— Вопр. ихтиол., 1958, вып. 11.

Куликов Н. В., Тимофеева Н. А., Шишенкова Л. К. О радиочувствительности развивающихся эмбрионов линя (*Tinca tinca* L.)— Радиобиология, 1968, т. 8, вып. 3.

Лучник Н. В., Куликова В. Г. Влияние предварительного облучения мышей на их последующую радиорезистентность. — Докл. АН СССР, 1956, т. 110, № 6.
Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964.
Померанцева М. Д., Рамайя Л. К. Предварительное облучение как фактор, изменяющий эффективность лучевого воздействия на организм.— Действие ионизирующих излучений на организм. М., Изд-во АН СССР, 1962.
Роничевская Г. М., Черниченко Л. Н. О возможности снижения цитогенетического эффекта радиации предварительным облучением малыми дозами.— Информ. бюлл. «Радиобиология», 1967, вып. 10.
Welander A. D. Some effects of *x*-irradiation of different embrionic stages of the trout (Salmo gairdnerii).— Growth, 1954, v. 18, N 4.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

РАСЧЕТ МИНИМАЛЬНО НЕОБХОДИМОГО ОБЪЕМА АКВАРИУМА ДЛЯ СНЯТИЯ ДИНАМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ МОРСКИМИ ОРГАНИЗМАМИ

А. А. БАЧУРИН, Г Г ПОЛИКАРПОВ

Отдел радиобиологии Института биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

В радиоэкологии часто возникает необходимость получить аналитическое выражение процесса извлечения радионуклидов водными организмами на основании экспериментальных данных (Поликарпов, 1964; Бачурин, статья в настоящем сб.). Для того чтобы оно с определенной точностью описывало этот процесс, важно рассчитывать минимально необходимый объем аквариума.

Рассмотрим случай, когда концентрация радиоизотопа в воде должна быть постоянной ($x=d$) и когда период полураспада гораздо больше времени опыта. Внесенные в аквариум организмы, масса которых равна M, будут накапливать радиоизотоп. Обозначим количество радиоизотопа, извлеченное из воды организмами, взятыми из аквариума для просчета активности, через Δm. Так как скорость накопления радиоизотопа в различное время снятия динамической характеристики различна, то определенная масса организмов извлекает в единицу времени разное количество радиоизотопа. Объем воды в аквариуме при заданной массе помещенных в него организмов должен быть таким, чтобы извлеченное организмами за время эксперимента количество радиоизотопа было достаточно мало по сравнению с внесенным количеством радиоизотопа m_a, находившегося в воде аквариума до начала эксперимента. Следовательно, при помощи функции накопления $y(t)_0$ нужно найти количество радиоизотопа, накопившегося переменной (уменьшающейся при отборе проб) массой организмов в аквариуме. Следует учесть еще такой факт: выводимый из организма радиоизотоп может быть в другом физико-химическом состоянии, чем вновь поступающий в него. Будем считать, что концентрация радиоизотопа в воде практически постоянна, в то время как выведенный из организма радиоизотоп с точки зрения поступления его вновь в организм может вести себя не одинаково с тем, который поступает в него в первый раз. Это же положение распространяется также и на изотопный и неизотопный носители. Поэтому нужно учесть следующее: чтобы количество накопившегося, а также выведенного радиоизотопа переменной массой организма в аквариуме за время эксперимента составляло малый, заранее заданный процент по отношению ко всему количеству радиоизотопа в аквариуме.

Согласно уравнению изотопного обмена (Бачурин, статья в настоящем сб.)

$$y(t)_0 + y(t)_в = y(t)_n, \qquad (1)$$

где $y(t)_в$ — функция выведения, можно считать, что задача сводится к определению количества радиоизотопа, поступившего в переменную массу организмов за время эксперимента $t_э$ с помощью функции поступления $y(t)_n$.

Пусть масса организмов, внесенных в аквариум в начальный момент времени $t=0$, равна M, масса организмов, отбираемых из аквариума за один раз для определения активности, равна Δm, количество экспериментальных точек N, промежутки времени между соседними отборами организмов Δt. Тогда на каждом промежутке Δt радиоизотоп будет поступать в организмы следующих масс:

$$M=N\Delta M;\ M-\Delta M=(N-1)\Delta M;\ M-2\Delta M=(N-2)\Delta M;$$
$$M-(N-2)\Delta M=2\Delta M;\ M-(N-1)\Delta M=\Delta M.$$

На основании выражения для функции поступления $y(t)_п$ количество радиоизотопа $m(t_э)_п$, поступившего в переменную массу организмов за время эксперимента $t_э$, равно

$$m(t_э)_n=d\Delta t\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right)[N\Delta M+(N-1)\Delta M+ \quad +2\Delta M+\Delta M]=$$
$$=d\Delta t\Delta M[N+(N-1)+(N-2)+ \quad +2+1]\cdot\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right), \qquad (2)$$

где $\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}=U_n$—относительная скорость поступления радиоизотопа (элемента). Ее можно определить как тангенс угла наклона касательной к снимаемой кривой накопления $y(t)_0$ в точке, соответствующей моменту времени $t=0$, деленный на d. Для этого достаточно снять несколько начальных точек кривой $y(t)_0$.

В квадратных скобках полученного выражения имеем сумму членов арифметической прогрессии, равную $\frac{N+1}{2}N$. Учитывая, что $\Delta t=\frac{t_э}{N}$; $\Delta M=\frac{M}{N}$, выражение (2) можно переписать так:

$$m(t_э)_n=Mdt_э\frac{N+1}{2N}\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right), \qquad (3)$$

где d — концентрация радиоизотопа в воде аквариума.

Количество радиоизотопа m_a в аквариуме до внесения организмов равно $m_a=dM_в$, где $M_в$ — масса воды в аквариуме. Тогда отношение количества радиоизотопа, поступившего за время $t_э$ в организмы ко всему количеству радиоизотопа, определится выражением

$$\xi=\frac{m(t_э)_n}{m_a}=\frac{M\cdot(N+1)}{M_в\cdot 2N}t_э\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right) \qquad (4)$$

Задавая определенное процентное значение ξ, можно определить минимально необходимую массу воды в аквариуме, а следовательно, и минимально необходимый рабочий объем аквариума

$$M_в=\frac{M\cdot(N+1)}{2\xi N}t_э\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right) \qquad (5)$$

Очевидно, чем больше U_n и $t_э$, тем больше $M_в$. Рассчитав таким способом минимально необходимый рабочий объем аквариума, можно учитывать как извлечение из него радиоизотопа, так и влияние возможных различий в физико-химическом состоянии радиоизотопа в воде перед поступлением его в организм и после выведения.

Важно также оценить количество радиоизотопа, участвовавшего в сорбции и десорбции на стенках аквариума. Это можно сделать, поставив параллельно эксперимент для определения в течение времени $t_э$ активности радиоизотопа в воде без внесения в аквариум организмов и с учетом поправки на распад.

Для примера определим минимально необходимый рабочий объём аквариума для снятия динамической характеристики накопления кальция-45 морской водорослью цистозирой, взяв значения B_1, B_2, T_1, T_2 и $t_э$. Пусть $\xi=0{,}1$; $\Delta M=5$ *г*, $N=10$ и $t_э=300$ *мин*. Тогда вычисление по формуле (5) даёт $M_в$ равным 12,5 *л*. Таким образом, представляется возможным с уверенностью планировать необходимый и достаточный объём аквариумов для проведения количественных радиоэкологических исследований.

ЛИТЕРАТУРА

Бачурин А. А. Математическое описание динамики накопления радионуклидов морскими организмами. (Статья в настоящем сб.).

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

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ ОПИСАНИЕ ДИНАМИКИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ МОРСКИМИ ОРГАНИЗМАМИ

А. А. БАЧУРИН

Отдел радиобиологии Института биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Морская радиоэкология, накопившая сейчас значительный экспериментальный и фактический материал по аккумулирующей способности гидробионтов в отношении многих радионуклидов, не располагает еще необходимой математической базой, которая позволяла бы описывать и, следовательно, прогнозировать радиоэкологические процессы накопления.

В настоящей работе делается попытка найти математическое описание динамики накопления радиоизотопов морскими организмами в условиях, когда меняется их концентрация в воде при постоянстве прочих факторов внешней среды (солености, концентрации соответствующего химического элемента, концентраций неизотопных носителей и т. п.).

Задача решается путем обобщения экспериментального материала различных авторов по накоплению морскими гидробионтами радиоизотопов стронция, кальция и цезия.

Динамика накопления радионуклидов морскими гидробионтами

Рассмотрим динамику накопления радионуклидов организмами, у которых весь поступающий в них радионуклид принимает участие в обмене или поступление в необменные фонды организмов за время наблюдения так мало, что им можно пренебречь. При этом предполагается, что радионуклид имеет достаточно большой период полураспада, находится в морской воде в одном и том же физико-химическом состоянии с элементом, практически не изменяет концентрацию последнего и действие радиоизлучений изотопа так мало, что почти не меняет его динамических характеристик накопления.

Пусть концентрация радиоизотопа в морской воде изменяется во времени при постоянстве прочих факторов (концентрации соответствующего химического элемента в воде, концентраций неизотопных носителей, солености и т. п.). Условия исследования близки к природным, так как морская вода обладает в каждой данной акватории большим постоянством солевого состава и концентраций ряда химических элементов (Зенкевич, 1951). Попадающие в Мировой океан с атмосферными выпадениями радиоизотопы практически не изменяют в нем концентраций соответствующих элементов (Поликарпов, 1964), химические элементы — стронций и цезий и их искусственнорадиоактивные изотопы находятся в морской воде в основном в ионной форме (Greendale, Ballou, 1954; Goldberg, 1954; Freiling, Ballou, 1962; Патин, 1966).

«Входом» в организм, как в кибернетическую систему, в данном случае является концентрация радиоизотопа x в морской воде, а «выходом» — концентрация его в организме y_0. Символ «0» означает, что речь идет об обменном фонде радиоизотопа в организме. Исследуем системы, для которых изменением внутренних связей за время наблюдения можно пренебречь.

Как известно, наиболее общей формой динамической характеристики служит передаточная функция

$$W(P)=\frac{y(P)_0}{x(P)}, \tag{1}$$

дающая математическое соотношение между $x(P)$ и $y(P)_0$, выражающими, соответственно, вход и выход системы.

Для определения передаточной функции исследуем реакцию организма на ступенчатое возмущение концентрации радиоизотопа в среде. Для этого организм из чистой морской воды помещают в аквариум с постоянной концентрацией радиоизотопа $x=d$ в такой же морской воде, а затем через определенные промежутки времени отбирают необходимое количество организмов для измерения их активности.

В результате получаем кривую $y(t)_0$, которая называется кривой разгона или переходной характеристикой

$$K(t)_0=\frac{y(t)_0}{x}, \tag{2}$$

где $x=\text{const}$ является кривой разгона для единичного ступенчатого возмущения (коэффициент накопления).

На основании многочисленного радиоэкологического экспериментального материала можно сделать вывод, что кривые разгона $y(t)_0$ или $K(t)_0$ — апериодические и при $t\to\infty$ они стремятся к постоянным значениям (y_c или K_c).

Исследуем вначале статические характеристики систем, которые выражают собой зависимость между входной x и выходной y_c величинами в установившихся режимах при различных постоянных значениях x.

Отношение

$$\frac{y_c}{x}=K_c$$

представляет собой статический коэффициент накопления.

В области микроконцентраций (вплоть до 10^{-6} — 10^{-4} *м/л*) величины K_c не зависят от изменений концентраций радиоизотопов при прочих равных условиях. Это утверждение не только достаточно обосновано экспериментально, но и логически следует из закона В. Г. Хлопина (Старик, 1960; Поликарпов, 1967).

Следовательно, при выбранных условиях изменения входа исследуемые системы близки к линейным и для их изучения можно использовать соответствующие методы определения динамических характеристик.

В настоящей работе передаточная функция накопления определялась по кривой разгона $K(t)_0$ логарифмическим методом, описанным М. П. Симою (1958) и В. М. Ордынцевым (1965).

Для передаточной функции получено выражение

$$W(P)=P\left(\frac{K_c}{P}-\sum_{i=1}^{r}B_i\frac{1}{P-P_i}\right), \tag{3}$$

где P_i — корни характеристического уравнения соответствующего линейного неоднородного дифференциального уравнения;

r — число простых действительных корней;

B_i — постоянные коэффициенты.

Для примера нами определены передаточные функции накопления кальция-45, стронция-89 и цезия-137 морскими водорослями (цистозирой Cystoseira barbata и ульвой Ulva rigida) по экспериментальным данным Г. В. Баринова (1965 а, б). Во всех примерах $r=2$. В таблице приводятся значения параметров B_1, B_2, $T_1=-\frac{1}{P_1}$ и $T_2=-\frac{1}{P_2}$ для исследованных систем. Передаточная функция накопления для этих примеров имеет вид

$$W(P)=\frac{(B_2P_1+B_1P_2-K_cP_1-K_cP_2)\,P+K_cP_1P_2}{P^2+(-P_1-P_2)\,P+P_1P_2} \qquad (4)$$

Параметры динамики накопления радиоизотопов, рассчитанные по экспериментальным данным Г. В. Баринова (1965а, б)

Водоросль	Радиоизотоп	K_c	B_1	B_2	T_1	T_2	t_c	$\tau_{1/2}$
Цистозира	Кальций-45	4,5	1,7	2,8	126 *мин*	26,0 *мин*	255 *мин*	25 *мин*
»	Стронций-89	42,7	11,0	31,7	953 *мин*	110 *мин*	1560 *мин*	110 *мин*
Ульва	Цезий-137	18,0	16,0	2,0	197 *ч*	20,1 *ч*	564 *ч*	112 *ч*
»	Кальций-45	1,40	0,82	0,58	57 *сек*	7,6 *сек*	140 *сек*	15,5 *сек*

Проделав обратное преобразование Лапласа, найдём дифференциальное уравнение переходного процесса накопления для общего случая, т. е. когда

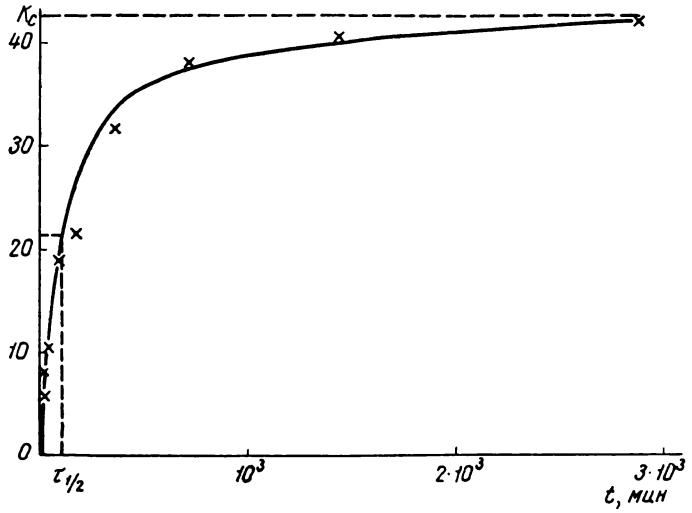


Рис. 1. Расчетная переходная характеристика $K(t)_0$ накопления стронция-89 цистозирой; $\tau_{1/2}$ — время полунакопления (крестиками нанесены экспериментальные точки).

концентрация (активность) радиоизотопа в среде переменная при сохранении остальных выше перечисленных условий. В преобразованиях Лапласа это выразится так:

$$Py_0=\frac{dy_0}{dt}\,; \quad Px=\frac{dx}{dt}\,.$$

Для рассматриваемых в примерах систем получаем обыкновенное линейное дифференциальное уравнение переходного процесса накопления второго порядка с постоянными коэффициентами:

$$T_1T_2\frac{d^2y_0}{dt^2}+(T_1+T_2)\frac{dy_0}{dt}+y_0=(B_1T_2+B_2T_1)\frac{dx}{dt}+K_cx. \qquad (5)$$

Решив это уравнение для ступенчатого возмущения концентрации радиоизотопа в среде x, получим

$$K(t_0)=K_c-B_1e^{-\frac{t}{T_1}}-B_2e^{-\frac{t}{T_2}} \qquad (6)$$

где T_1 и T_2 — инерционные запаздывания экспонент, *мин*; $B_1+B_2=K_c$. Например, в случае накопления стронция-89 цистозирой (рис. 1) имеем

$$K(t)_0=42{,}7-11{,}0e^{-\frac{t}{953}}-31{,}7e^{-\frac{t}{110}}$$

В таблице приводятся также значения t_c — время установления равновесия и $\tau_{1/2}$ — время полунакопления, вычисленные для рассматриваемых случаев накопления радиоизотопов. Вопрос о порядке дифференциального уравнения (5) для различных гидробиологических систем подлежит специальному исследованию. В дальнейшем рассмотрении мы ограничимся уравнением второго порядка. Для короткоживущих радиоизотопов ядерным распадом за время эксперимента пренебречь нельзя. Поэтому при получении динамических характеристик накопления радиоизотопа необходимо учитывать закон радиоактивного распада.

Динамика обмена радиоизотопов между морскими организмами и средой

Обозначим функции через $y(t)_п$, $y(t)_0$ и $y(t)_в$, соответственно, показывающие количества поступившего, находящегося в обмене и выведенного радиоизотопа, отнесенные к единице массы организма (рис. 2). Уравнение

$$y(t)_n=y(t)_0+y(t)_в-y(0)_0 \qquad (7)$$

отражает динамику обмена радиоизотопа между организмом и средой в интегральной форме. $y(0)_0$ — концентрация радиоизотопа в организме в момент $t=0$.

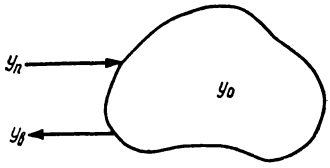


Рис. 2. Схема обмена радиоизотопа между организмом и средой.
Функция: $y_п$ — поступления, y_0 — накопления, $y_в$ — выведения.

Рассмотрим случай, когда концентрация радиоизотопа в среде претерпевает ступенчатое возмущение. Тогда $y(0)_0=0$ и уравнение (7) можно записать так:

$$y(t)_n=y(t)_0+y(t)_в.$$

Поделив левую и правую части этого уравнения на концентрацию радиоизотопа в среде $x=\text{const}$, получим $K(t)_n=K(t)_0+K(t)_в$. $K(t)_n$, $K(t)_0$ и $K(t)_в$ — назовём относительными функциями, соответственно, поступления, накопления и выведения. Функция $K(t)_0$ выше называлась коэффициентом накопления. Она характеризует выражение (6).

В связи с тем, что элемент находится в состоянии равновесия между организмом и средой, радиоизотоп, находящийся в воде в одинаковом физико-химическом состоянии с ним, имеет постоянную скорость поступления в организм. В момент, когда $t=0$, весь поступающий в организм радио-

изотоп попадает в обменные фонды и скорость его поступления равна скорости накопления:

$$\frac{dK_n}{dt}=\frac{dK(0)_0}{dt}=\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}. \quad (8)$$

Тогда выражение для функции поступления можно записать так:

$$K(t)_n=\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right)t. \quad (9)$$

Функция выведения определится на основании формул (6) и (9)

$$K(t)_в=\left(\frac{B_1}{T_1}+\frac{B_2}{T_2}\right)t-K_c+B_1e^{-\frac{t}{T_1}}+B_2e^{-\frac{t}{T_2}}$$

В случае, когда концентрация радиоизотопа в воде меняется произвольно, для определения функций, входящих в уравнение обмена (7), необходимо использовать уравнение (5). Нами рассмотрен случай обмена, когда концентрация радиоизотопа в среде претерпевает ступенчатое возмущение с последующей дезактивацией организма. Совпадение расчетных кривых, рассмотренных в приведенных выше примерах, с экспериментальными данными Г. В. Баринова (1965а,б) говорит о том, что полученные аналитические выражения удовлетворительно описывают динамику обмена радиоизотопа между организмом и средой.

Выводы

1. На основании многочисленных экспериментальных радиоэкологических данных по накоплению и выведению радиоизотопов стронция, кальция и цезия можно полагать, что морские организмы относятся к квазилинейным апериодическим системам.

2. Переходный процесс накопления стронция-89, кальция-45 и цезия-137 в гидробионтах дается неоднородным линейным дифференциальным уравнением с постоянными коэффициентами. Для морских водорослей (цистозира и ульва) этот процесс описывается линейным дифференциальным уравнением второго порядка (8).

ЛИТЕРАТУРА

Баринов Г В. Обмен Ca^{45}, Cs^{137} и Ce^{141} между водорослями и морской водой. — Океанология, 1965а, т. 5, вып. 1.

Баринов Г. В. Изотопный обмен в гидробиологической системе и его значение.— Гидробиол. ж., 1965б, т. 1, № 2.

Зенкевич Л. А. Моря СССР, их фауна и флора.— М., Учпедгиз, 1951.

Ордынцев В. М. Математическое описание объектов автоматизации. М., «Машиностроение», 1965.

Патин С. А. К вопросу о формах существования и миграции искусственных радиоизотопов в морской воде.— Исследование радиоактивной загрязненности вод Мирового океана. М., «Наука», 1966.

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

Поликарпов Г. Г. Проблемы радиационной и химической экологии морских организмов.— Океанология, 1967, т. 7, вып. 4.

Симою М. П. Определение передаточных функций по временным характеристикам линеаризованных систем.— Приборостроение, 1958, № 3.

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

Goldberg E. D. Marine geochemistry. Chemical scavengers of the sea.— J. Geol., 1954, v. 64, 249.

Freiling E. C., Ballou N. E. Nature of nuclear debris in sea water.— Nature, 1962, v. 125, N 4848.

Greendale A. E., Ballou N. E. Physical state of fission product elements following their vaporization in distilled water and sea water.— USNRDL, 1954, Document 436.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НЕКОТОРЫЕ МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В МОРСКИХ ОРГАНИЗМАХ

И. А. СОКОЛОВА, В. П. ПАРЧЕВСКИЙ, Г Е. ЛАЗОРЕНКО, Н. В. СОКОЛОВА

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь,
Магаданское отделение ТИНРО, г. Магадан

Методам определения стронция-90 в растениях и животных посвящено большое количество работ как советских, так и иностранных авторов (Лаврухина и др., 1963; Голутвина и др., 1962; Paakkola, Voipio, 1965; Ichikawa, 1961). Большинство из них основано на выделении группы щелочноземельных элементов, отделении стронция-90 от кальция, осаждении дочернего продукта иттрия-90 и его радиометрического измерения. Иногда осаждение иттрия-90 проводится без предварительного разделения стронция и кальция.

Трудности определения стронция-90 в золе морских организмов обусловливаются присутствием в составе золы значительных количеств кремния и фосфора, затрудняющих проведение радиохимического анализа, а также низким содержанием стронция-90 в гидробионтах моря.

В рыбах содержание фосфора может доходить до 10—37%, а кремния в зеленых и бурых водорослях до 20—27% (Виноградов, 1935). Зола таких организмов может быть переведена в раствор с помощью плавиковой и хлорной кислот, фтористого аммония или сплавлением со смесью щелочи и соды. Однако по целому ряду обстоятельств (дороговизна платиновой посуды, сильная агрессивность применяемых кислот, большая навеска золы и др.) иногда выгоднее проводить разложение золы в соляной кислоте и затем вводить поправку на содержание стронция в оставшейся нерастворимой части золы.

Целью настоящей работы являлось: 1) определение процента нерастворившейся части золы и содержания в ней кальция и стронция; 2) нахождение радиохимического выхода стронция и иттрия; 3) проверка загрязненности реактивов стронцием-90; 4) нахождение доверительных интервалов для периода полураспада иттрия-90; 5) выяснение влияния добавляемого стабильного стронция на выход стронция-90.

Методика исследования

Настоящая работа проводилась с золой некоторых черноморских водорослей и цветковых растений, а также млекопитающих Охотского моря. Ниже приведен перечень этих организмов.

Бурые водоросли

Цистозира *Cystoseira barbata*.
Падина *Padina pavonia*.

Гидробионт	Отношение сырого веса к весу золы	Колич. добавляемого носителя стронция, *мг/г* золы	Нерастворимая часть золы в 12 н. HCl, %	Концентрация стронция и кальция, *мг/г* золы						Отношение $\frac{(3)^{*}+(5)}{(6)+(7)}$	
				В золе (растворение в $HF+HClO_4$)		В растворимой части		В нерастворимой части			
1	2	3	4	5		6		7		8	
	Sr, Ca	Sr, Ca	Sr, Ca	Sr	Ca	Sr	Ca	Sr	Ca	Sr	Ca
Цистозира .	16,10	3,96	15,8	6,38	169,80	9,65	174,5	0,90	12,2	0,98	0,93
	16,10	0,00	14,85	6,38	169,80	5,68	177,0	0,11	11,1	1,10	0,90
Падина . .	9,90	3,96	15,6	9,08	257,50	11,71	252,0	0,83	21,4	1,04	0,96
	9,90	0,00	15,7	9,08	257,50	6,48	242,0	0,38	24,9	1,32	0,96
Филлофора .	11,50	3,96	20,8	3,74	165,50	7,04	119,7	0,39	43,45	1,04	1,04
	11,50	0,00	24,6	3,74	165,50	2,76	139,5	0,33	49,4	1,21	0,88
Зостера . .	19,20	3,96	22,4	2,01	140,25	6,37	122,5	0,81	10,4	0,83	1,08
	19,20	0,00	20,7	20,01	140,25	1,53	119,0	0,56	12,6	0,96	1,07

* Цифра в скобках — порядковый номер графы данной таблицы.

Красные водоросли

Филлофора *Phillophora nervosa.*

Цветковые растения

Зостера *Zostera marina.*

Млекопитающие

Кольчатая нерпа *Pusa hispida ochotensis.*

Ниже приведены схемы (1—3) определения стронция-90, стронция и кальция в морских организмах. Выбор соответствующей схемы выделения стронция-90 из гидробионтов обусловливается присутствием в образце фосфора. Радиохимическое выделение стронция из золы проводилось не ранее трех месяцев после отбора проб организмов.

Содержание стронция и кальция контролировали в растворимой и нерастворимой частях после многократной обработки золы соляной кислотой. Оставшуюся после многократной обработки соляной кислотой нерастворимую часть золы растворяли в смеси фтористоводородной и хлорной кислот. Кроме того, параллельно проводили опыты, в которых зола непосредственно разлагалась смесью фтористоводородной и хлорной кислот, и в полученном растворе определяли содержание стронция и кальция.

Стабильный стронций определялся на пламенном спектрофотометре методом добавок (Полуэктов, 1959). Спектрометр был собран на основе ФЭУ-19А, монохроматора УМ-2 и электронного самописца ЭПП-09. Длина волны составляла для стронция 460,7 *ммк.*

Радиометрические измерения иттрия-90 проводили на установке малых фонов УМФ-1500. В качестве рабочего счетчика использовали СТС-5, фон счетчика составлял 0,5—0,8 *имп/мин.* Относительная ошибка радиометрических измерений не превышала 5%. Эффективность иттрия-90 определялась следующим путем.

стабильного стронция и кальция

Выход стронция и кальция, %								Отношение (9)/(11)		Отношение (10)/(12)	
За 100% принята сумма для стронция (3)+(5), для кальция —(5)				За 100% принята сумма (6)+(7)							
В растворимой части		В нерастворимой части		В растворимой части		В нерастворимой части					
9		10		11		12		13		14	
Sr	Ca	Sr	Ca	Sr	Ca	Sr	Ca	Sr	Ca	Sr	Ca
93,4	102,8	8,7	7,12	91,5	93,4	8,5	6,5	1,02	1,1	1,02	1,1
89,0	104,2	1,7	6,53	98,1	94,1	1,9	5,9	0,98	1,1	0,90	1,1
89,9	97,86	6,4	8,3	93,4	92,2	6,6	7,8	0,97	1,1	0,96	1,1
71,4	93,98	4,2	9,6	94,5	90,7	5,5	9,3	0,76	1,04	0,76	1,04
91,5	72,3	5,1	26,2	94,8	73,4	5,2	26,6	0,96	0,98	0,98	0,98
73,8	84,3	8,8	29,8	89,3	73,8	10,7	26,2	0,83	1,14	0,82	1,14
100,7	87,3	13,6	7,4	88,7	92,1	11,3	7,8	1,14	0,95	1,20	0,95
76,1	84,8	27,9	8,9	73,2	90,4	26,8	9,6	1,04	0,94	1,04	0,94

В диапазоне энергий бета-частиц 0,158—1,32 *Мэв* определялась эффективность счета углерода-14, калия-40, кобальта-60, стронция-90, иттрия-90, таллия-204 для счетчика СБТ-13. В полных логарифмических координатах зависимость эффективности счета бета-излучений от максимальной энергии бета-спектра изображается плавной кривой. Из равновесной смеси стронция-90 — иттрия-90 выделяли отдельно стронций-90 и иттрий-90 и на счетчике типа СБТ-13 определяли абсолютную активность, по которой затем находили эффективность регистрации излучений счетчиком типа СТС-5. Эффективность счета иттрия-90 составляла 16, а стронция-90—2%.

В течение нескольких прошедших лет стало очевидно, что лабораторные реактивы могут быть загрязнены стронцием-90. Ношкин и Саттон (Noshkin, Sutton, 1966) наблюдали загрязнение стронцием-90 карбонатов кальция и стронция. В случае загрязнения стронцием-90 большая часть реактивов, таких, как кислоты, освобождается от него дистилляцией в процессе приготовления. Только внесение твердых реактивов, особенно применяемых в больших количествах, может быть источником загрязнения стронцием-90. Ярким примером может быть выделение стронция-90 из воды и организмов, где реактивы употребляются в больших количествах. Поэтому цель настоящей работы — оценить загрязненность стронцием-90 используемых реактивов.

На радиоактивную загрязненность анализировались применявшиеся при химических анализах в больших количествах углекислый натрий, углекислый аммоний, щавелевокислый аммоний по схеме 1. Кривые распада строили в полулогарифмических координатах, прямые линии проводили по методу наименьших квадратов.

Данные по концентрациям стронция и кальция и выходу их при радиохимическом анализе черноморских растений представлены в таблице. Нерастворившаяся часть золы колебалась от 3 до 25%. Выход стронция в растворимой части составлял от 90 до 100% при добавлении стабильного строн-

50—100 *г* золы
150—200 *мг* Sr^{2+}
30 *мг* Ce^{3+}
12 н. HCl кипятится 30 *мин*

фильтрат

осадок
смесь HCl + HNO_3 (3:1)
высушивается, прокаливается при 600—700°
6 н. HCl
кипятится 30 *мин*

фильтрат
объединяются фильтраты
$(NH_4)_2C_2O_4$ до насыщения
pH = 4 (дважды)

осадок

фильтрат

осадок
высушивается
прокаливается при 600°C
1,5—2 *ч*
2 н. HCl кипятится 30 *мин*
25% NH_4OH (безугольный)
pH = 7,5—8

фильтрат
HCl до pH = 4
30 *мг* Y^{3+}
оставляется на 14 дней
25% NH_4OH (безугольный)
pH = 7,5—8 (дважды)

осадок

фильтрат

осадок
4 н. HCl
$(NH_4)_2C_2O_4$ (насыщенный раствор)
NH_4OH до pH = 4

фильтрат

осадок
высушивается, сжигается, определяется химический выход носителя. Измерение Y^{90}.

Схема 1. Определение Sr^{90} в морских организмах, содержащих большие количества фосфора.

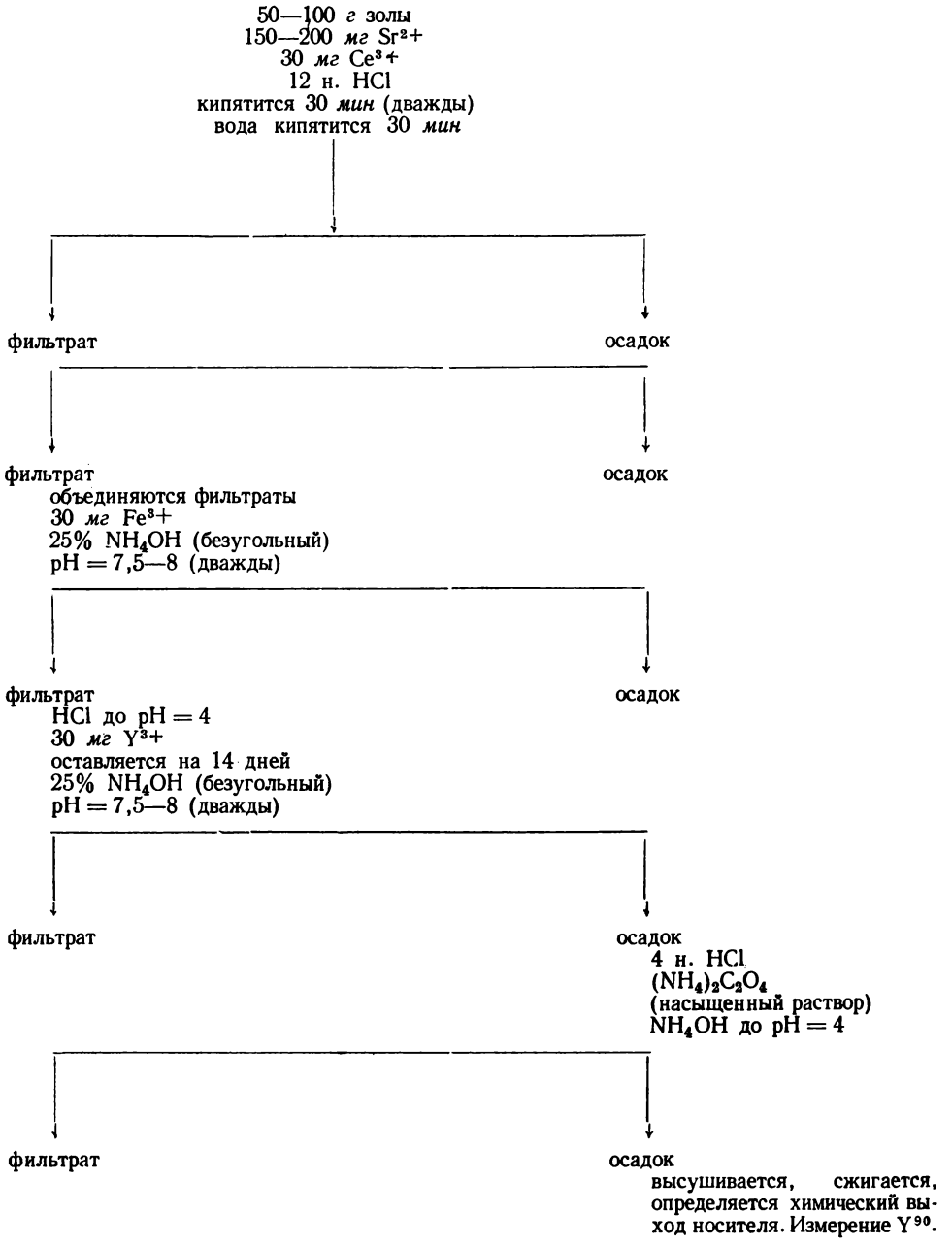


Схема 2. Определение Sr^{90} в морских организмах, содержащих небольшое количество фосфора.

ция и от 70 до 90% без него. В осадке, который не растворяется в соляной кислоте, может находиться не более 14% стронция-90. Выход кальция, как видно из таблицы, составлял 70—100%, а содержание его в нерастворимом осадке — 7—30%. Выход иттрия был равен в среднем 93,0±1,3. Количество добавляемого стронция на выход кальция практически не влияло.

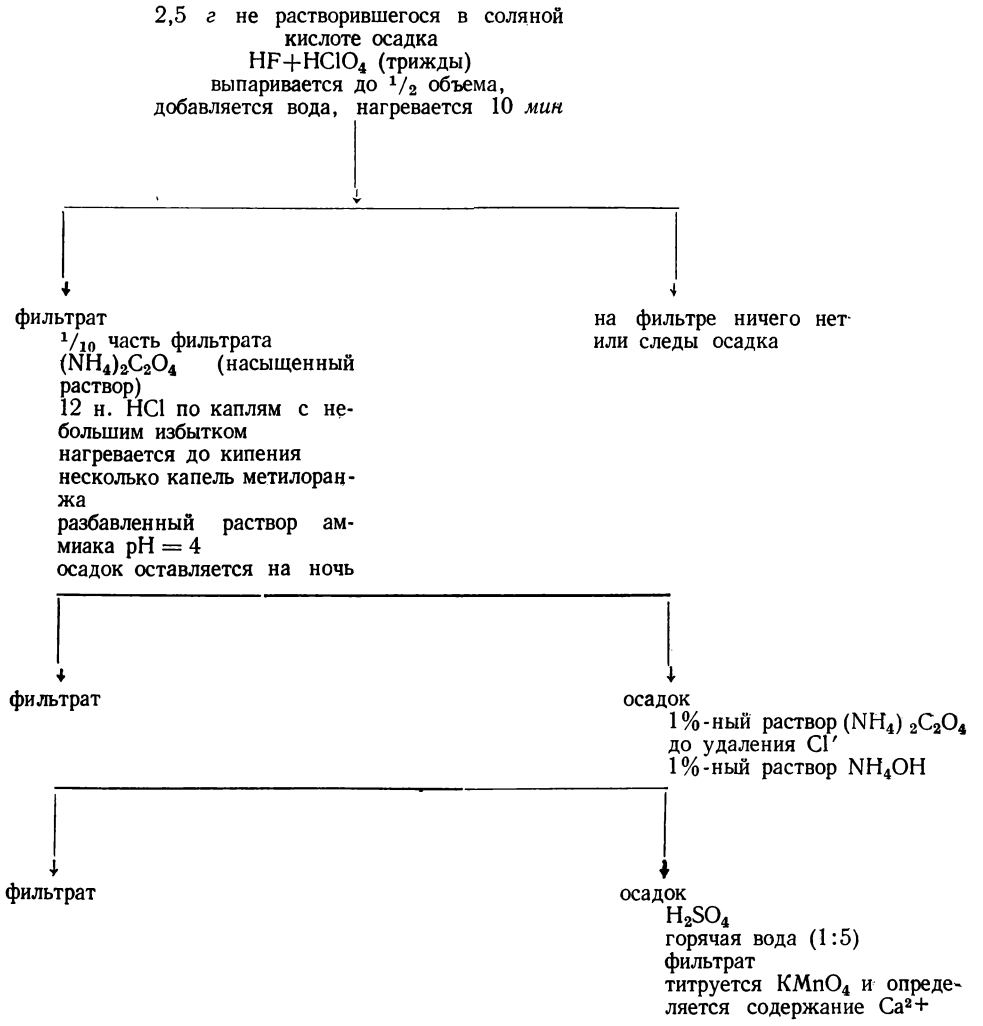


Схема 3. Определение кальция в нерастворившемся осадке.

Проведенные авторами холостые анализы по выяснению загрязненности стронцием-90 применявшихся реактивов показали отсутствие загрязнений в пределах чувствительности радиометрических измерений (1,2 *пкюри*). Величины активностей, регистрируемые нами в золе морских организмов с помощью установки малых фонов УМФ-1500, составляли 15—70 *пкюри*.

Выводы

1. Определение стронция-90 в морских организмах в зависимости от содержания фосфора желательно проводить по разным схемам.
2. Реактивы, использовавшиеся при определении стронция-90, не были загрязнены радиостронцием.
3. Определены выходы стронция и иттрия при радиохимических анализах.

ЛИТЕРАТУРА

Виноградов А. П. Труды биогеохимической лаборатории АН СССР. Л. — М., Изд-во АН СССР, 1935.

Голутвина М. М., Казакова Г. А., Николаев Ю. М., Маркелова Н. В. Новый быстрый метод определения содержания стронция-90 в костях.— Мед. радиология, 1962, т. 7, № 1.

Лаврухина А. К., Малышева Т. В., Павлоцкая Ф. И. Радиохимический анализ. М., Изд-во АН СССР, 1963.

Полуэктов Н. С. Методы анализа по фотометрии пламени. М., Госхимиздат, 1959.

Ichikawa R. On the concentration factors of some importance radionuclides in the marine food ogranisms. Bull. Japan Soc. Sci. Fish, 1961, v. 27, N 1.

Nosikin V. E., Sutton D. C. Strontium-90 contamination in analitical reagents. Report N 40—2174—43, 1966.

Paakola O., Voipio A. Strontium-90 in the Baltic Sea. Suomen kemistilehti, 1965, v. 38.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

О МАТЕМАТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ НАКОПЛЕНИЯ ОСКОЛОЧНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Л. И. ПИСКУНОВ, Н. В. КУЛИКОВ, А. И. ЛЕВИНА

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, г. Свердловск
Свердловская городская санитарно-эпидемиологическая станция

Общеизвестна важность изучения закономерностей накопления и выведения радионуклидов (в особенности осколочного происхождения) растительными и животными организмами. Эти закономерности позволяют в пресноводном биоценозе предвидеть круговорот радионуклидов в экологических цепочках, оценивать их распределение по компонентам водоемов и в связи с этим решать практические вопросы почвенно-биологической дезактивации поверхностных вод (Ильин и др. 1958; Строганов и Телитченко, 1958; Тимофеева-Ресовская, Тимофеев-Ресовский, 1960; Гилева, 1960, 1965; Тимофеева-Ресовская, 1963). С точки зрения радиационной гигиены немаловажное значение имеет также возможность использования пресноводных организмов, в частности растений, для биоиндикации радиоактивных загрязнений (Марей, 1955, 1958; Тимофеева-Ресовская, 1963; Жогова, 1964).

В отношении высокоорганизованных организмов, включая человека, разработано несколько математических моделей, более или менее удовлетворительно описывающих метаболизм остеотропных радионуклидов («Радиационная дозиметрия», 1958; Запольская и др., 1966; Сарапульцев и др., 1966; Шамов, 1966; Булдаков и Москалев, 1968). Для растений такая модель, насколько нам известно, пока не разработана.

Настоящая работа является попыткой обобщения имеющихся данных с целью построения математической модели накопления осколочных радионуклидов в пресноводных растениях.

Анализируя функции накопления радионуклидов в животном организме и в водных растениях, легко заметить значительное сходство между ними (см. рисунок). Такое сходство (в первом приближении) можно расценивать как проявление одних и тех же закономерностей. Поэтому в качестве исходной модели в данном случае принимается сложная экспоненциальная функция (Запольская и др., 1966; Сарапульцев и др., 1966; Шамов, 1966). Экспериментальные точки для ряда радионуклидов, по данным Э. А. Гилёвой (1965), хорошо соответствуют отрезкам прямых АБ, БВ, и ВГ (см. рисунок). Это отвечает трем или четырём (Co^{60} и Ce^{144}) экспонентам. Хотя эти построения сделаны на примере водоросли *Cladophora fracta* Kütz., тем не менее аналогичная картина наблюдается для одноклеточной водоросли *Scenedesmus quadricauda* Breb. (Гилёва, 1965) и для высшего пресноводного растения *Elodea canadensis* Rich. (Тимофеева-Ресовская, 1963). Следовательно, в общем виде такой механизм накопления можно распространить и на другие виды пресноводных растений, за исключением, по-видимому, бактерий (Жарова, 1961; Жогова, 1961).

При непрерывном поступлении стронция-90 в организм его накопление Q_t описывается следующим выражением (Сарапульцев и др., 1966):

$$Q_t = B_0 \sum_{i=1}^{4} B_i \left[1 - \exp\left(-0{,}693 \frac{t}{T_i}\right)\right].$$

Здесь T_1, T_2, T_3 и T_4 — биологические периоды полунакопления (полувыведения) составляющих четырехкамерной модели, причём $T_1 < T_2 < T_3 < T_4$; B_0 — постоянная величина, определяемая некоторыми физиологическими функциями организма; B_1, B_2, B_3 и B_4 — предельное накопление радионуклида в каждой из камер, при этом $\sum B_i = 1$. Разделим обе части последнего равенства на величину $z = C + S$, где C и S — соответственно (если рассматривать пресноводные растения), концентрация кальция и стронция в окружающей воде. Тогда, ограничиваясь трехкамерной моделью, получим коэффициент накопления стронция-90 — $K_{Sr} = f(t)$, где t — время накопления:

$$K_{Sr} = \frac{B_0}{z} \varphi(t); \quad \varphi(t) = \sum_{i=1}^{3} B_i \left[1 - \exp\left(-0{,}693 \frac{t}{T_i}\right)\right].$$

При разовом поступлении стронция-90 в растения при $z = \text{const}$ наблюдается весьма быстрое поглощение радионуклида, как, впрочем, и других продуктов деления (Гилёва, 1960, 1963; Титлянова, Иванов, 1961; Тимофеева-Ресовская, 1963; Тимофеева, 1965), и сравнительно медленное его выведение согласно соотношению

$$\frac{dK_{Sr}}{dt} = \frac{B_0}{z} \cdot \frac{d\varphi(t)}{dt},$$

где

$$\frac{d\varphi(t)}{dt} = \sum_{i=1}^{3} B_i' \exp\left(-0{,}693 \frac{t}{T_i}\right); \quad B_1' = \frac{0{,}693}{T_1} B_1, \quad B_2' = \frac{0{,}693}{T_2} B_2, \quad B_3' = \frac{0{,}693}{T_3} B_3.$$

В данном случае процессы поглощения и выведения будут происходить одновременно. Поэтому накопление при дискретном поступлении стронция-90 в растения можно представить в сходном для степенной модели виде (Шамов, 1966)

$$K_{Sr}(t_x) = \frac{B_0}{z} \int_0^{t_1} \sum_{i=1}^{3} B_i' \exp\left(-0{,}693 \frac{t_x - t}{T_i}\right) dt.$$

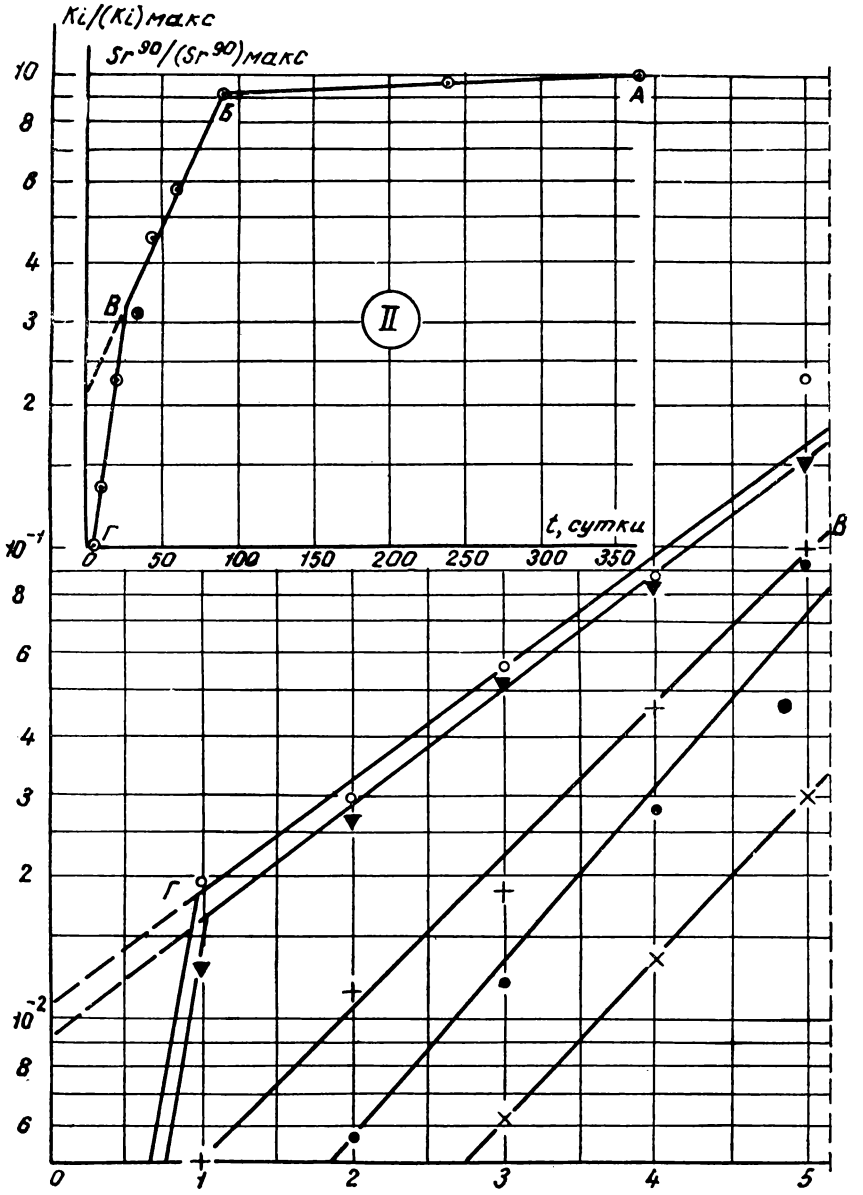
Отсюда получаем

$$K_{Sr}(t_x) = \frac{B_0}{z} \sum_{i=1}^{3} B_i \left[\exp\left(-0{,}693 \frac{t_x - t_1}{T_i}\right) - \exp\left(-0{,}693 \frac{t_x}{T_i}\right)\right].$$

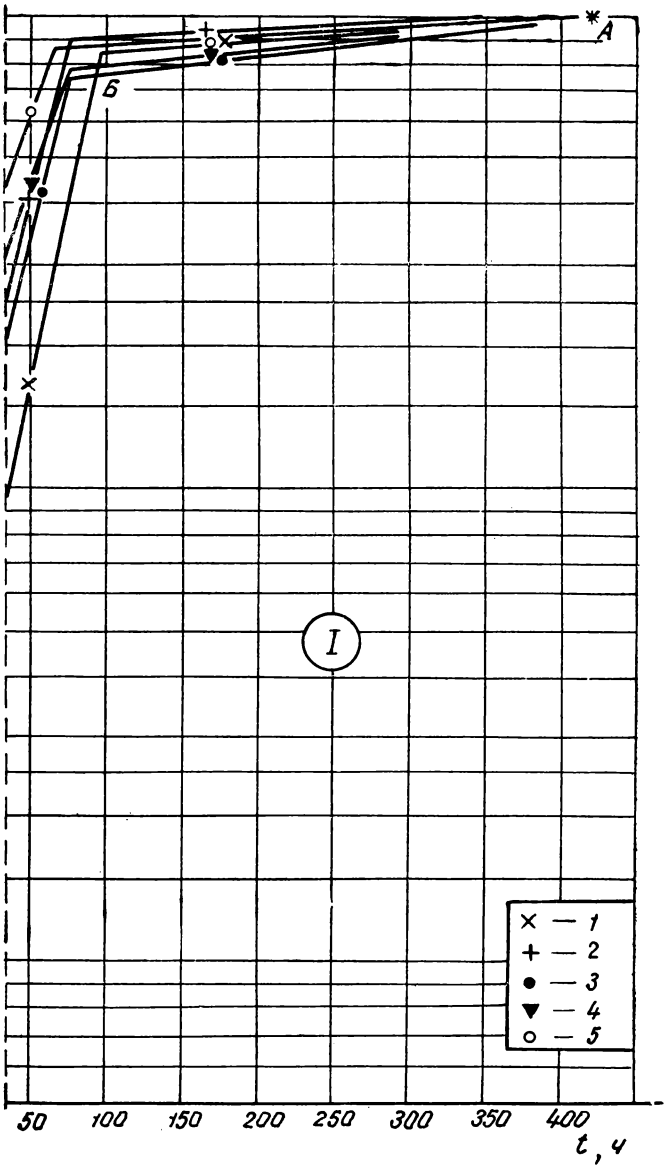
Здесь t_1 — время поступления радионуклида при разовом загрязнении. При $t_x = t_1$

$$K_{Sr}(t_x) = \frac{B_0}{z} \cdot \varphi(t).$$

При нестационарном режиме водоёма (например, при точечном поступлении отходов стронция, притоке сторонних вод с другим содержанием кальция и т. д.) величина z не будет постоянной, что приведёт к значительным вариациям в коэффициентах накопления стронция-90 (Строганов, Телит-



Графики зависимости коэффициентов накопления $K_i/(K_i)_{макс} = \varphi(t)$ Y^{90} (*1*), накопления $Sr^{90}/(Sr^{90})_{макс} = f(t)$ в костной ткани в разные сроки t



Ru^{106} (*2*), Cs^{137} (*3*), Ce^{144} (*4*) и Co^{60} (*5*) для кладофоры (*I*), по Гилёвой (1965), и после ежедневного введения (*II*), по Запольской и др. (1966).

ченко, 1958; Мешалкина, 1963; Гилёва, 1965; Тимофеева, 1965). Подобная картина наблюдается для цезия-137 при изменении содержания в воде стабильного цезия и калия (Иванов и др., 1965) и, вообще говоря, свойственна для других радионуклидов, имеющих химические аналоги. В этом случае математическая модель накопления значительно усложнится.

Аппроксимация накопления пресноводными растениями других радионуклидов показывает аналогичные закономерности, т. е. $K_i=(K_i)_{\text{макс}}\cdot\varphi(t)$. В качестве примера в полулогарифмической системе координат приводим экспериментальные данные по накоплению видом *Cladophora fracta* Kütz. иттрия-90, рутения-106, цезия-137, церия-144 и кобальта-60 (см. рисунок). Расчёт параметров накопления цезия-137 способом обратных логарифмов, с применением разложения компонент в виде временного спектра (Пискунов, 1961), дал следующие результаты:

$$\frac{K_{Cs}}{(K_{Cs})_{\text{макс}}}=0{,}07\left[1-\exp\left(-0{,}693\frac{t}{15}\right)\right]+0{,}63\left[1-\exp\left(-0{,}693\frac{t}{70}\right)\right]+$$
$$+0{,}30\left[1-\exp\left(-0{,}693\frac{t}{120}\right)\right]$$

Здесь биологические периоды полувыведения последовательно равны для каждой из камер: $T_1=15$, $T_2=70$ и $T_3=120$ *ч*. Расчетные временные спектры накопления удовлетворительно соответствуют экспериментальным точкам. Как известно, накопление радиостронция происходит быстрее по сравнению с другими радионуклидами (Строганов, Телитченко, 1958; Гилёва, 1965). Вероятно, это объясняется наличием соотношения $B_1>B_2>B_3$, а также тем, что величины T_1, T_2 сравнительно малы.

Описанная выше трехкамерная модель накопления дает основание выделить по крайней мере еще три более или менее самостоятельные формы нахождения радионуклидов в растениях. Первая форма — это, по-видимому, сорбированная часть на поверхности растений (см. рисунок, участок ВГ), вторая и третья — обменный и необменный фонды внутри организма (участок АБВ). В некоторых случаях проявляется четвертая камера накопления, обусловленная, вероятно, седиментацией радионуклидов на поверхности растений (участок ГД). Эта часть обычно удаляется с растений при смывах.

Экспоненциальная модель накопления радионуклидов проверялась нами на многих данных (Тимофеева-Ресовская, 1963; Тимофеева, 1965; Марей, 1955; Поликарпов, 1961). Во всех случаях наблюдалась удовлетворительная аппроксимация, хотя количество экспонент было различным.

Выводы

1. Установлено, что трехкамерная экспоненциальная модель удовлетворительно описывает процесс накопления радионуклидов пресноводными растениями.

2. В соответствии с описанной моделью предполагается три формы нахождения радионуклидов в растениях: сорбированная — на поверхности растений, обменный и необменный фонды — внутри организма.

ЛИТЕРАТУРА

Булдаков Л. А., Москалев Ю. И. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней Cs^{137}, Sr^{90} и Ru^{106}. М., Атомиздат, 1968.

Гилева Э. А. О коэффициентах накопления радиоизотопов пресноводными водорослями.— Докл. АН СССР, 1960, т. 132, № 4.

Гилева Э. А. О накоплении семи радиоизотопов четырьмя пресноводными водорослями.— Докл. АН СССР, 1963, т. 149, № 5.
Гилева Э. А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями. — Проблемы радиационной биогеоценологии. — Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Жарова Т. В. Накопление радиоактивных изотопов стронция, рутения, цезия и церия некоторыми бактериями.— Микробиология, 1961, т. 30, вып. 5.
Жогова В. М. К вопросу о накоплении стронция-90 бактериальными клетками.— Гигиена и санитария, 1961, № 4.
Жогова В. М. Вопросы радиационной микробиологии в санитарной охране водоемов. М., «Медицина», 1964.
Запольская Н. А., Борисова В. В., Федорова А. В., Шамов В. П. О депонировании Sr^{90} костной тканью. — Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. М., Атомиздат, 1966.
Иванов В. И., Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении цезия пресноводными растениями.— Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Ильин Д. И., Москалев Ю. И., Петрова А. И. О накоплении радиоактивных элементов некоторыми группами водных организмов.— Атомная энергия, 1958, т. 5, вып. 2.
Марей А. Н. Водные организмы как санитарный показатель загрязнения водоемов радиоактивными веществами.— Гигиена и санитария, 1955, № 8.
Марей А. Н. Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. М., Медгиз, 1958.
Мешалкина Н. Г. О влиянии разного солевого состава на коэффициенты концентрирования стронция-90 и кальция-45 водными растениями и рыбой.— Мат-лы Третьей научно-практической конференции по радиационной гигиене, ЛНИИРГ, 1963.
Пискунов Л. И. Исследование явлений релаксации.— Изв. АН СССР, сер. геоф., 1961, № 6.
Поликарпов Г Г. О стабильности коэффициентов накопления стронция-90, иттрия-91 и церия-144 в морских водорослях. — Докл. АН СССР, 1961, т. 140, № 5.
Радиационная дозиметрия. Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла. М., Изд-во иностр. лит., 1958.
Сарапульцев И. А., Шамов В. П., Панченко И. Я. Математические модели, характеризующие кинетику накопления и выделения Sr^{90} у собак и овец.— Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. М., Атомиздат, 1966.
Строганов П. С., Телитченко М. М. Накопление и распределение некоторых радиоактивных веществ в гидробионтах.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1958, т. 63, вып. 4.
Тимофеева Н. А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде.— Проблемы радиационной биогеоценологии. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1965, вып. 45.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов, II. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Сборник лаборатории биофизики, II. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1960, вып. 12.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам водоемов. — Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.
Титлянова А. А., Иванов В. И. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации.— Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 3.
Шамов В. П. Физико-математические аспекты метаболизма и нормирования радиоактивных изотопов из группы щелочноземельных элементов.— Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. М., Атомиздат, 1966.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

НЕКОТОРЫЕ ПРИМЕРЫ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТОДОВ МАТЕМАТИЧЕСКОЙ СТАТИСТИКИ ПРИ ОБРАБОТКЕ РЕЗУЛЬТАТОВ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ

Л. И. ПИСКУНОВ

Свердловская городская санитарно-эпидемиологическая станция

За последние годы опубликован значительный фактический материал по радиоэкологическим исследованиям пресноводных организмов, в частности по коэффициентам накопления ими ряда радионуклидов. В связи с этим для обработки имеющихся данных представляется целесообразным применить методы математической статистики. Такая обработка (хотя бы в первом приближении) позволит найти некоторые количественные соотношения между радиоэкологическими параметрами, а в ряде случаев оценить характер миграции радиоактивных микроэлементов в биологических цепочках. Полученные результаты также могут быть полезными в части улучшения методики санитарно-дозиметрического контроля поверхностных водоемов в районах расположения ядерных реакторов и других объектов атомной промышленности. Попытки такого рода оказываются практически интересными (Тимофеева-Ресовская и др., 1961; Жогова, 1964; Kerr, 1961; Cipperley, 1966).

При изучении радиоэкологии водного биоценоза могут быть поставлены самые разнообразные специальные задачи. Приведем несколько примеров применения дисперсионного, корреляционного и регрессионного анализов. Для этого воспользуемся известными руководствами по математической статистике применительно к биологическим исследованиям (Романовский, 1947; Миллс, 1958; Урбах, 1964; Бейли, 1964). В качестве объекта анализа рассмотрим пресноводные растения, отличающиеся высокими коэффициентами накопления осколочных радионуклидов (Тимофеева-Ресовская и др., 1961, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилёва, 1964).

В работе Е. А. Тимофеевой-Ресовской и сотрудников (1961) пресноводные растения, как специфические накопители, выделяются по критерию Райта (Маликов, 1949), известному под названием правила «трех сигм». Такой элементарный анализ имеет несомненные преимущества перед качественной оценкой ряда растений-накопителей относительно данного радионуклида. Более строгий анализ показывает, что коэффициенты накопления, как правило, не подчиняются нормальному распределению. Последнее свойственно фоновым содержаниям микроэлементов в наземных растениях (Воробьев, Липская, 1967). Так, из шести рассмотренных нами более или менее представительных выборок по коэффициентам накопления S^{35}, Ca^{45}, Sr^{90}, Ru^{106}, Cs^{137} и Ce^{144} при аналитическом определении интервалов группирования (Миллс, 1958) только две (для Ca^{45} и Ru^{106}) соответствуют нормальному распределению, точнее — его композиции (рис. 1). Остальные выборки характеризуются логнормальным типом и распределением

Пуассона. Следовательно, для математической обработки таких рядов желательно применять непараметрические критерии.

При большом объеме выборки, независимо от типа распределения, допустима оценка накопителей с помощью более строгого, чем правило «трех сигм», критерия Шовене (Маликов, 1949). Рассмотрим методику последовательного выявления растений-накопителей стронция-90 посредством использования этого критерия.

По данным работ лаборатории биофизики УФАН СССР (Тимофеева-Ресовская и др., 1960, 1961, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилёва, 1964)

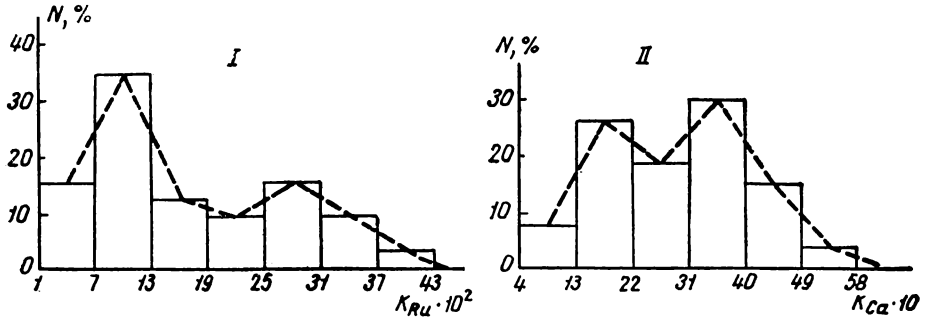


Рис. 1. Гистограммы распределения коэффициентов накопления рутения-106 (*I*) и кальция-45 (*II*) в пресноводных растениях.

известны коэффициенты накопления стронция-90 более чем в 50 видах наиболее распространенных бактерий, водорослей и высших пресноводных растений. Определяя дисперсию σ_1^2 всей совокупности, будем считать аномальными коэффициенты накопления K_i, если не соблюдается условие $\delta_i \leqslant \delta_1$. Здесь $\delta_1 = z \mid \sigma_1 \mid$ — табулированное значение интеграла $\Phi(z)$ критерия Шовене для $n_1 = 55$; $\delta_i = K_i - \overline{K}_1$ — отклонение от среднего значения i-го члена ряда; $\overline{K}_1$ — среднее арифметическое значение коэффициента накопления всей совокупности выборки объёма n_1.

В результате было выделено два вида растений-накопителей стронция-90, условно названных растениями-концентраторами первого порядка. Далее, очевидно, следует повторить аналогичные вычисления во второй, третьей и т. д. последовательностях до тех пор, пока оставшаяся часть выборки не будет однородной. Следовательно, многократное применение критерия позволит выявить растения-концентраторы первого, второго, третьего и других порядков. Для стронция-90 оказывается достаточным расчёт в двух последовательностях (табл. 1).

Таблица 1

Пресноводные растения-концентраторы стронция-90

Первого порядка		Второго порядка		Третьего порядка	
Вид	K_i	Вид	K_i	Вид	K_i
Stigeoclonium sp. .	1910	*Lagerheimia* sp. .	1500	—	$(1,2 \div 1,4) \cdot 10^3$
Cladophora fracta Kütz.	1900	*Elodea canadensis* Rich	1450	—	—

Громоздких вычислений стандартных отклонений $\sigma_2, \sigma_3, \ldots, \sigma_t$ можно избежать, если воспользоваться полученной нами из первой последовательности следующей формулой[1]:

$$\sigma_t = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n_1}(K_i - \overline{K}_1)^2 - \sum_{j=1}^{m_{t-1}}(K_{\Sigma j} - \overline{K}_1)^2 - 2q_{t-1}\sum_{j=1}^{m_{t-1}}(K_{\Sigma j} - \overline{K}_1) + n_t q_{t-1}^2}{n_t - 1}},$$

при этом

$$q_{t-1} = \frac{\sum_{j=1}^{m_{t-1}} K_{\Sigma j} - \frac{m_{t-1}}{n_1}\sum_{i=1}^{n_1} K_i}{n_t}, \quad n_t = n_1 - m_{t-1},$$

где величины $K_{\Sigma j}$ представляют аномальные значения коэффициентов накопления объёма m_{t-1}, исключенные из расчётов в предыдущих последовательностях; индексы 1, 2 . . . означают порядок последних.

Для пользования формулой достаточно сделать полные вычисления один раз. Полученные таким образом величины $\overline{K}_1$, $\sum(K_i - \overline{K}_1) = 0$, $\sum(K_i - \overline{K}_1)^2$ используются в последующих t-х вычислениях дисперсий $\sigma_2^2, \sigma_3^2, \ldots, \sigma_t^2$. Формула справедлива во всех случаях многократного применения критериев однородности, в том числе для теста Смирнова — Граббса (Смирнов, 1941; Grubbs, 1950), если $n_1 \leqslant 25$, а вариационный ряд относится к нормальному типу. В цитируемых выше работах даны коэффициенты накопления осколочных и некоторых других радионуклидов для значительной части пресноводных растений, обитающих в водоёмах Среднего и Южного Урала. Эти коэффициенты определялись по сходной методике и примерно в идентичных условиях. Естественно, в каждом опыте с отдельным радионуклидом в воде находилась вся гамма стабильных микроэлементов, которые накапливались растениями в определенном соотношении. Поэтому по аналогии с методом меченых атомов можно рассматривать количественные связи между коэффициентами накопления различных радионуклидов, хотя опыты по каждому из них проводились независимо друг от друга. С этой целью нами использовался двухфакторный корреляционный и регрессионный анализ с применением способа наименьших квадратов.

В одних случаях линейная корреляция (после выравнивания экспериментальных данных) оказалась недостоверной или вовсе отсутствовала, в других — значимой или даже близкой к функциональной зависимости. Наиболее характерные коэффициенты корреляции и их вероятностная оценка с помощью r-распределения приведены в табл. 2.

Наличие реальной зависимости проверялось по тесту $|\sigma|\sqrt{n-1} > 3$ (Романовский, 1947). Несмотря на довольно высокие уровни значимости, только в двух случаях, а именно — для пар $Sr^{90} - Ru^{106}$ и $Sr^{90} - Ce^{144}$, можно с уверенностью говорить о взаимозависимости накопления этих элементов. В остальных случаях для подтверждения гипотезы о достаточной тесноте связи необходимо накопить более значительное количество наблюдений. Возможно, что иногда (например, для пар $Rb^{88} - Cs^{137}$, $Pm^{147} - Ce^{144}$) недостаточная корреляция обусловлена методическими причинами.

Зависимости между коэффициентами накопления стронция (K_{Sr}), рутения (K_{Ru}) и церия (K_{Ce}) выражаются уравнениями регрессии (рис. 2 и 3):

$$K_{Sr} = A_2 \exp(-b_2 K_{Ru}) - A_1 \exp(-b_1 K_{Ru}), \quad K_{Sr} + C = P K_{Ce}^{-q}.$$

[1] Вывод формулы здесь не разбираем.

Таблица 2

Статистическая связь накопления некоторых элементов в пресноводных растениях

Радионуклиды	Колич. наблюдений (n)	Коэффициент корреляции, $\rho \pm \sigma_\rho$	Оценка корреляции	
			Уровни значимости	$\lvert\rho\rvert\sqrt{n-1} \lessgtr 3$
S^{35}, Cs^{137}	17	0,64±0,20	0,007	2,56<3
Rb^{88}, Cs^{137}	24	0,49±0,19	0,016	2,35<3
Sr^{90}, Ru^{106}* . . .	23	0,64±0,17	0,001	3,01>3
Sr^{90}, Cs^{137}	29	0,55±0,16	0,004	2,90<3
Sr^{90}, Ce^{144}	27	—0,86±0,10	<0,001	4,38>3
Ru^{106}, Ce^{144} . . .	29	0,55±0,16	0,004	2,90<3
Cs^{137}, Ce^{144} . . .	25	0,48±0,18	0,016	2,35<3
Pm^{147}, Ce^{144} . . .	6	0,30±0,48	>0,10	—

* По данным Е. А. Тимофеевой-Ресовской и сотрудников (1962).

Для подавляющего большинства растений получены численные значения параметров: $A_1=A_2=1490$, $b_1=1{,}59\cdot10^{-3}$, $b_2=0{,}44\cdot10^{-3}$. Зависимость $K_{Sr}=f(K_{Ce})$ отчетливо проявилась в виде двух групп растений с коэффициентами корреляции $\varrho_1=-0{,}76$ ($n_1=16$) и $\varrho_2=-0{,}90$ ($n_2=11$) с обобщен-

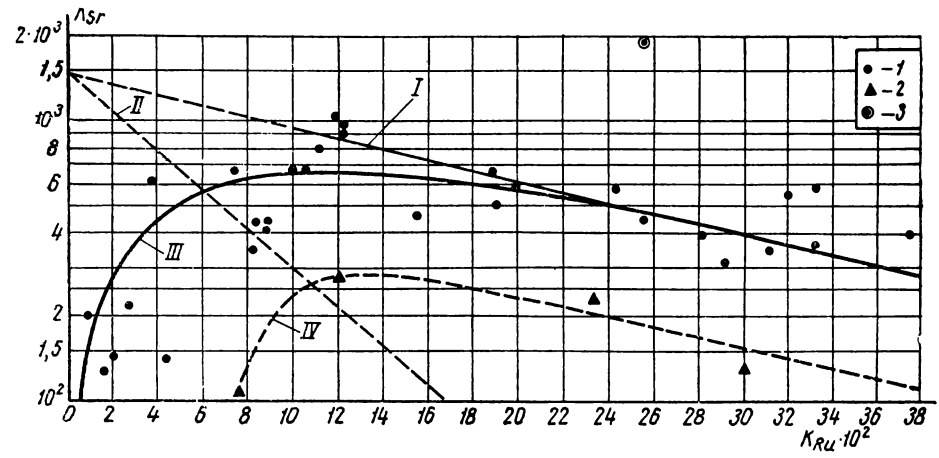


Рис. 2. Корреляционная зависимость накопления стронция-90 и рутения-106 для пресноводных растений.

Линия: *I* — $K_{Sr}=A_2\exp(-b_2K_{Ru})$, *II* — $K_{Sr}=A_1\exp(-b_1K_{Ru})$, *III* — регрессии K_{Sr} по K_{Ru} для большинства растений (*1*), *IV* — гипотетическая регрессия для небольшой группы растений (*2*); *3* — точка, соответствующая виду *Cladophora fracta* Kütz.

ным коэффициентом корреляции $\varrho=-0{,}86$, указанным в табл. 2. Первая группа растений характеризуется параметрами $C_1=270$, $P_1=11{,}1\cdot10^3$, $q_1=0{,}290$. Сюда относятся такие виды, как *Spirogyra crassa* Kütz., *S.* sp., *Ricciocarpus natans* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Utricularia vulgaris* L., род *Lemna* и др. Ко второй группе с параметрами $C_2=490$, $P_2=5{,}54\cdot10^3$ и $q_2=0{,}321$ приурочиваются роды *Scenedesmus*, *Chara*, *Potamogeton*, виды *Mougeotia* sp., *Myriophyllum spicatum* L., *Elodea canadensis* Rich и др.

Уравнение регрессии $K_{Sr}=f(K_{Ru})$ по мере увеличения значений K_{Ru} характеризуется резким возрастанием величин K_{Sr}. Затем, начиная примерно со значений $K_{Ru}=12\cdot10^2$, наблюдается обратная зависимость (см. рис. 2).

Таким образом, все пресноводные растения подразделяются на две группы — без дискриминации и с дискриминацией стронция по отношению к рутению. К первой относятся водные бактерии, виды *Myriophyllum spicatum* L., *Cicuta virosa* L., *Calla palustris* L., *Elodea canadensis* Rich. и др. Ко второй приурочиваются роды *Spirogyra* и *Lemna*, виды *Mougeotia* sp., *Chara fragilis* Desw., *Ricciocarpus natans* L., *Ceratophyllum demersum* L. и др. Водоросли рода *Scenedesmus* находятся в обеих группах. Род *Potamogeton* и большая часть видов харовых примыкают к переходной части групп.

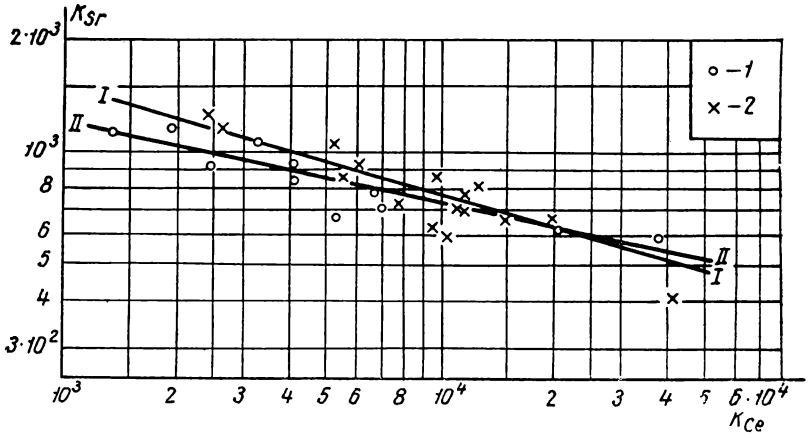


Рис. 3. Линии регрессии (*I*, *II*) K_{Sr} по K_{Ce} для двух групп (*1*, *2*) пресноводных растений.

Кстати, отметим, что в данном случае речь идет о своеобразной дискриминации стронция не отдельными индивидами, а группой растений, согласно уравнению регрессии $K_{Sr}=f(K_{Ru})$.

Анализ статистической связи стронция по отношению к церию приводит к некоторым сходным явлениям. Так, из эмпирической зависимости $K_{Sr}=f(K_{Ce})$ следует, что по мере увеличения коэффициента накопления церия имеется ясно выраженная тенденция к уменьшению накопления стронция (см. рис. 3). В самом деле, имеем

$$(K_{Sr}+C)K_{Ce}^{q}=P=\text{const},$$

т. е. дискриминацию стронция-90 можно рассматривать также по отношению к растениям, которые являются концентраторами церия. По-видимому, не исключена возможность существования других некорректных связей в накоплении растениями тех или иных микроэлементов.

Таблица 3

Эмпирические формулы для некоторых коэффициентов накопления элементов в пресноводных растениях

Зависимость	Уравнения регрессии
$K_S=F(K_{Cs})$	$K_S+260=222\cdot K_{Cs}^{0,068}$
$K_{Sr}=F(K_{Cs})$	$K_{Sr}+800=670K_{Cs}^{0,1}$
$K_{Ru}=F(K_{Ce})$	$K_{Ru}+3100=1175\,K_{Ce}^{0,159}$

Уравнения регрессии коэффициентов накопления для ряда других радионуклидов отличаются степенной зависимостью типа $K_i+C=QK_j^b$ (табл. 3). Характерная особенность этих соотношений — условие равновесия в виде уравнения

$$\frac{K_i+C}{K_j^b}=Q=\text{const}.$$

Полученные эмпирические формулы являются всего лишь первым приближением, вследствие значительной дисперсии в определениях коэффициентов накопления радионуклидов пресноводными растениями. Тем не менее уже на данном этапе напрашивается мысль о необходимости комплексного (в том числе и статистического) изучения процессов накопления и связанных с ними параметров. При этом представляет интерес исследование причин некорректных статистических связей. Опыт показывает, что со временем такие связи становятся понятными на основе существующих представлений и взаимообусловленности явлений, объединенных каким-либо общим генетическим признаком.

Выводы

1. В результате применения дисперсионного анализа уточнены пресноводные растения-концентраторы стронция-90 первого и второго порядка; улучшена методика последовательных вычислений дисперсии.

2. Методами корреляционного и регрессионного анализов установлены эмпирические зависимости между коэффициентами накопления в пресноводных растениях ряда радионуклидов.

3. В сообществе пресноводных растений подмечена дискриминация стронция-90 по отношению к рутению и церию группами растений.

ЛИТЕРАТУРА

Бейли Н. Статистические методы в биологии. М., «Мир», 1964.

Воробьев В. Я., Липская В. А. О типе закона распределения элементов в горных породах, почвах и растениях.— Геология и геофизика, 1967, № 7.

Гилева Э. А. О накоплении химических элементов пресноводными водорослями.— Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М.—Л., «Наука», 1964.

Жогова В. М. Вопросы радиационной микробиологии в санитарной охране водоемов.— М., «Медицина», 1964.

Маликов М. Ф. Основы метрологии.— М., Изд-во Комитета по делам мер и измерительных приборов при Совете Министров СССР, 1949.

Миллс Ф. Статистические методы. М., Госстатиздат, 1958.

Романовский В. И. Применения математической статистики в опытном деле. М.—Л., Гостехиздат, 1947

Смирнов Н. В. Об оценке максимального члена в ряду наблюдений.— Докл. АН СССР, 1941, т. 33, № 5.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М., Тимофеев-Ресовский Н. В. О судьбе радиоизотопов в водоемах.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1962, вып. 22.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В., Гилева А. Б., Гилева Э. А., Жарова Т. В., Куликова Г. М., Милютина Г. А. О коэффициентах накопления радиоизотопов стронция, рутения, цезия и церия пресноводными организмами.— Зоол. ж., 1960, т. 39, вып. 10.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В., Гилева Э. А. О специфических накопителях отдельных радиоизотопов среди пресноводных организмов.— Докл. АН СССР, 1961, т. 140, № 6.

Урбах В. Ю. Биометрические методы. М., «Наука», 1964.

Cipperley F. V. Application of computes to radiation protection problems.— Health Physics, 1966, v. 12, N 11.

Grubbs F. E. Sample criteria for testing outlying observations.— Annual mathematical statistics, 1950, v. 21, N 1.

Kerr G. W. Statictical treatment of environmental radio-assay data.— Health Physics, 1961, v. 6, N 3-4.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

К ВОПРОСУ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ РАДИОАКТИВНОЙ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ СЛАБОПРОТОЧНЫХ И НЕПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМОВ

Г. В. СЕМЕНОВ, Л. И. ПИСКУНОВ, И. В. КАРАГОДИНА, В. М. ГУЩИН, С. Ф. КОЙСИН, А. А. ШМАКОВА

Свердловская областная санитарно-эпидемиологическая станция

Прогнозирование радиоактивной загрязненности поверхностных водоемов обычно рассматривается с точки зрения основных процессов их самоочищения. Для непроточных водоемов такими процессами являются сорбционно-десорбционное взаимодействие водной среды с донным слоем и накопление радионуклидов объектами водного биоценоза. В слабопроточных водоемах наблюдается еще и явление механического рассеяния загрязнения.

Существует несколько мнений относительно роли компонентов водоема в естественной деконтаминации воды. Так, некоторые исследователи считают сомнительной эффективность биологической очистки водоемов (Агре, Корогодин, 1960; Лебедева, 1964; Жогова, 1964). На основе этого рассчитана двухкомпонентная модель водоема (Ровинский, 1965, 1967; Прохоров, 1966). Другие исследователи, не отрицая первостепенной важности донного грунта как сорбента, доказывают существенный вклад водного биоценоза в дезактивацию водоемов (Агафонов, 1958; Тимофеев-Ресовский, 1960, 1962; Тимофеева-Ресовская и др., 1960, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963; Богатырев, 1962; Жадин, 1963). В некоторых работах высказывается мысль о безуспешности почвенно-биологической дезактивации водоемов от стронция-90 (Богатырев, 1962; Жогова, 1964).

Вследствие различного методологического подхода не всегда одинаково оценивается распределение радионуклидов по компонентам водоема. Более или менее изучена зависимость распределения от химической природы радионуклидов (Тимофеева-Ресовская и др., 1962; Богатырев, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963), состояния и характера донных образований, а также флоры и фауны водоема (Ильин и др., 1958; Тимофеева-Ресовская и др., 1960; Тимофеев-Ресовский, 1962), водообмена и времени года (Орешко и др., 1960; Куприянова, Романова, 1962; Агре и др., 1963; Тимофеева-Ресовская, 1963), влияния температуры, гидрохимического режима, явлений фотосинтеза и т. д. (Агафонов, 1958; Марей, 1958; Агре, Корогодин, 1960; Лебедева, 1964). В самой воде радионуклиды, как и другие взвешенные и растворенные вещества, распределяются неравномерно, т. е. наблюдается некоторая зональность (Драчев, Былинкина, 1960, 1964; Куприянова, Романова, 1962). Последняя в основном обусловлена становлением динамического равновесия, т. е. процессами сорбции и десорбции радионуклидов (Ильин и др., 1958; Марей, 1958; Агре, Корогодин, 1960; Тимофеева-Ресовская и др., 1960; Титлянова, Тимофеева, 1962).

Определение динамики радиоактивной загрязненности водоема, а тем более ее прогнозирование, невозможно, по нашему мнению, без использо-

вания закономерностей в распределении микроэлементов между гидробионтами и средой. Известно, что пресноводные растения способны избирательно концентрировать в своих тканях те или иные микроэлементы (Виноградов, 1952), в том числе радионуклиды. Оказывая стимулирующее действие на рост растений, радионуклиды накапливаются в них в бо́льших количествах, чем в других гидробионтах (Тимофеев-Ресовский и др., 1957). Отсюда следует, что пресноводные растения могут служить одним из эффективных средств дезактивации (Тимофеев-Ресовский и др., 1957; Тимофеев-Ресовский, 1962) и биоиндикации радиоактивных загрязнений в водоемах (Марей, 1958; Жогова, 1964).

Такая постановка вопроса в отличие от математического описания диффузионно-кинетического взаимодействия двух сред — воды и донного

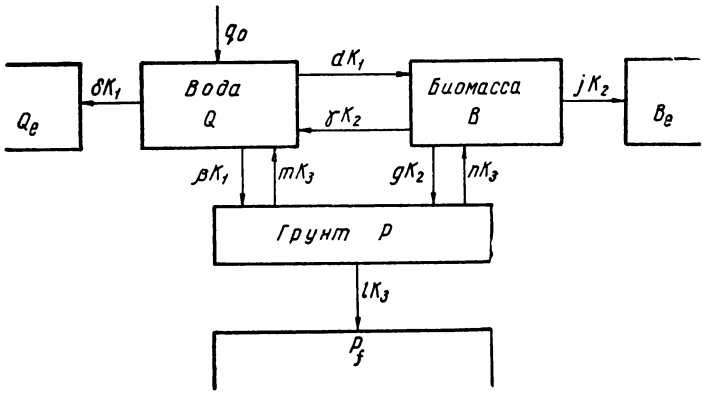


Рис. 1. Модель естественного обмена радионуклидов в водоеме.
$\alpha+\beta+\delta=1$; $\gamma+j+g=1$; $m+n+l=1$.

грунта (Агре, Корогодин, 1960; Ровинский, 1965, 1967; Прохоров, 1966)— предопределяет трехкомпонентную модель водоема (вода, грунт, биомасса).

Для математического описания распределения радионуклидов в водоеме целесообразно использовать принцип камерной модели. Последняя широко применяется для объяснения процессов накопления и выведения радионуклидов применительно к животным организмам («Радиационная дозиметрия», 1958; Шамов, 1966; Булдаков, Москалев, 1968).

В общем случае водоем можно представить в виде трех взаимодействующих компонент: воды (Q), грунта ($P+P_f$) и биомассы (B) (рис. 1). В грунте следует выделить обменную емкость (P), активность которой участвует в обмене с водой и биомассой, а также депо фиксации P_f. Последнее в первом приближении только поглощает активность. Возможный с течением времени дефицит активности учитывается выносом ее с водой (Q_e) и биомассой (B_e). Постоянные скорости обмена между компонентами принимаются за независимые величины, а обменные реакции — за реакции первого рода. Это означает, что скорость изменения активности в любой из компонент пропорциональна содержанию радионуклида в обменной ее части.

Введем следующие обозначения:

$Q(t)$ и $Q_e(t)$ — активность, содержащаяся в воде и выносимая последней из водоема, соответственно;

$P(t)$ и $P_f(t)$ — обменная и необменная части активности грунта, соответственно;

$B(t)$ и $B_e(t)$ — активность, поглощаемая биомассой, и ее часть, выносимая с биомассой из водоема, соответственно;

q_0 — активность, поступающая в водоем из внешней среды;

$\alpha, \beta, \delta, \gamma, j, g, m, n, l$ — параметры, характеризующие скорость обмена между отдельными компонентами, причем

$$\alpha+\beta+\delta=1, \ \gamma+j+g=1 \text{ и } m+n+l=1.$$

Динамика распределения радионуклидов, согласно такой модели, описывается системой дифференциальных уравнений:

$$\frac{dQ}{dt}=-\alpha K_1 Q+\gamma K_2 B+mK_3 P, \quad \frac{dQ_e}{dt}=\delta K_1 Q;$$

$$\frac{dB}{dt}=\alpha K_1 Q+jK_2 B+nK_3 P, \quad \frac{dB_e}{dt}=jK_2 B;$$

$$\frac{dP}{dt}=\beta K_1 Q+gK_2 B-lK_3 P, \quad \frac{dP_f}{dt}=lK_3 P.$$

Здесь K_1, K_2 и K_3 — постоянные коэффициенты уравнений. Решение системы уравнений сводится к нахождению корней характеристического уравнения

$$\gamma^3+\gamma^2(K_1+K_2+K_3)-\gamma[K_1K_3(1-\beta m)+K_2K_3(1-gm)+K_1K_2(1-\alpha\gamma)+$$
$$+K_1K_2K_3(1-\beta\gamma n-\alpha gm-\beta m-gn-\alpha\gamma)]=0.$$

Таким образом, общее решение системы дифференциальных уравнений зависит от соотношения частных и общих параметров скорости обмена различных компонент водоема.

На первом этапе нами оценивались частные параметры скорости обмена двухкомпонентной системы, в предположении независимости процессов обмена вода—грунт, вода—биомасса, биомасса—грунт.

Решение системы уравнений относительно двухкомпонентной модели вода—грунт при разовом поступлении радионуклидов q_0 имеет вид

$$Q(t)=q_0\frac{a-\varepsilon}{\varepsilon}\left\{\frac{a}{a-\varepsilon}\exp[-(\lambda+\varepsilon)t]-\exp(-\lambda t)\right\};$$

$$Q_e(t)=q_0\frac{\delta K_1}{\lambda(\lambda+\varepsilon)}(a-\varepsilon-\alpha)\left\{1-\frac{(a-\varepsilon)(\lambda+\varepsilon)}{(a-\varepsilon-\lambda)}\exp(-\lambda t)+\right.$$
$$\left.+\frac{a\lambda}{\varepsilon(a-\varepsilon-\lambda)}\exp[-(\lambda+\varepsilon)t]\right\};$$

$$P(t)=q_0\frac{\beta K_1}{\varepsilon}\{\exp(-\lambda t)-\exp[-(\lambda+\gamma)t]\};$$

$$P_f=q_0\frac{\beta l K_1 K_3}{\lambda(\lambda+\varepsilon)}\left\{1-\frac{\lambda+\varepsilon}{\varepsilon}\exp(-\lambda t)+\frac{\lambda}{\varepsilon}\exp[-(\lambda+\varepsilon)t]\right\}.$$

Здесь $a=K_1(\beta+\delta)-\lambda$, $-\lambda$ и $-(\lambda+\varepsilon)$ — корни характеристических уравнений

$$\gamma_1=-\lambda=-\frac{1}{2}[(m+l)K_3+(\beta+\delta)K_1-\varepsilon],$$

$$\gamma_2=-(\lambda+\varepsilon)=-\frac{1}{2}[(m+l)K_3+(\beta+\delta)K_1+\varepsilon],$$

при этом

$$\varepsilon=\{[(m+l)K_3+(\beta+\delta)K_i]^2-4K_1K_3(\delta m+\delta l+\beta l)\}^{1/2}.$$

В случае отсутствия выноса активности из воды, т. е. при $Q_e=0$, и разовом поступлении радионуклидов q_0 будем иметь

$$Q(t)=q_0\frac{mK_3}{\beta K_1+mK_3}\left\{1+\frac{\beta K_1}{mK_3}\exp\left[-(\beta K_1+mK_3)\,t\right]\right\},$$

$$P(t)=q_0\frac{\beta K_1}{\beta K_1+mK_3}=\{1-\exp\left[-(\beta K_1+mK_3)\,t\right]\}.$$

Отсюда можно дать качественную оценку распределения радионуклидов (рис. 2). Так, в зависимости от соотношения параметров скорости обмена и при условии динамического равновесия $\exp\left[-(\beta K_1-mK_3)\,t\right]=0$ получим

$$\text{при } \beta K_1=mK_3 \quad Q=P=\frac{q_0}{2};$$

$$\text{при } \beta K_1\gg mK_3 \quad Q=0, \quad P=q_0;$$

$$\text{при } \beta K_1\ll mK_3 \quad Q=q_0, \quad P=0.$$

Таким образом, параметры скорости обмена определяют динамику распределения радионуклидов, а их соотношения характеризуют величину

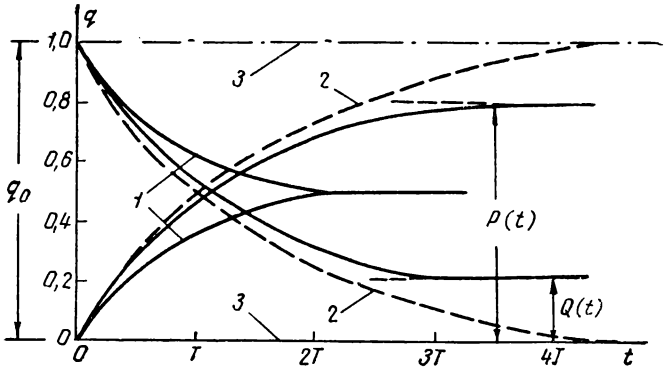


Рис. 2. Динамика активности сред в двухкомпонентной модели водоема без выноса радиоактивных веществ.
1 — $\beta K_1=K_3m$; 2 — $\beta K_1\gg K_3m$; 3 — $\beta K_1\ll K_3m$.

активности, аккумулированной в отдельном компоненте водоема в состоянии динамического равновесия. Очевидно, чем больше параметр скорости поступления активности по сравнению с параметром скорости отдачи, тем больше величина активности, накопленной в данном компоненте водоема. В качестве иллюстрации к полученным соотношениям приведем несколько примеров из наблюдений.

1. В лабораторном эксперименте грунт, взятый из природного водоема, загрязненного стронцием-90, заливали водой из чистого водоема. Измерения активности воды проводили в течение 9 месяцев. В результате было замечено, что величина mK_3 с течением времени изменяется: в начальный период она имеет большее значение, а затем уменьшается (рис. 3).

2. В результате многолетних наблюдений за активностью компонентов трех природных водоемов в условиях загрязнения глобальными выпадениями были получены некоторые данные (табл. 1). По материалам Ф. Я. Ровинского (1965), параметр mK_3 варьирует в пределах $(1{,}9\div3{,}9)\times\times10^{-4}$ сутки$^{-1}$, а эффективный период полувыведения равен 160 дням. Следовательно, в нашем случае получены вполне сопоставимые параметры скорости обмена, которые можно принять в качестве исходных величин при прогнозировании загрязненности водоемов стронцием-90.

3. Данные лабораторных экспериментов И. О. Богатырева (1962) были обработаны в виде временнóго спектра (Пискунов, 1961). В результате получены отчетливые двухкомпонентные (для рутения-106, цезия-137, неразделенной смеси продуктов деления и кобальта-60) и трехкомпонентная (для стронция-90) кривые дезактивации (рис. 4). Границы экспонент при-

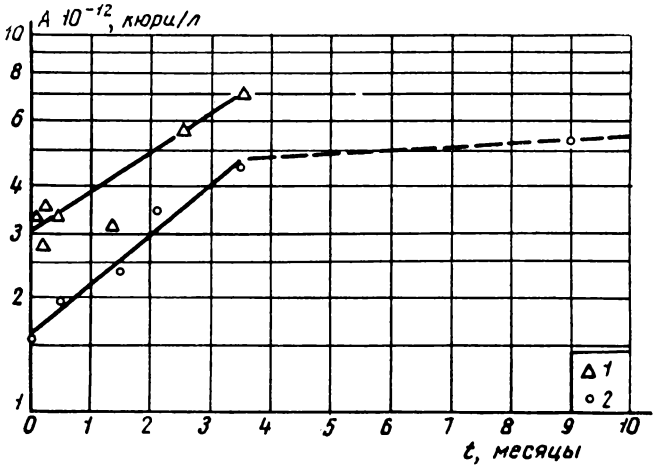


Рис. 3. Изменение суммарной радиоактивности (*1*) и активности стронция-90 (*2*) в воде аквариума с грунтом, загрязненным стронцием-90.

ближенно определяются точками *А*, *Б*, *В*, а активность A_t/A_0 выражена в единицах начальной активности A_0.

Таблица 1

Значения некоторых параметров двухкомпонентной системы вода — грунт по стронцию-90

Водоем	$8K_1$, 10^{-3} сутки$^{-1}$	mK_3, 10^{-4} сутки$^{-1}$		Эффективный период полувыведения ($T_{эфф.}$), дни
		1-й срок	2-й срок	
Первый	7,1	4,3	1,6	~100
Второй .	3,7	1,2	1,2	182
Третий .	2,7	1,4	1,2	250
Среднее .	4,5	2,3	1,3	177

В общем виде деконтаминация трехкомпонентного водоема, отвечающего условиям опыта, может быть представлена в виде эмпирического уравнения

$$A = {}_0\sum_{i=1}^{3} p_i \exp\left(-0{,}693\,\frac{t}{T_i}\right), \quad \sum_{i=1}^{3} p_i = 1,$$

где p_i — доли активности, поглощаемые из воды i-ми механизмами сорбции с периодами полувыведения T_i. Приводим следующие эмпирические формулы $A_t/A_0 = f(t)$.

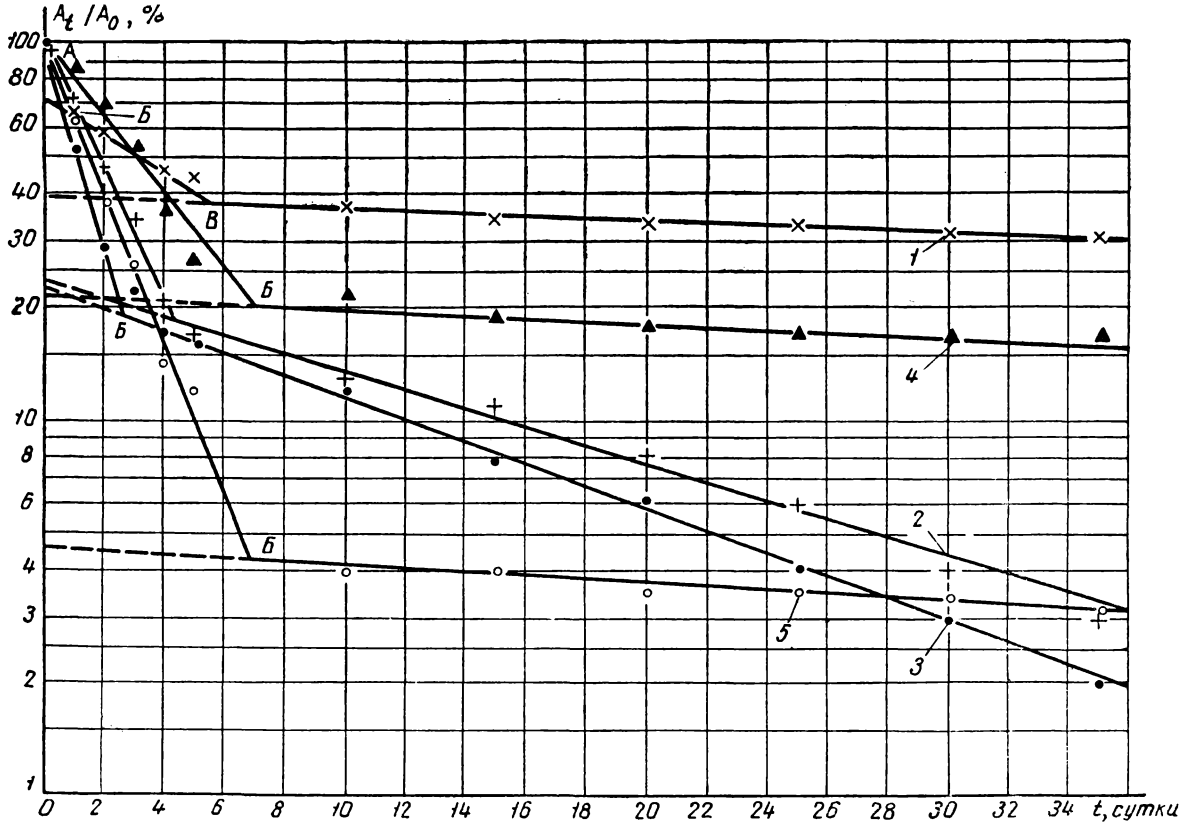


Рис. 4. Характер дезактивации водоема в лабораторном эксперименте для стронция-90 (*1*), рутения-106 (*2*), цезия-137 (*3*), неразделенной смеси продуктов деления (*4*) и кобальта-60 (*5*).

Sr^{90} . . . . . $27\exp\left(-0,693\frac{t}{0,58}\right)+33,5\exp\left(-0,693\frac{t}{2,06}\right)+$
$+39,5\exp\left(-0,693\frac{t}{114}\right)$

Ru^{106} . . . . . $76,3\exp\left(-0,693\frac{t}{1,07}\right)+23,7\exp\left(-0,693\frac{t}{12,2}\right)$

Cs^{137} . . . . . $77,3\exp\left(-0,693\frac{t}{0,6}\right)+22,7\exp\left(-0,693\frac{t}{10,3}\right)$

$\beta+\gamma^*$ . . . . . $78,3\exp\left(-0,693\frac{t}{2,29}\right)+21,7\exp\left(-0,693\frac{t}{73}\right)$

Co^{60} . . . . . $95,4\exp\left(-0,693\frac{t}{1,4}\right)+4,6\exp\left(-0,693\frac{t}{73}\right)$

* Неразделенная смесь продуктов деления.

Как видно, периоды полувыведения радионуклидов из воды отличаются друг от друга до одного порядка. Это еще раз подтверждает тот факт, что сорбция различных радионуклидов твердыми компонентами водоема происходит с разной скоростью. Поэтому при прогнозировании радиоактивной загрязненности водоема необходимо обязательно учитывать в нем (хотя бы приближенно) количественное соотношение радиоактивных веществ.

Таблица 2

Численные значения параметра скорости для ряда радионуклидов

Радионуклид	Составляющие параметра скорости βK_1, сутки$^{-1}$			Первоисточник
	I	II	III	
Стронций-90 . . .	1,1	0,32	0,006	Богатырев, 1962
То же	—	—	0,004	Ровинский, 1965
»	—	—	0,004—0,008	Наши данные
»	—	—	0,001—0,008	То же
Цезий-137	1,16		6,7	Богатырев, 1962
Рутений-106 . . .	0,65		5,7	То же
Кобальт-60 . . .	0,49		0,96	»

На основании рассмотренных примеров представляется возможным оценить значения параметров скорости поступления в грунт некоторых радионуклидов. В общем случае параметр скорости может иметь несколько составляющих. Из табл. 2 следует, что при опытах в различных условиях скорость сорбции активности стронция-90 из воды в грунт является величиной устойчивой. Что касается других радионуклидов, то величина βK_1 должна рассматриваться как первое приближение.

Выводы

1. Получены теоретические и эмпирические формулы, позволяющие прогнозировать в первом приближении деконтаминацию радиоактивной загрязненности слабопроточных и непроточных водоемов.

2. Произведена оценка параметров скорости обмена для двухкомпо-

нентной модели вода — грунт относительно стронция-90, цезия-137, рутения-106 и кобальта-60.

3. Выявлена изменчивость параметров скорости обмена со временем в сторону уменьшения, что свидетельствует о наличии составных частей механизма обменных реакций.

4. Установлено, что эффективная величина параметра скорости передачи активности из воды в грунт для стронция-90 и цезия-137 больше, чем в обратном направлении, по крайней мере на один порядок.

5. С возрастанием объема биомассы увеличивается подвижность радионуклида. Наиболее четко эта зависимость выявляется в начальный период контакта.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков. — Бюлл.Урал. отд. МОИП, 1958, вып. 1.

Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме.— Мед. радиология, 1960, № 1.

Агре А. Л., Молчанова И. В., Тимофеев-Ресовский Н. В. Эффективность самоочищения воды в слабопроточных водоемах от цезия-137 при разных скоростях потока воды, объема воды и концентрации в ней цезия.— Мат-лы Третьей научно-практической конференции по радиационной гигиене, ЛНИИРГ, 1963.

Богатырев И. О. Распределение Co^{60} и некоторых радиоизотопов — продуктов деления по компонентам экспериментальных водоемов. — Изв. АН СССР, сер. биол., 1962, № 1.

Булдаков Л. А., Москалев Ю. И. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней Cs^{137}, Sr^{90} и Ru^{106}. М., Атомиздат, 1968.

Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой.— Микроэлементы в жизни растений и животных. М., Изд-во АН СССР, 1952.

Драчев С. М., Былинкина А. А. Загрязнение радиоактивными веществами поверхности водоемов.— Мед. радиология, 1960, № 6.

Драчев С. М., Былинкина А. А. Значение некоторых гидробиологических показателей в условиях загрязнения водоема продуктами деления на уровне допустимых концентраций.— Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М. — Л., «Наука», 1964.

Жадин В. И. Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии.— Вест. АН СССР, 1963, № 4.

Жогова В. М. Вопросы радиационной микробиологии в санитарной охране водоемов.— М., «Медицина», 1964.

Ильин Д. И., Петрова А. И., Чепкасова Н. Я. К вопросу о миграции радиоактивных веществ из открытого водоема.— Атомная энергия, 1958, т. 5, вып. 1.

Куприянова В. М., Романова Е. С. К вопросу о радиоактивности воды открытых водоемов.— Гигиена и санитария, 1962, № 3.

Лебедева Г. Д. Экспериментальные исследования по снижению некоторыми гидробионтами и илом радиоактивности воды, загрязненной стронцием-89.— Труды по радиационной гигиене, вып. 2. ЛНИИРГ, 1964.

Марей А. Н. Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. М., Медгиз, 1958.

Орешко В. Ф., Малов Г. А., Пинигин М. А. Сезонные колебания радиоактивности воды и донных осадков в малых водоемах.— Труды конференции по радиационной гигиене, ЛНИИРГ, 1960.

Пискунов Л. И. Исследование явлений релаксации.— Изв. АН СССР, сер. геоф., 1961, № 6.

Прохоров В. М. Расчет изменения концентрации радиоактивного изотопа в воде непроточного водоема при поглощении изотопа донным слоем.— Атомная энергия, 1966, т. 20, вып. 5.

Радиационная дозиметрия. Под ред. Д. Хайна и Г. Браунелла. М., Изд-во иностр. лит., 1958.

Ровинский Ф. Я. Способ расчета концентрации радиоактивной примеси в воде и донном слое непроточных водоемов.— Атомная энергия, 1965, т. 18, вып. 4.

Ровинский Ф. Я. Миграция стронция-90 в непроточных водоемах.— Радиохимия, 1967, вып. 1.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов, I. Некоторые общие соображения.— Сборник работ лаборатории биофизики, II. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1960, вып. 12.

Тимофеев-Ресовский Н. В. О радиоактивных загрязнениях биосферы и о мерах борьбы с этими загрязнениями.— Сборник работ лаборатории биофизики, IV. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1962, вып. 22.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Сокурова Е. Н., Тимофеева-Ресовская Е. А. Влияние излучателей на биомассу и структуру наземных, почвенных и пресноводных биоценозов.— Сборник работ лаборатории биофизики, I. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1957, вып. 9.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1963, вып. 30.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М., Тимофеев-Ресовский Н. В. О почвенно-биологической дезактивации воды. — Сборник работ лаборатории биофизики, III. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1960, вып. 13.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М., Тимофеев-Ресовский Н. В. О судьбе радиоизотопов в водоемах. — Сборник работ лаборатории биофизики, IV.— Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1962, вып. 22.

Титлянова А. А., Тимофеева Н. А. Сорбция радиоактивных изотопов почвой.— Сборник работ лаборатории биофизики, IV. Труды Ин-та биологии УФАН СССР, 1962, вып. 22.

Шамов В. П. Физико-математические аспекты метаболизма и нормирования радиоактивных изотопов из группы щелочноземельных элементов.— Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. М., Атомиздат, 1966.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

ЗАВИСИМОСТЬ ЭФФЕКТИВНОСТИ СЧЕТА БЕТА-ЧАСТИЦ ОТ МАКСИМАЛЬНОЙ И СРЕДНЕЙ ЭНЕРГИИ БЕТА-СПЕКТРА ДЛЯ НЕКОТОРЫХ ГАЗОРАЗРЯДНЫХ СЧЕТЧИКОВ

Н. Я. ШПАРБЕР, В. П. ПАРЧЕВСКИЙ

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

В исследованиях, связанных с изучением радиоактивности биосферы, а также в экспериментах с применением меченых атомов, часто необходимо знать эффективность счета бета- и гамма-излучений в широком диапазоне энергий. Такие потребности возникают при комплексных радиохимических и спектрометрических определениях целого ряда радионуклидов с различными энергетическими характеристиками как в природных, так и в экспериментальных условиях.

Большинство высокочувствительных методов предусматривает использование довольно сложной и дорогостоящей аппаратуры, а для калибровки радиометрической аппаратуры поставляется лишь ограниченное число твердых образцовых излучателей (углерод-14, кобальт-60, стронций-90, иттрий-90, цезий-137, таллий-204, радий-226, уран-238). Растворы с низкой удельной радиоактивностью вовсе не поставляются. В связи с этим возникают трудности при измерениях излучений с энергиями, отличными от образцовых излучателей. Кроме того, часто необходимы растворы изотопов с низкой удельной активностью для приготовления эталонов различной геометрической формы, как, например, в случае гамма-спектрометрических измерений радиоактивности больших объемов.

Все это побудило нас выполнить работу, цель которой — нахождение зависимости эффективности счета бета-частиц для некоторых газоразрядных счетчиков в широком диапазоне энергий излучения. В качестве образцовых источников были использованы углерод-14, кобальт-60, стронций-90, иттрий-90, таллий-204, калий-40 (хлористый калий). Первые четыре эталона были изготовлены в препаративной лаборатории Института биофизики МЗ СССР, эталон калия-40 готовился нами из хлористого калия, толщина слоя которого не превышала 57 *мг/см*^{2}.

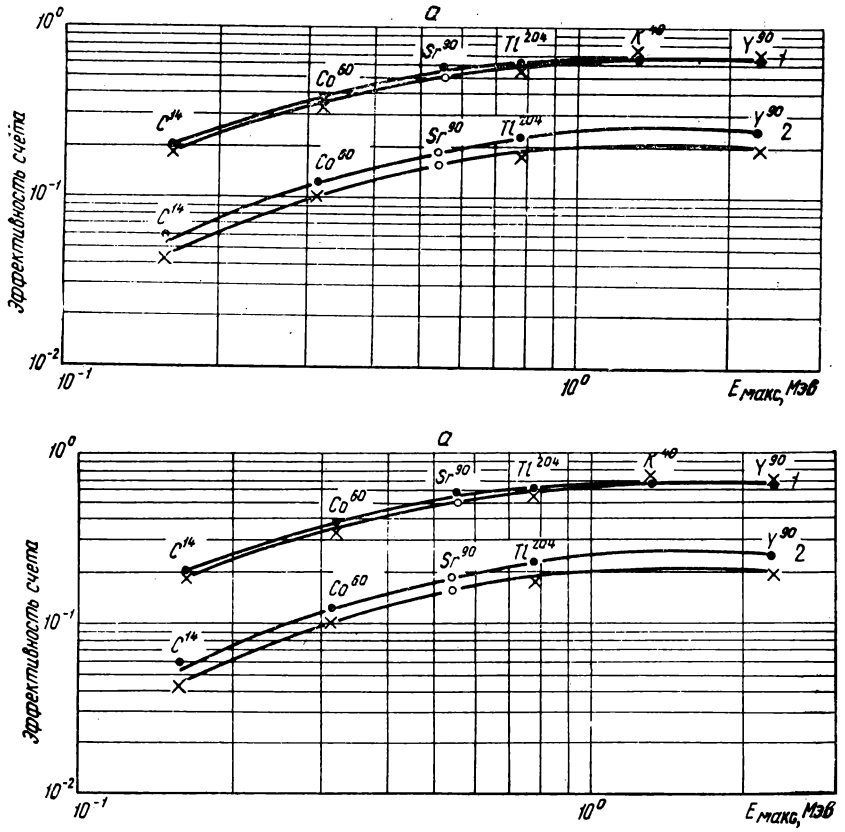
Эффективность счета перечисленных источников определялась для счетчиков СБТ-13, МСТ-17 и СТС-5. Эффективность счета выражали как отношение числа зарегистрированных импульсов от бета-частиц к числу бета-распадов излучателя в угле 2π в единицу времени. В случае смешанного излучения, состоящего из бета-частиц и гамма-квантов (кобальт-60, калий-40), число импульсов, которое обусловливалось гамма-излучением, вычиталось из их общего числа. Для этого источники экранировали соответствующими алюминиевыми дисками, полностью поглощающими бета-излучение, и измеряли интенсивность регистрации гамма-излучения. Толщина дисков практически не оказывала существенного влияния на регистрацию гамма-квантов. При расчете эффективности счета учитывался процент выхода бета-частиц, приходящийся на один распад.

Эффективность счета бета-частиц для счетчиков МСТ-17, СБТ-13 и СТС-5

Радионуклид	Энергия излучения, *Мэв*		Эффективность счета		
	$E_{макс}$	$\bar{E}$	СБТ-13	МСТ-17	СТС-5
Углерод-14	0,1585	0,0501	0,203	0,044	—
Кобальт-60 . . .	0,318	0,0932	0,390	0,110	—
Стронций-90 . . .	0,546	0,193	0,560	0,175	0,019
Таллий-204	0,760	0,242	0,650	0,210	0,035
Калий-40	1,321	0,536	0,740	—	0,135
Иттрий-90	2,273	0,929	0,700	0,220	0,162

Счетчики СБТ-13 и СТС-5 помещали в установку малых фонов УМФ-1500, а МСТ-17 в свинцовую защиту ИФХАН. Образцовые излучатели находились на расстоянии 2, 8 и 10 *мм* от счетчиков СБТ-13, МСТ-17 и СТС-5. Толщина слюды входного окна счетчиков СБТ-13 и МСТ-17 составляла около 5 *мг/см*², а стенка цилиндрического счетчика СТС-5—40— 48 *мг/см*². Относительная ошибка радиометрических измерений не превышала 5%.

Результаты измерений эффективности счета бета-частиц с различной энергией счетчиками СБТ-13 и МСТ-17 приведены в таблице, а также на ри-



Зависимость эффективности газоразрядных счетчиков СБТ-13 (*1*) и МСТ-17 (*2*) от максимальной (*а*) и от средней (*б*) энергии бета-частиц.

сунке. Из последнего видно, что зависимость эффективности счета бета-частиц для этих счетчиков от их максимальной и средней энергий описывается в полных логарифмических координатах плавной кривой. Максимальная энергия бета-частиц (*а*) взята из монографии Б. С. Джелепова и

Л. К. Пекера (1966), а средняя энергия (*б*) для углерода-14, кобальта-60 и иттрия-90 — из статьи Н. С. Шиманской и Э. Г. Зелецкого (1964). Для стронция-90, таллия-204 и калия-40 средняя энергия бета-частиц рассчитана с учетом запрещенности бета-переходов.

Эффективность счета иттрия-90 рассчитана следующим образом. Путем экстраполяции определяли эффективность счета стронция-90 (см. рисунок). Измеряли стандарт стронция-90 — иттрия-90 и из полученной скорости счета вычитали скорость счета стронция-90, которая рассчитана по его эффективности счета и радиоактивности (указана в паспорте). Отношение разности между скоростью счета стронция-90 — иттрия-90 и стронция-90 к радиоактивности иттрия-90, указанной в паспорте, характеризует эффективность счета излучений последнего.

Полученные кривые (см. рисунок) позволяют определять абсолютные активности бета-радионуклидов в диапазоне максимальных энергий 0,158—2,3 *Мэв*. Естественно, что при этом должны соблюдаться требования, предъявляемые к геометрии измеряемого источника, отсутствию самопоглощения в препарате, равномерности распределения активности в препарате.

Целый ряд радионуклидов распадается с испусканием бета-частиц и гамма-квантов, интенсивность которых, приходящаяся на один распад, постоянна. Это позволяет перейти от абсолютной бета-активности к абсолютной гамма-активности, что особенно ценно при изготовлении образцовых излучателей различной геометрической формы, необходимых при идентификации радионуклидов с помощью многоканального гамма-спектрометра.

Авторы выражают благодарность Д. С. Парчевской за помощь, оказанную в работе.

Вывод

Получена зависимость эффективности счета бета-частиц от максимальной (0,16—2,27 *Мэв*) и средней (0,050—0,93 *Мэв*) энергии бета-спектра.

ЛИТЕРАТУРА

Джелепов Б. С., Пекер Л. К. Схемы распада радиоактивных ядер. A<100. М.—Л., «Наука», 1966.

Шиманская Н. С., Зелецкий Э. Г. Средние энергии электронных и позитронных бета-спектров.— Атомная энергия, 1964, т. 17, № 9.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ВЫП. 78 ТРУДЫ ИНСТИТУТА ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ 1971

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ПРИЖИЗНЕННЫХ РАДИОМЕТРИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ ВОДОРОСЛЕЙ

Н. Я. ШПАРБЕР

Институт биологии южных морей АН УССР, г. Севастополь

Большая область исследований в радиоэкологии связана с изучением коэффициентов и кинетических закономерностей накопления радиоактивных веществ. Используемые при этом методы должны удовлетворять требованиям не только простоты и надежности, но и работы с однородным биологическим материалом.

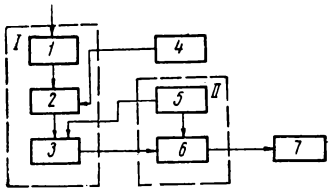


Рис. 1. Блок-схема одноканального гамма-спектрометра.

I — детектор: *1* — кристалл, *2* — ФЭУ, *3* — катодный повторитель; *II* — одноканальный амплитудный анализатор: *4* — блок высокого напряжения, *5* — блок питания, *6* — дифференциальный дискриминатор, *7* — пересчетный прибор.

Радиоэкологи чаще всего используют метод, заключающийся в том, что для каждой экспериментальной точки берется несколько организмов, которые высушивают, растирают в порошок и затем навески сухого вещества измеряют на радиометрической аппаратуре. К недостаткам этого метода следует отнести трудоемкость, разнородность биологического материала и то обстоятельство, что о результатах можно судить только после опыта.

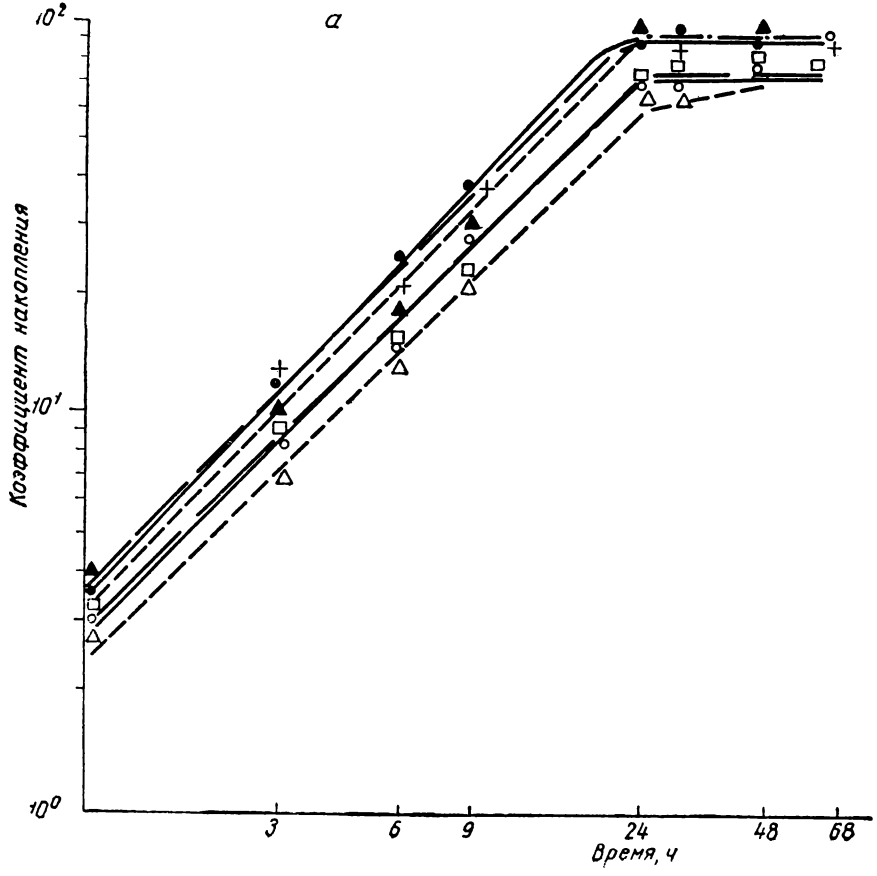
Ряд исследователей (Barnaby a. Orton, 1967; Barnaby a. Smith, 1967) предлагает проводить прижизненные измерения с помощью жидких сцинтилляторов. Фреттер (Fretter, 1955) при изучении накопления Na^{24} полихетами проводила радиометрические измерения на датчике, состоящем из ковра счетчиков. Подобный метод применялся и Р. Я. Колесником (1966) при изучении накопления бета-активных радионуклидов костной тканью крысы.

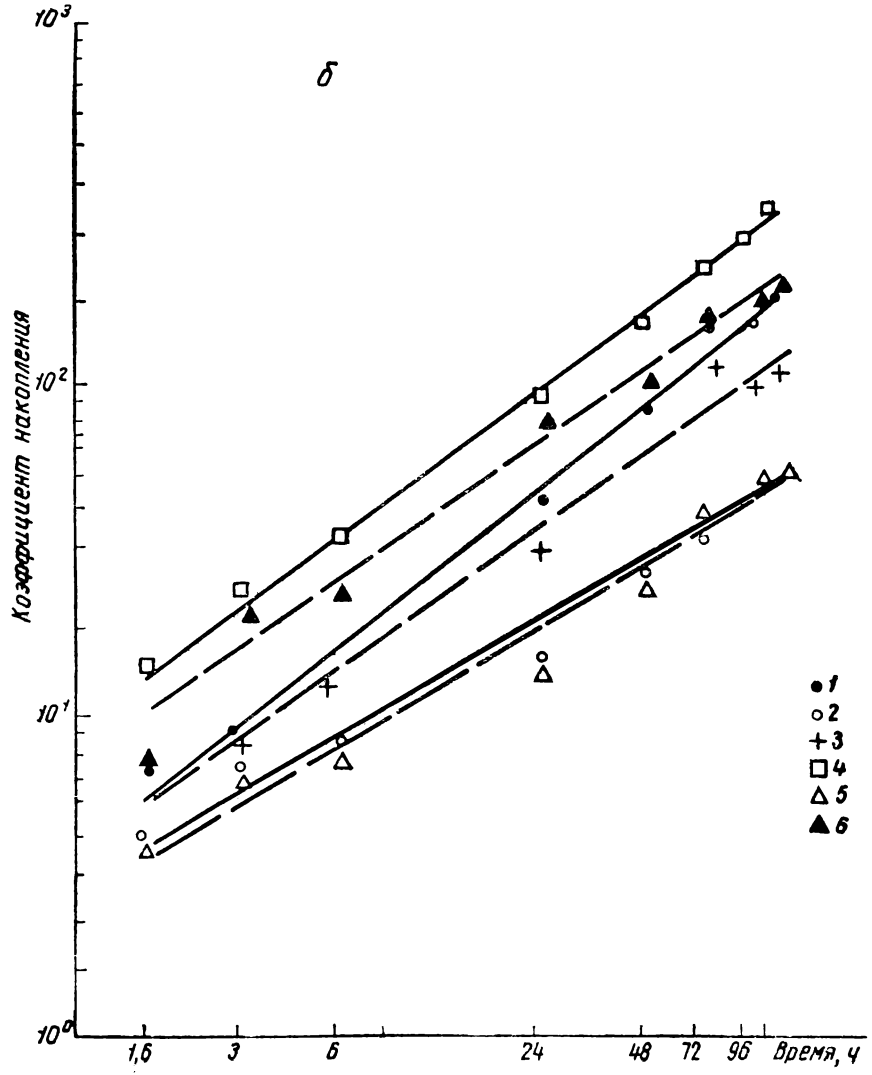
Радиометрические измерения целых организмов по бета-излучению можно проводить только на мелких особях и с излучателями, имеющими высокую энергию бета-частиц.

Благодаря тому, что большинство радионуклидов испускает не только бета-, но и гамма-лучи, наиболее перспективным методом прижизненных радиометрических измерений можно считать измерение по регистрации гамма-лучей с помощью неорганических сцинтилляторов.

Целью наших исследований было выяснить возможность проведения прижизненных радиометрических измерений одного и того же таллома водоросли на протяжении всего эксперимента с помощью кристалла йодистого натрия NaI(Tl). Блок-схема одноканального гамма-спектрометра, который использован в опытах, представлена на рис. 1. Датчик с кристаллом NaI(Tl) размером 40×40 *мм* помещали в свинцовую защиту. Спектрометр предвари-

Рис. 2. Коэффициенты накопления железа-59 (*а*) и кобальта-60 (*б*) ульвой.
1—6 — номера отдельных талломов.





тельно калибровался с помощью эталонного излучателя относительно фотопика и зависимости счетности от геометрических условий (размеров образца и положения его на кристалле). Опыты проводили с пластинчатой зеленой водорослью ульвой (Ulva rigida) и изучали процесс накопления радионуклидов во времени на одних и тех же талломах. В каждом опыте было использовано по шесть талломов. Отбирали одинаковые экземпляры водорослей и из них вырезали диски диаметром 30±2 *мм*. Взвешивание проводили на аналитических весах до и после окончания опыта. Так как увеличение веса водорослей за время опыта не превышало 10% от их первоначального веса, то учитывался средний вес каждого экземпляра.

Подготовленные к опыту водоросли помещались в чашки Петри, находящиеся в кристаллизаторе с активной морской водой. Радиоактивный раствор профильтрованной морской воды (10 *л*) готовился за два дня до начала опыта. Радиоактивность морской воды составляла 10^{-5} *кюри/л*.

Перед радиометрическим измерением водоросли изымали из раствора и тщательно ополаскивали в чистой морской воде. Для сохранения водорослей живыми и для уменьшения испарения воды с их поверхности, во время измерения помещали в плексигласовые цилиндрические камеры размером 40×5 *мм*. Одновременно с талломами водорослей отбирали две пробы воды по 3 *мл* каждая и высушивали под инфракрасной лампой.

Коэффициент накопления ($K_н$) рассчитывали по формуле

$$K_н = \frac{C_{водоросли}}{C_{воды}},$$

где $C_{водоросли}$, $C_{воды}$ — концентрация радионуклида, соответственно, в водоросли и в воде.

Результаты радиометрических измерений представлены на рис. 2.

Статистическая обработка данных показала, что среднее стандартное отклонение при измерении одного таллома для Fe^{59} было в 2,5 раза меньше, а Co^{60} в 8 раз меньше среднего стандартного отклонения, рассчитанного для шести талломов. Из этого сопоставления очевидно, что проведение опыта с одним и тем же талломом значительно уменьшает ошибку. Кроме того, по условиям эксперимента часто необходимо проводить опыты с одним организмом.

Предложенный метод позволяет значительно уменьшить затраты времени на постановку опытов. Так, при продолжительности опыта в 5—6 дней прижизненные измерения дают возможность (за счет растирания и взвешивания пробы) сэкономить более двух рабочих дней, т. е. 1/3 времени.

ЛИТЕРАТУРА

Колесник Р. Я. Методика изучения накопления остеотропных радиоактивных элементов костной тканью в эксперименте.— Мед. радиология, 1966, т. 2, № 9.

Barnaby C. F. a. Orton R. J. J. A whole body animal counter using a liquid scintillator.— J. of Scientific Instruments, 1967, v. 44, N 7.

Barnaby C. F. a. Smith T. Performance of a large — area whole — body counter.— J. of Scientific Instruments, 1967, v. 44, N 7.

Fretter V. Uptake of Radioactive sodium (Na^{24}) by Nereis Diversicolor Mueller and Perinereis cultrifera (Grube).— J. Marine biol. Assoc. of the United Kindom, 1955, v. 34, N 1.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие

Н. В. Куликов. Современное состояние пресноводной радиоэкологии и основные направления исследований по этой проблеме 4

Накопление, миграция и распределение радиоизотопов в водоемах

А. А. Любимов, А. Я. Зесенко. Экспериментальное изучение изменения физико-химического состояния радионуклидов в морской среде 15

В. П. Парчевский, В. Е. Ерохин, К. М. Хайлов. Экспериментальный анализ взаимодействия церия-141, рутения-106, цинка-65 и цезия-137 с высокомолекулярными компонентами растворенного органического вещества морской пены и детрита 22

Л. Г. Кулебакина. О роли гидробионтов прибрежной зоны Черного моря в накоплении и распределении стронция-90 29

Н. С. Рисик, Г. Г. Поликарпов, Х. Абдуллаев. Уран-238 в черноморских организмах. 36

Д. Д. Рындина. Содержание и накопление стронция в морских грунтах и растениях 40

Д. Г. Флейшман, И. А. Скульский, В. Г. Леонтьев, И. В. Буровина. Смещения соотношений Cs/K в морских и пресноводных гидробионтах по сравнению со средой обитания 48

В. Б. Страдомский. О факторах, влияющих на распределение долгоживущих осколочных нуклидов в поверхностных водах суши 53

Л. И. Пискунов, Н. В. Куликов, С. И. Трейгер, С. А. Любимова. О некоторых закономерностях накопления стронция-90 в пресноводных растениях . . 58

Н. В. Куликов, С. А. Любимова, Д. Г. Флейшман. Накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в естественном водоеме 67

З. К. Калниня. Коэффициенты накопления стронция-90 в планктоне и грунтах озер различной трофности 72

С. А. Любимова. Накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в озерах различной трофности 76

А. И. Левина, С. А. Любимова. О корреляции зольности и коэффициентов накопления стронция-90 пресноводными растениями 80

А. А. Солюс, И. В. Буровина, Ю. П. Каневский, Д. Г. Флейшман. Радиоактивный и стабильный цезий в гидробионтах оз. Дальнего (Камчатка) 84

Л. И. Пискунов, С. И. Трейгер, С. Ф. Койсин, А. А. Шмакова, Р. Г. Туруновская. О некоторых соотношениях стабильных и радиоактивных ионов в поверхностных водах 88

Н. Г. Мешалкина. О некоторых закономерностях поведения стронция-90 в экспериментальных непроточных водоемах 95

С. А. Любимова. О накоплении стронция-90 и цезия-137 пресноводным детритом. 99

Ю. П. Надеенко, Г. В. Семенов, С. И. Трейгер, С. Ф. Койсин. Распределение бета-активности в некоторых компонентах экспериментальных водоемов в природных условиях 102

А. А. Искра, Н. В. Куликов, В. Г. Бахуров. О поведении естественных радиоактивных элементов в модельных системах пресноводного водоема 106

Р. Ф. Душаускене-Дуж. Коэффициенты накопления стронция-90 и свинца-210 в пресноводных гидробионтах 112

Г. И. Гнеушева. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью 115

Д. П. Марчюленене, Г. Г. Поликарпов. Накопление радионуклидов илом и личинками хирономид 119

Д. Г. Флейшман. О путях поступления радиоизотопов в организм рыб 123
В. Н. Гуськова, А. А. Заседателев, Б. Н. Ильин, О. Н. Прокофьев, А. И. Тихонова. Кинетика накопления радиоизотопов органами и тканями карпа-годовика при однократном загрязнении воды экспериментальных водоемов смесью радионуклидов 128
Н. В. Куликов, В. С. Безель, Л. Н. Ожегов. Накопление Sr^{90}—Y^{90} икрой пресноводных рыб и расчет поглощенных доз облучения 135

Действие радиоизотопов на гидробионты

Н. А. Тимофеева, Н. В. Куликов, Л. К. Альшиц. Действие Sr^{90}—Y^{90} на эмбриональное развитие некоторых представителей пресноводных рыб и моллюсков . 145
Г. Б. Питкянен. Результаты инкубации икры щуки (*Esox lucius* L.) в растворах смеси стронция-90 и цезия-137 149
В. Г. Цыцугина. О цитогенетическом действии инкорпорированных радионуклидов на ранних стадиях развития черноморских рыб 154
В. Н. Гуськова, А. Н. Брагина, В. М. Куприянова, Н. И. Машнева, Л. Ф. Родионова. С. Я. Сукальская. Кинетика накопления Ba-140+La-140 некоторыми гидробионтами и влияние этих изотопов на икру рыб и биохимические процессы, характеризующие самоочищение водоемов 160
В. Н. Гуськова, А. Н. Брагина, В. М. Куприянова, Н. И. Машнева, Л. Ф. Родионова, С. Я. Сукальская. О некоторых биологических показателях пресных водоемов в условиях однократного загрязнения воды смесью радионуклидов 168
Э. И. Попова, И. Н. Верховская, А. И. Нефедова, Н. И. Олешева. Рост и развитие триостренника (*Triglochin palustris* L.) в различных гидробиогеоценозах . 176
Н. В. Куликов, Л. К. Альшиц, Н. А. Тимофеева. Влияние гамма-лучей Co^{60} на эмбриональное развитие пресноводных рыб (на примере щуки *Esox lucius* L. и линя *Tinca tinca* L.). 189

Методические вопросы радиоэкологических исследований

А. А. Бачурин, Г. Г. Поликарпов. Расчет минимально необходимого объема аквариума для снятия динамических характеристик накопления радионуклидов морскими организмами 197
А. А. Бачурин. Математическое описание динамики накопления радионуклидов морскими организмами 200
И. А. Соколова, В. П. Парчевский, Г. Е. Лазоренко, Н. В. Соколова. Некоторые методические особенности определения стронция-90 в морских организмах 205
Л. И. Пискунов, Н. В. Куликов, А. И. Левина. О математической модели накопления осколочных радионуклидов пресноводными растениями 212
Л. И. Пискунов. Некоторые примеры применения методов математической статистики при обработке результатов радиоэкологических исследований пресных водоемов 218
Г. В. Семенов, Л. И. Пискунов, И. В. Карагодина, В. М. Гущин, С. Ф. Койсин, А. А. Шмакова. К вопросу прогнозирования радиоактивной загрязненности слабопроточных и непроточных водоемов 224
Н. Я. Шпарбер, В. П. Парчевский. Зависимость эффективности счета бета-частиц от максимальной и средней энергии бета-спектра для некоторых газоразрядных счетчиков 233
Н. Я. Шпарбер. Экспериментальное изучение прижизненных радиометрических измерений водорослей 236

ВНИМАНИЮ ЧИТАТЕЛЕЙ!

В редакционно-издательском отделе Уральского научного центра имеются следующие книги:

Вып. 22. Сборник работ лаборатории биофизики. IV. РАДИОАКТИВНЫЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ БИОСФЕРЫ И МЕРЫ БОРЬБЫ С НИМИ. 1962, 92 стр. Цена 52 коп.

Сборник подытоживает результаты оригинальных работ лаборатории, объединенных общей задачей охраны человека и среды его обитания от возможных последствий радиоактивных загрязнений биосферы и проводившихся с единой биогеоценологической точки зрения.

Книга рассчитана на широкий круг читателей, интересующихся вопросами охраны природы, экспериментальной биогеоценологией и взаимоотношением между развивающейся промышленностью и средой обитания человека.

Вып. 30. Е. А. Тимофеева-Ресовская. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПО КОМПОНЕНТАМ ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ. 1963. 78 стр., Цена 45 коп.

Книга посвящена обширной и сложной проблеме судьбы попадающих в водоемы излучателей.

Рассчитана на практических и научных работников, интересующихся вопросами охраны природы и взаимоотношениями между развивающейся промышленностью и средой обитания человека.

Вып. 61. Сб. статей. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В МОДЕЛЬНЫХ СИСТЕМАХ НАЗЕМНЫХ И ПРЕСНОВОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ. 1968. 82 стр. Цена 45 коп.

Сборник посвящен биогеохимическому аспекту радиоэкологических исследований. В него включены работы по изучению поведения радиоизотопов ряда химических элементов в системе почва — раствор в зависимости от типа почв, а также от присутствия в растворе посторонних катионов, искусственных комплексонов и экстрактов разлагающегося опада древесных растений. Приводятся результаты изучения поведения радиоизотопов в системах: почва — раствор — растение и вода — гидробионты, данные по накоплению радиоизотопов наземными и пресноводными растениями в зависимости от ряда сопутствующих факторов среды, роли наземных растений в вертикальной миграции излучателей в почве и роли детритообразования в судьбе радиоизотопов в пресном водоеме.

Вып. 74. Сборник статей. ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ГИДРОБИОНТЫ И НАЗЕМНЫЕ РАСТЕНИЯ. 1970. 98 стр. Цена 81 коп.

Излагаются результаты экспериментальных исследований по радиочувствительности различных представителей пресноводных организмов

(рыб, моллюсков, водорослей). Приводятся данные по предпосевному и хроническому облучению хвойных растений. Часть статей посвящена изучению модифицирующего действия магнитных полей на лучевое поражение растений.

Сборник рассчитан на специалистов в области радиобиологии, биофизики, экологии и радиационной гигиены.

Для получения нужных Вам книг необходимо прислать заявку по адресу:
Свердловск, К-49, ул. Первомайская, 91.
РИСО Уральского научного центра АН СССР.

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

(Труды Института экологии растений и животных)

РИСО УНЦ АН СССР
СВЕРДЛОВСК, К-49
ПЕРВОМАЙСКАЯ, 91.

Редактор изд-ва *Р. Б. ГИЛИЛОВА*. Художник *А. А. Лебедев*. Техн. редактор *Н. Р. Рабинович*. Корректор *К. И. Ушакова*.

РИСО УНЦ АН СССР № 485—26(70). НС 19337 Подписано в печать 10/V 1971 г.
Бумага типографская № 1. Формат 70×108/16. Объем 15,25.
Уч.-изд. л. 21,2. Цена 2 р. 12 к. Тираж 1100. Заказ 585.

Типография изд-ва «Уральский рабочий», г. Свердловск, проспект Ленина, 49.