Чтения памяти Н.В. Тимофеева-Ресовского

Севастополь
2000 г.

МЕЖДУНАРОДНЫЙ СОЮЗ ЭКОЭТИКИ

**СЕВАСТОПОЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
НАУЧНОГО ОБЩЕСТВА"БИОСФЕРА И ЧЕЛОВЕЧЕСТВО"
ИМ. ПРОФЕССОРА Н.В.ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКОГО**

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ ИМ. А.О. КОВАЛЕВСКОГО
НАЦИОНАЛЬНОЙ АКАДЕМИИ НАУК УКРАИНЫ

**100-летию со дня рождения
Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского
посвящается**

ЧТЕНИЯ ПАМЯТИ Н.В.ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКОГО

**Севастополь
2000**

Книга издана при поддержке

Благотворительного фонда «Глобус» (г.Севастополь);

Предпринимателя М.Б.Гулина («Технология качества жизни ™» г.Севастополь), Председателя Крымской целевой комиссии по экоэтике Черного моря Международного Союза Экоэтики;

Предпринимателя К.Е.Криницина (г.Севастополь)

Статьи в сборнике печатаются по оригинал-макетам, представленным авторами.

ISBN 966-02-1750-1

© Институт биологии южных морей
им. А.О. Ковалевского
Национальной Академии наук Украины

НИКОЛАЙ ВЛАДИМИРОВИЧ ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ
(1900-1981)

1971, Обмен

Н. В. Тимофеев-
Ресовский

ОГЛАВЛЕНИЕ

Вводное слово 7

I. Вернадскология

Тимофеев-Ресовский Н.В. Биосфера и человечество 12

II. О Николае Владимировиче Тимофееве-Ресовском

Краткая биографическая записка Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского 22

Горбушин Н.Г. Научное и духовное наследие Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского 24

III. В тайгу и атомград за опытом

Поликарпов Г.Г. Штрихи воспоминаний о Николае Владимировиче Тимофееве-Ресовском (Москва, «Большое Миассово», Екатеринбург, Обнинск) 42

Цыцугина В.Г. В Обнинск, к Н.В. Тимофееву-Ресовскому..... 49

IV. Экоэтика – концепция выживания человечества

Поликарпов Г.Г. Радиохемоэкология, коэволюция и экоэтика 52

Международный Союз Экоэтики. Человечество сможет выжить только с новой концепцией этики: с экоэтикой 62

V. Радиационная генетика

Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Цитогенетические эффекты в природных популяциях гидробионтов, индуцированнные радиоактивным и химическим загрязнением 70

Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Репродуктивные стратегии популяций амфипод и олигохет и их адаптация к антропогенному радиоактивному и химическому загрязнению 80

VI. Радиоэкология. Радиационная биогеоценология

Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Коротков А.А. Геохронологическая оценка радиоактивного загрязнения Черного моря 88

Терещенко Н.Н. Изучение распределения трансурановых элементов в донных отложениях водных систем и прибрежных почвах после аварийных выбросов на Чернобыльской АЭС 100

Лазоренко Г.Е. ^{210}Po в гидробионтах Черного моря 108

Болтачев А.Р., Лазоренко Г.Е. Оценка уловов промысловых рыб Азово-Черноморского бассейна для расчетов коллективных эффективных доз внутреннего облучения населения от природного радионуклида ^{210}Po 126

Мирзоева Н.Ю., Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Архипова С.И., Коркишко Н.Ф. Радиоэкологический мониторинг водных экосистем севастопольских бухт после аварии на ЧАЭС 131

VII. Хемоэкология

Поповичев В.Н., Егоров В.Н. Биотический обмен минерального фосфора в эвфотической зоне западной части Черного моря 140

Поповичев В.Н., Егоров В.Н. Кинетика пищевого поглощения и обмена "минерального" и "органического" кобальта черноморскими идотеями 159

Жерко Н.В. Влияние фенольных соединений на накопление ^{137}Cs черноморскими водорослями – макрофитами 170

Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г., Жерко Н.В. Хемоэкологический мониторинг загрязнения хлорорганическими соединениями зоны черноморского фазеолинового биоценоза у западных берегов Крыма 176

Сабурова М.А., Поликарпов И.Г. Изучение функционирования микробентоса литоральных морских донных отложений 190

Костова С.Н., Егоров В.Н., Поповичев В.Н. Экологические аспекты изучения загрязнения Черного моря ртутью 216

Лазоренко Г.Е. Молисмологическое исследование водной экосистемы Северо-Крымского канала 227

VIII. Проблемы лучевого поражения и очистки радиоактивно-загрязненных вод

Токарев Ю.Н. Влияние величины и мощности дозы гамма-облучения на динамику смертности Noctiluca scintillans Mac. 242

Костова С.К., Рисик Н.С., Костов А.М. Экспериментальные исследования кинетики извлечения из воды трансурановых элементов и ^{90}Sr - ^{90}Y на основе природных сорбентов 250

ВВОДНОЕ СЛОВО

Прошедшие сто лет (1900-2000 гг.) - век генетики, век ядерных наук, век обостряющейся проблемы взаимодействия биосферы и человечества. И это бурное историческое столетие неразрывно связано с ярким именем профессора Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского, мировой величины ученого-творца в фундаментальных областях генетики, биофизики, радиобиологии, радиационной биогеоценологии и важнейшей проблемы "Биосфера и человечество". Его 100-летний юбилей со дня рождения заслуженно и широко отмечается признательными учениками и последователями в разных научных центрах СНГ, Западной Европы и Америки, в том числе под эгидой ЮНЕСКО в "Год Н.В.Тимофеева-Ресовского (2000 г.)".

Сборник открывается программной классической статьей Н.В.Тимофеева-Ресовского "Биосфера и человечество", опубликованной первоначально еще в 1968 г. в сборнике "Научные Труды Обнинского отделения Географического Общества СССР", Обнинск, Сб.1, Ч.1, С.3-12. В ней он подчеркивал:

"Следовательно, биосфера Земли формирует все окружение человека. И небрежное отношение к ней, подрыв ее правильной работы будет означать не только подрыв пищевых ресурсов людей и целого ряда нужного людям промышленного сырья, но и подрыв газового и водного окружения людей. В конечном счете люди без биосферы или с плохо работающей биосферой не смогут вообще существовать на Земле" (стр. 19-20).

Эта актуальная статья до сих пор перепечатывается многочисленными изданиями. В названии рубрики к ней: "Вернадскология" - используется этот часто употребляемый юбиляром излюбленный термин в его выступлениях, лекциях и беседах.

Далее в разделе «О Николае Владимировиче Тимофееве-Ресовском» приводится его краткая биографическая записка любезно предоставленная для публикации Н.Г.Горбушиным - (МРНЦ РАМН г.Обнинск), ученым секретарем Научного общества "Биосфера и человечество" им. профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского, а завершает раздел его статья о научном и духовном наследии Н.В.Тимофеева-Ресовского.

Среди научных ветвей могучего научного древа Н.В.Тимофеева-Ресовского имеется и морская ветвь, возникшая 5 сентября 1956 г., связанная с Севастопольской биологической станцией им. А.О.Ковалевского АН СССР, впоследствии одноименным Институтом биологии южных морей АН УССР, в настоящее время – Институт биологии южных морей им. А.О.Ковалевского Национальной Академии Наук Украины. "Исходной почкой" Севастопольской ветви оказался автор этих строк, который на последнем году обучения (1955-1956 гг.) в аспирантуре биофака МГУ на кафедре биофизики имел счастье получить радушное приглашение от Николая Владимировича (во время его посещения этой кафедры) пройти научную стажировку с выполнением исследований на биостанции "Большое Миассово" в Челябинской области - на научной базе его отдела биофизики Института биологии УФАН СССР (ныне Институт экологии растений и животных УО РАН). То, как это начиналось и проходило, отражено в предлагаемом сборнике в статье "Штрихи воспоминаний о Николае Владимировиче Тимофееве-Ресовском". (Примечание: эта статья публикуется одновременно в юбилейных сборниках в Екатеринбурге, Обнинске, Москве - на русском и в Дубне - на английском языках). Затем последовали стажироваться наши молодые научные эмиссары: ныне ведущий научный сотрудник кандидат биологических наук В.Г.Цыцугина и старший научный сотрудник кандидат биологических наук Л.А.Радченко – к Николаю Владимировичу уже в его отдел радиобиологии и генетики в Институт медицинской радиологии АМН СССР в Обнинске. Воспоминания В.Г.Цыцугиной публикуются в сборнике. Обе они, таким образом, - научные "дочери" Н.В.Тимофеева-Ресовского.

Все остальные авторы статей - также из отдела радиационной и химической биологии ИнБЮМ НАНУ, – члены Севастопольского отделения Научного общества

“Биосфера и человечество” им. профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского и Международного Союза Экоэтики - научные "внуки" и "правнуки" профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского: заведующий отделом доктор биологических наук В.Н.Егоров; старшие научные сотрудники кандидаты билогических наук Г.Е.Лазоренко, Н.В.Жерко, С.Б.Гулин, Н.Н.Терещенко, С.К.Костова, Н.С.Рисик; младшие научные сотрудники В.Н.Поповичев, Н.Ю.Мирзоева, А.А.Коротков; старшие инженеры С.И.Архипова, Н.Ф.Коркишко.

Сотрудники отделов ихтиологии и планктона ИнБЮМ НАНУ – последователи его общих идей в отношении биосферы и человечества: кандидаты биологических наук А.Р.Болтачев и Ю.Н.Токарев, которые одновременно работают заместителями директора ИнБЮМ НАНУ по науке, кандидаты биологических наук отдела планктона ИнБЮМ НАНУ М.А.Сабурова и И.Г.Поликарпов.

В разделе "Экоэтика - концепция выживания человечества" рассматривается логическое развитие учения юбиляра о "Биосфере и человечестве", в котором чувствовалась потребность еще в 1960-х годах и назревал поиск глобального инструмента, созвучного концепции выживания человечества в союзе и под эгидой биосферы.

В книге представлены научные разделы, по которым продолжаются работы Н.В.Тимофеева-Ресовского силами многих севастопольских исследователей:

"Радиационная генетика”,

"Радиоэкология. Радиационная биогеоценология",

"Хемоэкология",

"Проблемы лучевого поражения и очистки радиоактивно-загрязненных вод".

Символично, что имеется естественный союз между Научным обществом “Биосфера и человечество” им. профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского (г.Обнинск, РФ) и "Международным Союзом Экоэтики" (Ольдендорф, ФРГ, - г.Севастополь, Украина).

Коллектив авторов сборника очень тронут предупредительностью севастопольских деловых кругов:

благотворительного фонда “Глобус”,

предпринимателя М.Б.Гулина,

предпринимателя К.Е.Криницына,

откликнувшихся на просьбу о поддержке этого издания, без чего книга не была бы опубликована.

Г.Г. Поликарпов

вице-президент Международного Союза Экоэтики,

председатель Севастопольского отделения Научного общества

“Биосфера и человечество” им. профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского.

I. Вернадскология

БИОСФЕРА И ЧЕЛОВЕЧЕСТВО

Н.В.Тимофеев-Ресовский

Среди большого числа современных проблем научно-технического характера, которыми эпоха наша весьма богата, есть одна комплексная проблема, решение которой является задачей всего естествознания, включая математику, и значение которой до сих пор большинством людей недостаточно осознано. Об этой проблеме вкратце идет речь в этой статье.

Недавно происходил очередной международный демографический конгресс, занимавшийся проблемами народонаселения нашей планеты – Земли. Этот конгресс был в основном посвящен вопросу роста народонаселения. Цифры следующие: в 1900 году людей на Земле было, примерно, полтора миллиарда, сейчас около четырех миллиардов людей населяют Землю. К двухтысячному году нас будет примерно 7 миллиардов, а через сто лет ожидается цифра населения где-то между двадцатью и тридцатью миллиардами.

Но дело не в цифре народонаселения как таковой. Места на Земле и для тридцати миллиардов людей достаточно, и для пятидесяти, и даже для большего числа. Но вот другой аспект проблемы важен: экономисты и ученые естественники на основе наших современных научных знаний оценили, что при достаточно хорошей организации хозяйства Земля может прокормить и снабдить другими видами сырья около десяти-двенадцати миллиардов людей. Из этого следует, что через 100 лет примерно половине народонаселения Земли будет не хватать не только пищи, но и целого ряда других видов биологического сырья, необходимого, как все знают, для самых разнообразных отраслей химической и другой промышленности. Я должен напомнить, что сто лет – это не туманное отдаленное будущее, о котором можно не думать, а это всего лишь три человеческих поколения. То есть через 100 лет Землю будут населять внуки и правнуки теперешних людей, населяющих сейчас Землю. Следовательно, это время от нас не слишком отдаленное. Из этого видно, что даже нам и ближайшим двум поколениям людей придется, хотят они или нет, разбираться детально в этой проблеме.

Как видите, я пока изобразил проблему в довольно-таки пессимистических тонах. Через 100 лет, выходит, примерно половине народонаселения будет нечего делать на Земле, будет нечего есть, а может быть, и нечем дышать и не хватит воды для

питья, для утоления жажды, не говоря уже о промышленности, которая «пьет» воды много больше, чем все человечество вместе взятое.

А теперь попробуем поставить эту проблему иначе, отнюдь не в утопически-фантастическом плане, а на основе того, что мы сегодня можем предвидеть, то есть на основе конкретных научных знаний в области, в первую очередь, биологии и целого ряда других дисциплин, включая математику.

Я должен напомнить, что Земля наша является живой планетой, то есть планетой, на которой развивалась грандиозная по своему своеобразию, разнообразию, да и, как мы сейчас увидим, по общей массе жизнь. Есть, по-видимому, целый ряд планет мертвых, лишенных жизни. Земля же наша является живой планетой, и ее характерной особенностью, в связи с этим, является особая оболочка земного шара, получившая название биосферы.

Биосферой мы называем, следовательно, ту наружную оболочку земного шара, на которой развилась и процветает жизнь: в форме большого числа разнообразных видов живых организмов, животных, растений, микроорганизмов, населяющих наружные слои земной коры на суше, практически всю толщу гидросферы, то есть Мирового океана, морских и пресных вод, и нижние слои атмосферы, окружающей земной шар.

Один из крупных, если не крупнейший натуралист последнего столетия, наш соотечественник академик В.И.Вернадский, умерший в сорок пятом году глубоким стариком, в целом ряде блестящих работ создал общее учение о биосфере Земли.

Биосфера, как я уже сказал, представляет собой прежде всего пленку жизни, покрывающую земной шар. Общая масса живых организмов или, как мы говорим, общая биомасса Земли примерно была подсчитана Вернадским и его школой и составляет около десяти в шестнадцатой степени тонн. По сравнению с общей массой Земли это не очень много, но конечно, это огромная масса вещества. Причем не следует забывать, что это вещество живое. Живые организмы постоянно рождаются и отмирают, в живых организмах протекают процессы обмена веществ, следовательно, живые организмы в отличие от неживой или, как Вернадский говорил, косной природы или косного вещества представляют собой огромный химический завод, превращающий огромные массы вещества и энергии на поверхности нашей планеты.

В этом первое, может быть, самое важное свойство биосферы. Биосфера является существенной составной частью общей жизни Земли как планеты, является энергетическим экраном между Землей и Космосом и той пленкой, которая превращает

определенную часть космической, в основном солнечной, энергии, поступающей на Землю, в ценное высокомолекулярное органическое вещество.

Биосфера Земли, выражаясь языком физиков и термодинамиков, является открытой термодинамической системой. В нее поступает энергия извне, из Космоса, в основном – это солнечная энергия. В процессе эволюции живые организмы на Земле создали две большие основные группы: организмы автотрофы, способные на основе поглощаемой ими солнечной энергии (например, зеленые растения с помощью фотосинтеза, а ряд микроорганизмов с помощью хемосинтеза) из неорганического вещества создавать органическое вещество, из малых молекул строить большие молекулы; другая группа организмов – гетеротрофы, к которым относимся и мы, может жить, существовать и питаться лишь на основе первичных продуцентов, как их часто называют, организмов автотрофов, о которых я только что говорил.

Таким образом, автотрофы непосредственно используют поступающую на Землю солнечную энергию, создают органическое вещество, а все остальные организмы – гетеротрофы: животные, очень небольшая часть растений, часть микроорганизмов и мы, люди, живем уже на счет или за счет того органического вещества, которое создано автотрофами.

Следовательно, мы имеем энергетический вход в биосферу в форме солнечной энергии. В громадной биомассе биосферы протекают процессы обмена веществ, одни организмы отмирают, другие нарождаются, они питаются друг другом, продуктами друг друга и так далее. Происходит огромный, вечный, постоянно работающий биологический круговорот биосферы; целый ряд веществ, целый ряд форм энергии постоянно циркулируют в этом большом круговороте биосферы. И наконец, из этого круговорота есть выход. Живые организмы не образуют идеально замкнутого биосферного круговорота. Часть органического вещества поступает в почву, на дно водоемов, в водные растворы, используется микроорганизмами-минерализаторами, которые, используя эти органические остатки, разлагают их до простых неорганических солей, растворяющихся в воде, и поступают в сток, который в конечном счете кончается в Мировом океане. И вот эти продукты минерализации отмирающего органического вещества, не использованные в биологическом круговороте биосферы, образуют, осаждаясь из водных растворов, осадочные или вторичные горные породы, мощным слоем покрывающие лик Земли. Другими словами, из живого круговорота биосферы для части вещества и энергии есть выход, так сказать, в геологию путем формирования вторичных осадочных горных пород. Таково общее

представление о биосфере: энергетический вход в виде солнечной энергии, большой биосферный круговорот и выход из него в геологию, в осадочные горные породы.

В связи с нашей проблемой, с той проблемой, которую я вначале поставил: как же быть со все нарастающей численностью людей на Земле, возникает вопрос: «Что может этот большой биологический круговорот в биосфере давать людям?». Эту проблему можно рассмотреть по трем основным пунктам или местам только что описанной мною биосферы: 1) на энергетическом входе, 2) в биологическом круговороте биосферы и 3) на выходе из биологического круговорота в геологию.

Начнем с энергетического входа. На поверхность Земли падает определенное количество солнечной энергии. Конечно, сработать биологически может только та часть этой солнечной энергии, которая поглощается организмами-автотрофами, в основном зелеными растениями, способными к фотосинтезу. Так вот, из всей падающей на Землю солнечной энергии лишь определенный процент, точно это подсчитать не так-то легко, скажем, примерно от трех до восьми процентов, падающей на Землю солнечной энергии поглощается зелеными растениями. Из поглощенной энергии не вся идет на фотосинтез. Как и в технике, в живой природе мы можем говорить о к.п.д. – о коэффициенте полезного действия, то есть лишь часть поглощенной зелеными растениями энергии используется растениями в фотосинтезе. Процент поглощенной солнечной энергии, используемой растениями, опять-таки подсчитать его точно нелегко, составляет примерно от двух до восьми процентов. При этом очень существенно заметить, что разные виды и группы растений обладают разным к.п.д. Так вот, уже на входе человечество может кое-что сделать для того, чтобы растительность поглощала больше поступающей на Землю солнечной энергии, а для этого необходимо повысить плотность зеленого покрова Земли. Пока мы, люди, в своей хозяйственной, промышленной деятельности и в быту, скорее, сокращаем эту плотность зеленого покрова Земли, небрежно обращаясь с лесами, лугами, полями, строительными площадками. Недостаточно озеленяя пустыни, степи, мы снижаем плотность зеленого покрова. Но как раз современная техника и уровень современной промышленности теоретически позволяют нам проделать обратную работу, то есть повышать всемерно на всех пригодных для этого площадях земной поверхности и в водоемах, особенно пресноводных, плотность зеленого покрова. Эта плотность зеленого покрова повысит процент поглощенной растениями солнечной энергии; причем повысить его, как показывают расчеты, можно минимум в полтора, может

быть, даже в два раза, и тем самым удастся повысить биологическую производительность Земли.

Выше было сказано, что к.п.д. – коэффициенты полезного действия разных видов растений, могут быть очень различны, варьируя от в двух до восьми, а может быть у ряда растений и более процентов; следовательно, здесь открывается для человечества еще одна возможность: разумно, конечно, на основе предварительного точного изучения к.п.д. различных видов растений специалистами-физиологами, стараться повышать процент участия в растительных сообществах, покрывающих Землю, растений с наивысшим, а не наинизшим к.п.д. Этим опять-таки можно на какую-то цифру, в полтора раза или меньше, или больше, повысить уже тот процент солнечной энергии, которая усваивается растениями и через фотосинтез растений ведет к производству органического вещества на Земле.

Значит, уже на входе в биосферу, на энергетическом входе можно выиграть, ну, скажем, фактор-2, то есть повысить биологическую производительность Земли в два раза. Напомню, – это то, что нам совершенно необходимо через сто лет.

Теперь перейдем к основному большому круговороту биосферы. Тут опять-таки мы, люди, хозяйствуем пока что очень небрежно, мы уничтожаем или подрываем воспроизводимые запасы животных и растений на планете, мы небрежно и неумно часто используем промысловые запасы лесов, зверей, рыб и так далее. Здесь только путем рационализации использования «дикой» живой природы можно сделать очень много. При общем повышении плотности зеленого покрова Земли легко будет повысить плотность и животного населения Земли, которое в конечном счете питается растительным покровом, прямо или косвенно. Путем точного изучения воспроизведения масс растительности, воспроизведения запасов полезных человеку животных, пушных зверей, копытных, морских зверей, птиц, рыб и целого ряда беспозвоночных, особенно в океане, мы сможем резко повысить полезную для человека продуктивность этого гигантского круговорота в биосфере. Но мы можем, и мы на пути к этому, повысить и продуктивность сельскохозяйственных культур, культурных растений и домашних животных. Ведь как раз за последнее десятилетие в генетике, науке о наследственности, мы все глубже проникаем в структуру и работу генотипа, наследственного кода информации, передаваемого от поколения к поколению в живой природе.

Когда мы будем знать более или менее точно структуру и работу этих генотипов, мы сможем резко повысить эффективность и ускорить селекцию

сельскохозяйственных культур – культурных растений и домашних животных, с целью резкого повышения их производительности, полезной для человека. Ведь не следует забывать, что большинство сейчас используемых культурных растений и домашних животных – продукт одомашнивания, окультуривания, приручения и высева их около своих жилищ нашими далекими полудикими предками. Из почти трех миллионов видов животных, растений и микроорганизмов, населяющих Землю, человек может извлечь целый ряд видов, вероятно, много более полезных ему и более высокопродуктивных, чем те, которые он использует сейчас. Поэтому в большом биосферном круговороте человек на основании уже сейчас предвидимых научных возможностей может получить в два, три раза, а может быть, и больше полезных для себя веществ, чем он получает сегодня. В Японии используется уже сейчас более 20 видов водорослей для пищевых и кормовых целей, постоянно растет использование беспозвоночных, населяющих Мировой океан, вводятся в культуру новые виды растений, а иногда и животных, и так далее. Теперь вспомните, если мы на энергетическом входе сможем получить фактор-2, то есть за счет увеличения процента поглощаемой растениями солнечной энергии и повышения среднего к.п.д. растения можем увеличить продуктивность, скажем, в два раза, да на большом биосферном круговороте повысить ее еще в 3 – 4 раза, два на три, четыре - получается в 6 – 8 раз, т.е. мы сможем в 6 – 8 раз повысить продуктивность биосферы Земли. И еще раз повторяю: это все на основании того, что научно уже сейчас понятно и возможно.

Есть еще одна очень важная, но нерешенная биологическая проблема. Дело в том, что Земля наша всюду и всегда населена более или менее сложными комплексами многих видов живых организмов, сложными сообществами или, как биологи называют их, – биоценозами. Так вот, мы до сих пор не знаем, почему в течение долгого времени (большого числа поколений живых организмов) такие сложные сообщества, если человек их не подрывает, не портит, не видоизменяет, способны находиться в состоянии равновесия между составляющими их видами.

Почему это так? – мы, положим, знаем. Потому что вся эволюция на Земле проходила в приспособлении живых организмов не только к неживой внешней среде, но и друг к другу, так сказать, в результате эволюции организмы оказываются хорошо «притертыми» друг к другу. Поэтому причина возникновения такого равновесия нам понятна. Но механизмы, управляющие такими равновесными системами, нам пока не известны. И вот одной из задач новой нашей советской дисциплины – биогеоценологии, созданной недавно скончавшимся крупнейшим и старейшим нашим

биологом академиком Владимиром Николаевичом Сукачевым, и является точное изучение отдельных, местных, так сказать, биогеоценотических круговоротов, в сумме составляющих общий круговорот веществ в биосфере, и изучение условий и закономерностей, создающих равновесное состояние, а также условий и воздействий, нарушающих эти равновесия.

Человеку ведь, переделывая, улучшая сообщество в живом покрове Земли, придется делать это, не нарушая равновесия, а так, чтобы переводить сообщества живых организмов в разных местах из одного, менее выгодного для человека и менее продуктивного, в более выгодное и более продуктивное равновесное состояние.

Что значит нарушить равновесие, мы уже знаем. Вспомните общеизвестный пример: завезение кроликов в Австралию. На новом месте в Австралии у кроликов не оказалось естественных врагов – хищников и паразитов. Они размножились в таких количествах, что стали в Австралии национальным бедствием. И со времени их завезения в девятнадцатом веке по настоящее время затрачены сотни миллионов, если не миллиарды, долларов на борьбу с кроликами, которая достигла эффективных значений лишь в самое последнее время, за последние два – два с половиной десятилетия. Когда англичане в Новую Зеландию и Австралию пожелали завезти свои знаменитые английские розы, оказалось, что на новом месте розы съедались начисто за один сезон тлями. Выяснилось, что у тли, завезенной вместе с розами, на новом месте опять-таки нет естественных врагов. Равновесие было восстановлено лишь тогда, когда из Европы завезли жучков – божьих коровок, которые являются основными врагами тли; и когда восстановилось равновесие, стали произрастать розы, розы ела тля, а тлей стали есть божьи коровки, которых опять-таки держали в приличных пределах численности разные птички, которые клевали божьих коровок, восстанавливая равновесие в розарии. Я привел два примера, но таких примеров можно привести сотни и сотни.

Следовательно, когда человек разрешит проблему равновесия в живой природе, он из биосферного круговорота сможет извлечь еще много больше, потому что он тогда действительно сознательно, научно, на рациональных основах сможет в свою пользу и по своему усмотрению изменять и улучшать биологические сообщества, населяющие Землю. Если из этого возникает возможность еще в полтора раза увеличить производительность биосферы, то мы уже получим вместе с предыдущими возможностями более чем 10-кратное увеличение биологической продуктивности Земли.

И наконец, последний, третий пункт – выход из биосферы. Сейчас мы знаем, что в ряде мест на Земле, на дне некоторых озер вместо ила, который минерализируется живыми организмами до растворимых неорганических солей, постепенно образуется сапропель, чрезвычайно интересное и ценное органическое вещество, состоящее в основном из углеводов, белков и жиров. Этот сапропель уже сейчас используется людьми. Японцы, например, высшие сорта его превращают в пищевые вещества, следующие, более низкие сорта, – в кормовой материал для скота, а самые низкие сорта сапропеля употребляют в качестве органических удобрений. У нас сапропель тоже уже употребляется, например, в кондитерской промышленности в качестве заменителя желатина и агара. Но употребляется он пока людьми в очень незначительном количестве. Так вот, дело не в сапропеле как таковом, а гораздо в большем; в будущем на выходах из большого биосферного круговорота будут сидеть инженеры-биотехники, задачей которых будет не допускать деградации вещества, выходящего из большого круговорота биосферы, до состояния малоценных мелких молекул, неорганических солей, в конечном счете какой-нибудь известки, получаемой из известняков, образующихся в виде осадочных горных пород в океанах и морях. Эти инженеры-биотехники будут ловить выходящие из круговорота биосферы вещества в формах значительно более ценных – больших органических молекул: углеводов, белков и жиров, бесконечно более полезных людям. Этот третий пункт, где люди смогут повысить продуктивность Земли.

Я начал с пессимистической констатации соотношения очень быстрого прироста народонаселения земного шара и естественной ограниченности биологических запасов на Земле. Однако, рассмотрев то, что происходит в биосфере, и то, что мы уже знаем благодаря работам наших крупнейших ученых Вернадского, Сукачева и ряда других, мы приходим к оптимистическому прогнозу: не в 2, а в 10 с лишним раз человек может повысить продуктивность Земли, не подорвав производительных сил ее биосферы.

Наконец, я хочу указать на следующее: мы привыкли рассуждать о биологической продуктивности Земли главным образом с точки зрения пищевых ресурсов для нас самих. Но ведь биосфера Земли – эта гигантская живая фабрика, преобразующая энергию и вещество на поверхности нашей планеты, – формирует и равновесный состав атмосферы, и состав растворов в природных водах, и через атмосферу – энергетику нашей планеты. Она же влияет и на климат. Вспомним огромную роль в круговороте влаги на земном шаре испарения воды растительностью, растительным покровом Земли. Следовательно, биосфера Земли формирует все

окружение человека. И небрежное отношение к ней, подрыв ее правильной работы будет означать не только подрыв пищевых ресурсов людей и целого ряда нужного людям промышленного сырья, но и подрыв газового и водного окружения людей. В конечном счете люди без биосферы или с плохо работающей биосферой не смогут вообще существовать на Земле.

Из этого видно, что это действительно проблема номер один и проблема срочная. Нам нужно уже сейчас бросать все научные силы на решение этой проблемы. Для этого нужно точно инвентаризовать наше живое окружение, в чем мы тоже сильно отстали. Нужна большая работа зоологов, ботаников, гидробиологов, которые бы точно и хотя бы полуколичественно инвентаризовали виды растений, животных, микроорганизмов, населяющих разные территории и акватории, разные регионы нашей планеты, в первую очередь обширного нашего отечества. Нужны физиологи, биохимики, биофизики, генетики, которые бы изучили интимные, глубинные механизмы жизни, которые позволили бы селекционерам, сельским хозяевам, биотехникам, промысловикам рационально, полно и много богаче, чем сейчас, использовать живые ресурсы Земли.

Наконец, проблема равновесия, о которой я упоминал, это проблема для математиков и кибернетиков, без их участия ее не разрешить. А как я уже говорил, ее разрешение поможет людям разумно изменять свое живое окружение. Вот примерно то, что каждый должен знать и постоянно обдумывать в отношении той проблемы, которую я поставил вначале. Надо не забывать, что людям ее решать придется, хотят они этого или нет. И ведь жизнь на земном шаре, человеческая жизнь, пока протекает не очень мирно, поэтому несомненно будет в ближайшее время еще существовать соревнование, конкуренция разных стран, разных континентов, разных больших регионов Земли. И нам в этой конкуренции отставать нельзя. Наоборот, вся история естествознания, русского естествознания девятнадцатого и двадцатого веков, дает возможность именно нам, советским ученым, эффективнее других, целостнее и рациональнее приступить к изучению научных основ этой большой проблемы – проблемы «биосферы и человечества».

Статья была впервые опубликована в сборнике “Научные труды Обнинского отдела Географического общества СССР”, Обнинск, 1968.- Сб.1, Ч.1.- С.3-12.

II. О Николае Владимировиче Тимофееве-Ресовском

КРАТКАЯ БИОГРАФИЧЕСКАЯ ЗАПИСКА
Николая Владимировича ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКОГО

1900 7 сентября (ст. стиль) - родился Н.В.Тимофеев-Ресовский.

родители: отец - Владимир Викторович Тимофеев-Ресовский (1850-1913);

мать - Надежда Николаевна, урожденная Всеволожская (1868-1928).

Учёба

1911 -1913 - Киевская I Императорская Александровская гимназия;

1914 -1916 - Московская Флеровская гимназия;

1916 -1917 - Московский свободный университет Шанявского;

1917 -1922 - I Московский государственный университет.

Работа

1920-1925 - преподаватель биологии на Пречистенском рабочем факультете в Москве;

1921-1925 - научный сотрудник Института экспериментальной биологии ГИНЗ (директор - проф. Н.К.Кольцов).

1922-1925 - преподаватель зоологии на биотехническом факультете Практического института в Москве;

1924-1925 - ассистент на кафедре зоологии (проф. Н.К.Кольцов) Московского медико-педологического института;

1925-1946 - научный сотрудник, руководитель отдела генетики при Институте исследования мозга в Берлин-Бухе, направлен по приглашению Kaiser Wilgelm Geselschaft zur Forderung der Wissenschaften в Берлине, а также по рекомендации проф. Н.К.Кольцова и наркома здравоохранения Н.А.Семашко;

1947-1955 - заведующий биофизическим отделом на объекте 0211 МВД;

1955-1964 - заведующий отделом биофизики в Институте биологии УФАН СССР в Свердловске, создатель и руководитель биостанции "Миассово" в Ильменском заповеднике;

1964-1969 - заведующий отделом радиобиологии и генетики в ИМР АМН СССР в Обнинске (Калужская обл.);

1969 -1981 - консультант в Институте медико-биологических проблем в Москве.

Области исследований

1920-1923 - зоология (зоопланктон, пресноводные рыбы, водные и прибрежные птицы Палеарктики), гидробиология среднерусских озер, генетика, биофизика и

эволюционная проблематика. Начаты исследования на дрозофиле по феногенетике, мутационным процессам, популяционной генетике и разработаны некоторые основы процессов микроэволюции.

С конца 20-х до середины 40-х гг. - проведена системно-зоогеографическая и экспериментально-генетическая работа по монографическому исследованию внутривидовой изменчивости растительноядной божьей коровки Epilachna chrisomelina F.

С 30-х до 60-х гг. - исследование судьбы (накопление и выведение) некоторых радиоактивных элементов преимущественно гидробионтами и наземными растительными организмами в пределах биогеоценозов.

С середины 60-х до 80-х гг. - исследование генетических механизмов у Drosophila melanogaster, развитие проблем биосферы и человечества, эволюционного учения, теоретической биологии и космических экосистем.

Общие результаты

Из более общих достижений в некоторых областях современного естествознания следует отметить участие в разработке принципов попадания, мишени и усилителя в радиобиологии; в разработке и классификации явлений изменчивости фенотипического проявления в основном последних стадий постэмбрионального развития признаков, определяемых теми или иными мутациями под влиянием генотипической, внешней и внутренней среды; в области феногенетики, феноменологии проявления генов; разработке элементарных материалов и факторов микроэволюционного процесса и соотношений между микро- и макроэволюцией.

Научные контакты

В группе С.С.Четверикова (Институт экспериментальой биологии ГИНЗ директор - проф. Н.К.Кольцов) был организован кружок по изучению дрозофилы - "Дрозсоор", на котором обсуждались результаты экспериментальных исследований и важнейшие публикации. В дальнейшем организовывал неформальные и свободные кружки для оживления научной жизни и работы; дискуссии, на которых формулировались необходимые биологические понятия при взаимодействии с математиками, физиками, химиками и другими специалистами; участие в семинарах "Круга Нильса Бора" в Копенгагене. Организация совместно с Б.С.Эфрусси при содействии Rockfeller Foundation международной группы физиков, химиков, цитологов, генетиков, биологов и математиков, заинтересованных в обсуждении важнейших проблем теоретической биологии. Семинары-"трёпы" в Миассово на Урале, на Можайском море в Подмосковье.

НАУЧНОЕ И ДУХОВНОЕ НАСЛЕДИЕ Н.В.ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКОГО

Н.Г.Горбушин

В 2000 г. научная общественность России, ближнего и дальнего зарубежья отмечает 100 лет со дня рождения Н.В.Тимофеева-Ресовского (1900-1981 гг.). Прошедшие 19 лет со дня кончины характеризуются острой и открытой борьбой, связанной с реабилитацией его имени в общественной и культурной жизни России и Германии [1]. В науке его имя признано во всем мире. За это время вышли в свет книги Д.Гранина "Зубр" (1987 г.), "Н.В.Тимофеев-Ресовский. Очерки, воспоминания, материалы" (Наука, 1993 г.). Режиссер Е.С.Саканян выпустила три фильма - "Рядом с Зубром", "Охота на Зубра" и "Герои и предатели". Состоялись научные конференции и чтения, посвященные его памяти: Ереван-1983, Чернигов-1986, Обнинск-1990, издан сборник трудов "Онтогенез, эволюция, биосфера" (Наука, 1989 г.). В 1992 г. состоялась реабилитация Николая Владимировича, открыты памятные доски в Берлин-Бухе (Германия), Челябинске и Обнинске.

В мае 1995 г. на биологическом факультете МГУ состоялась презентация книги - Н.В.Тимофеев-Ресовский "Воспоминания", изд. Прогресс, 1995. Запись презентации транслировалась по Центральному телевидению. Было сказано много теплых, душевных слов о жизни и научной деятельности Николая Владимировича, благо, что на этом факультете он когда-то учился, но по иронии судьбы закончить его не удалось. В 1998 г. в Екатеринбурге вышла книга очередных воспоминаний тех, кто с ним работал: “Н.В.Тимофеев-Ресовский на Урале”.

С течением времени все более становится значимым тот огромный вклад, который внес Н.В.Тимофеев-Ресовский в понимание тайн мироздания, развитие современной общей и теоретической биологии. Но самой главной его чертой была внутренняя духовная сила и независимость - в большом и малом, в жизни и науке.

Не углубляясь в анализ случайных или закономерных жизненных ситуаций, могу сказать, что будучи студентом заочного отделения радиофака УПИ и инженером-конструктором в то время секретного предприятия зимой 1961-1962 гг. в Институте биофизики УФАН СССР я встретился с неизвестным мне Человеком, который в последующем существенно повлиял на мою судьбу. На протяжении 8-9 месяцев я не знал, что он Тимофеев-Ресовский и крупный ученый, но его предложение по изучению биологической и биофизической литературы добросовесно старался выполнить. После

третьей встречи решил ехать в Миассово, а затем и в Обнинск. На сегодняшний день о Николае Владимировиче сказано много добрых слов, были и жестокие. Однако хорошего почему-то всегда мало, а из плохого достаточно одного слова, чтобы перечеркнуть всю оставшуюся жизнь. Для многих он остается примером человечности, истинного дружелюбия и порядочности.

Прошло много лет и мне хотелось бы понять причину влечения людей к нему, исходя из некоторых малоизвестных в широкой аудитории моментов его научной жизни и деятельности, которые заставляют осмыслить прошлое и думать о будущем. В этом случае недостаточно слов о его широкой эрудиции, доброжелательности и общительности, необходимо понимание того, что он сделал и как происходила передача накопленного знания. По-моему, именно это свойство объединяет людей в познании окружающего мира.

Как ни странно, но путь разума человеческого заключается в объединении духовного и естественнонаучного знания в единое целое. Примеров объединения религии и науки множество (Фома Аквинский, Г.Мендель, И.Ньютон, М.Ломоносов, Тейяр де Шарден и др.). Наиболее ярко такое явление наблюдается среди крупнейших естествоиспытателей. При этом невольно обращает на себя внимание одна особенность в развитии науки. Тысячи пытливых тружеников идут по ее тернистой тропе и находят кое-какие крохи. Но некоторые, следуя за ними, видят и собирают жемчужины. Каким зрением они видят их? Как ни странно они видят духовным зрением, т.е. знанием, которое идет от души и не на потребу рынка и бизнеса. Отсюда формируется духовное знание, которое является предтечей всего остального, поскольку человек долгое время вынашивает и согласует явленную идею вначале в собственной душе, затем облачает ее в философские и естественнонаучные одежды. И только после этого рожденное детище проверяет на прочность во внешнем мире.

Подобная ситуация случилась с радиобиологией при ее становлении на качественном уровне. Вначале она включила в себя теорию точечного тепла, понятия "принцип попадания" и "мишени", кривые доза-эффект. Затем ее значимость существенно возросла с введением в 1928-1929 гг. ионизационного метода дозиметрии и международной единицы физической дозы излучения "рентген".

К началу 30-х годов, опираясь на идеи квантово-статистических механизмов взаимодействия атомных структур, а также в результате совершенствования методов дозиметрии, понимания и развития молекулярно-кинетической теории строения

вещества и теории попадания, сформировалась, как отметил Николай Владимирович, количественная радиобиология [2, 3]. Затем состоялось открытие нейтронов [4] и изучение их свойств [5]. В результате проникновения пытливой мысли в тонкие структуры материи в научном мире образовалось новое смысловое пространство с его необычными для классической физики, химии и биологии свойствами и задачами. При этом центральными связующими понятиями оказались "структура, кванты, статистичность, дозиметрия, энергия и сечение взаимодействия".

Контраст структурной организации живых систем по отношению к неживой природе обострил интерес физиков-теоретиков, объединившихся вокруг Нильса Бора в его копенгагенском коллоквиуме, к структуре гена и механизмам возникновения мутаций. Вследствие такого интереса молодой физик Макс Дельбрюк, ученик Лизы Мейтнер и связанный с "кругом" Н.Бора, установил творческие контакты с Николаем Владимировичем. В результате их сотрудничества выяснилось, что мутация гена может быть вызвана единичной ионизацией, следовательно у многих возникла мысль попытаться определить размеры чувствительного объёма мишени, с которой взаимодействует излучение [6-11], и идентифицировать его с геном. Мыслям было тесно, а конечное решение проблемы оказалось у Николая Владимировича и его сотрудников, поскольку оно имело принципиальное значение для объяснения радиационно-индуцированных мутаций, полученных в эксперименте на дрозофиле [12-14].

В основу решения задачи была положена гипотеза Н.К.Кольцова [15, 32] о молекулярном строении и матричной репродукции хромосом путем их самоудвоения. К.Циммер - один из соавторов работы - вспоминает [16] "... я точно не помню как установился контакт с М.Дельбрюком, но ярко запомнил наши дискуссии. Два или три раза в неделю мы встречались, главным образом в доме Тимофеевых-Ресовских, и вели беседы ("трепы"), обычно по десять часов или более без каких-либо перерывов, немного перекусывая во время беседы. Не было ни одного мнения, по которому Николай Владимирович не обменивался бы идеями, знаниями и опытом. Но это же факт, когда после нескольких месяцев Дельбрюк так глубоко заинтересовался количественной биологией и, в частности генетикой, что он так и остался в этом поле

деятельности навсегда*. Результатом этих дискуссий стала совместная работа в форме небольшой брошюры в зеленой обложке [17]. Соответственно друзья и критики называли ее "зеленый памфлет" или "статья трех мужчин": рабочая команда была необычной для Германии 30-х годов, её творческая дисциплина была более, чем странной для многих ученых. Кроме того, статью встретили со значительным интересом и она стала известна во многих странах".

Предложенная модель выполнена не только в духе идей Н.К.Кольцова, являющегося учителем Николая Владимировича, но она охватила также представления о статистичности и сечениях взаимодействия квантов излучения с элементарными биологическими структурами. В результате удалось показать, что чувствительный объем мишени составляет $(1{,}73\text{-}1{,}81)\cdot 10^{-17}$ см^3, что близко соответствует величине "формальных областей попадания" для различных генных мутаций [18]. Кроме того появилось утверждение о конвариантной редупликации, аналогичной матричному самовоспроизведению элементарных клеточных структур. В последствии, в середине 20-го века, было доказано, что элементарными клеточными структурами, способными к конвариантной редупликации, являются макромолекулы ДНК**. На их основе в дальнейшем представилось возможным объяснить сущность биологической эволюции за счет взаимодействия системы “нуклеиновые кислоты – белок” и открыть путь к современной генной инженерии.

В отзывах на "зеленый памфлет" писали "...в годы перед Второй мировой войной случилось событие: осуществлен перенос идеи из королевства физики в королевство генетики о применении понятия частицы для совместного решения проблем размера, мутации и самовоспроизведения генов.... Хотя это первое применение физических идей частицы к решению комплексной проблемы работает не слишком хорошо, но общий взгляд на теоретическую генетику с тех пор озарил ее светом с физическим вкусом (запахом). Долг генетики начинает материализоваться перед физикой и физической

---

* Макс Дельбрюк в 1969 г. награжден Нобелевской премией за открытие цикла репродукции вирусов и развитие генетики бактерий и вирусов. В Берлин-Бухе построен Макс-Дельбрюк-Центр молекулярной медицины, на здании которого 17.10.92 г. установлена памятная доска, посвященная Н.В.Тимофееву-Ресовскому.

** Фрэнсис Крик, Джеймс Уотсон и Морис Уилкинс в 1962 г. награждены Нобелевской премией за установление молекулярной структуры нуклеиновых кислот и её роли в передаче информации в живой материи.

химией за их идеи ..." [32]. Основную мысль этой работы можно кратко выразить словами "распространение квантовой механики на модель гена" [19].

Дополнительно следует отметить, что комплексное понятие “частица-ген” существенно расширяет смысловое содержание “сечения взаимодействия”, придает ему более свободное звучание и проявляет логически прогнозируемую связь квантово-механических исследований с обнаружением и раскрытием новых генетически обусловленных явлений, свойств и закономерностей в живой материи. Оно позволяет выделить множество ранее неведомых смыслов мироздания.

"Зеленая тетрадь" привлекла внимание также физика Э.Шредингера. Он читал в Дублине и Эдинбурге в 1943-1944 гг. лекции - "Физика о жизни и живых системах, о биологии". Они появились в СССР в переводе А.А.Малиновского в 1947 г. под названием "Что такое жизнь? С точки зрения физика" - до генетической катастрофы 1948 г. на августовской сессии ВАСХНИЛ, когда генетика еще не была объявлена “продажной девкой империализма”. Основная заслуга книги, как он оценил, заключается в пропаганде идей Кольцова и Тимофеева-Ресовского о макромолекулярной структуре генетического материала.

В процессе дальнейшего использования модели возникли различные противоречия, связанные с процессами первичной и вторичной ионизации, а также куммулятивным эффектом энергии нескольких частиц [20-22]. Некоторые авторы в позднейших исследованиях механизма взаимодействия и передачи энергии в биологических средах заняли более осторожную позицию в восприятии новой идеи, и кое-кто из них пошел настолько далеко, заявив, что размеры мишени не имеют ничего общего с размерами гена и структурными изменениями хромосом [18].

Вопрос казалось бы исчерпан, а вместе с ним и идея о макромолекулярной структуре хромосом. Однако, Р.Ромпе в своих воспоминаниях отмечает, что физики для понимания молекулярных механизмов передачи кванта энергии, проявляющего свое действие в удаленнии от места абсорбции, вновь обратились к Тимофееву-Ресовскому [23]. В результате сформировался творческий коллектив, который можно рассматривать, как новый пример теории мишени, работающей в естественной эмоционально-нравственной среде. При этом понятие “сечение взаимодействия”, включившее преимущественно терминологический аппарат квантовой механики,

получило дополнительное развитие за счет очередного интеллектуального кванта действия, связанного с новым знанием о молекулярном механизме передачи энергии.

В процессе анализа сложившейся ситуации выяснилось, что электронная форма распространения энергии в некоторых твердых телах, полимерах и биологических средах не позволяет объяснить механизм "блуждания" энергии. Но, исходя из представления атомного строения вещества и совпадающих энергетических уровней множества атомов, была введена предпосылка о возможности возникновения резонансных колебаний, как в радиотехнике, определенной частоты при возбуждении одного из атомов. Здесь имеет место диполь-резонансная форма распространения энергии, не связанная с действием электрона. Каждый атом рассматривается в виде осциллятора, энергия которого мигрирует по всей молекуле или их комплексам [24].

Рассматривался и другой подход, связанный с физико-химическими реакциями. Но в то время они оказались не наблюдаемой формой распространения энергии. Было высказано также предположение о возможном существовании зависимости между структурой реагирующей единицы и механизмом распространения энергии. С биофизической точки зрения эта идея имеет большую эвристическую ценность, она позволяет строить простые модельные представления о передаче и трансформации энергии с применением теории мишени. Использование в них сечений взаимодействия раскрывает взаимосвязь реагирующих единиц, понимая при этом возможность образования больших колебательных систем, их иерархических структур и создание теории, учитывающей "сопутствующие факторы". И это, конечно, было лишь начало общей теории больших систем, которая стала активно развиваться в послевоенные годы в различных естественно-научных и социально-экономических областях знания.

Можно сказать, что вновь сформировавшийся творческий коллектив с его интеллектуальной средой полностью подтвердил актуальность проблемы взаимодействия ученых в развитии понятийного аппарата теории мишени и возможности передачи энергии от места возникновения возбуждающего фактора до регистрируемых конечных эффектов. Кроме того, сформировавшиеся идеи о сечениях взаимодействия в физических и биологических средах представляется возможным применить к анализу состояния интеллектуальных сред и социально-экономических систем, развития истории и культуры человечества. В этой связи, распространяя его

значение на объекты интеллектуальной деятельности и жизненных процессов, можно ввести новое понятие “сечение взаимодействия в обществе” - это созвучие понятийно-смыслового и эмоционально-нравственного пространства.

Дальнейшие размышления над квантовой природой передачи энергии в молекулярных структурах и биологических средах привели Н.В.Тимофеева-Ресовского и Р.Ромпе к развитию понятий статистичности и принципа усилителя в биологии [25], что явилось крайне важным для упорядочения концепции "хаоса", понимания мутационного процесса, стабильности генов и исторического фактора естественного отбора в популяциях, представляющих собою дискретные структурно-функциональные уровни высокоорганизованных биологических систем, индивидов и их сообществ. Это глобальная проблема в общей системе мировоззрений. Однако целостное восприятие поведения сообществ, по-видимому, может быть изложено на основе идеи ментального сечения взаимодействия, но уже как созвучие слова, души и тела. При этом количественные данные о жизнедеятельности исследуемых объектов, а также их классификация будут связаны с особенностями построения языка, уровнем его развития, характером общения и состоянием организма. Посредством таких сечений взаимодействия совершается обмен духовной и психофизической энергией между людьми, человеком и природой.

Послевоенные, трагически сложившиеся годы не сломили волю ученого. Он был арестован и осужден. Обвинители называли его: "правый уклонист", "заклятый враг народа", "приверженец хромосомной теории наследственности", "невозвращенец", "распространитель идеализма в биологической науке", "занимался исследованиями, связанными с совершенствованием военной мощи фашистской Германии", "читал лекции для расистов и обосновал “научный” фундамент расизма". Под давлением таких эпитетов не только работать, но и жить невозможно было. Однако жизненная сила духа Николая Владимировича, принятая от предков, помогла сохранить ему верность науке и выстоять перед ударами судьбы, дала ощущение причастности к нетленным ценностям человеческого духа, неподвластного огню и мечу, чужой злой воле и личному страданию.

Уральский период для Николая Владимировича началася с объекта 0215 в качестве заключенного, прошедшего Бутырку и Карлаг. На объекте перед ним стояла

задача оценить биологические последствия от атомных взрывов, а также разработать методы очистки водоемов от радиоактивных загрязнений. В результате творческого подхода к проблеме, обобщения накопленного жизненного опыта и экспериментально полученных данных им было сформировано совершенно новое научное направление - радиационная биогеоценология. Он первым осознал и экспериментально подтвердил значение радиации в судьбе живой природы на нашей планете. Проведенные исследования, опиравшиеся на идеи В.И.Вернадского и В.Н.Сукачева, позволили ему перейти к более глобальным проблемам, раскрывающих целостное восприятие биосферы и человечества. После выхода из заключения, работая в Институте биологии Уральского филиала АН СССР (ныне Институт экологии растений и животных УрО РАН), ему представилась возможность создать биофизическую станцию "Миассово" в Ильменском государственном заповеднике Челябинской области, где удалось активизировать биологическую науку, возродить эволюционную, популяционную и радиационную генетику, расширить исследования в области биофизики, радиобиологии, молекулярной биологии. Здесь сформировался первый в стране центр радиоэкологических исследований. Миассово оказалось Меккой для научного мира бывшего СССР [26].

В воспоминаниях "Тернистый путь в науку" (1992) Г.А.Зедгенидзе отметил, что в 1945 г., будучи руководителем комиссии по денацификации научно-исследовательских учреждений Германии путем ознакомления с ведущимися в них исследованиями и печатными изданиями, он, по рекомендации Н.Э.Берзарина - начальника комендатуры и гарнизона г.Берлина, познакомился в Бухе с и.о. директора Института мозга Н.В.Тимофеевым-Ресовским, который изъявил горячее желание вернуться на Родину. При встрече Николай Владимирович достаточно подробно доложил тематику исследований, показал все оснащение, которое собирался взять с собой, и попросил содействовать возвращению с женой Еленой Александровной и сыном Андреем на Родину.

Вторая встреча произошла в начале шестидесятых годов в Москве, когда Н.В.Тимофеев-Ресовский обратился с просьбой принять его на работу в Институт медицинской радиологии АМН СССР (г.Обнинск) согласно объявленному в газете конкурсу на заведование отделом общей радиобиологии и генетики. Оснований для

участия в конкурсе у него было более, чем достаточно. Принять его на работу в молодой институт такого крупного с мировым именем ученого было очень заманчиво, но и столь же рискованно, поскольку неординарность судьбы Николая Владимировича и множество сопровождавших его эпитетов позволяли "писателям", "доброжелателям" и "страшным патриотам социализма" засыпать анонимками и открытыми письмами все "уважаемые" инстанции, за которыми последуют лишающие покоя серийные и "патриотические" комиссии с бесконечной проверкой доносов. Они не дадут спокойно и плодотворно работать.

Георгий Артемьевич Зедгенидзе пошел на риск и оказался прав в своих предчувствиях. Его прогноз был основан на собственном глубоком понимании психологии людей и политической ситуации. В результате Николай Владимирович смог проработать в Институте медицинской радиологии с 1964 по 1969 г., возглавляя отдел общей радиобиологии и радиационной генетики.

По своему интеллектуальному уровню это был очень сильный отдел ярких и одаренных личностей, объединенных мощным творческим энтузиазмом. Поэтому хочется выразить искреннюю признательность Георгию Артемьевичу за предоставленную возможность в создании научной школы Тимофеева-Ресовского. Его мужественный и благородный поступок останется в памяти благодарных учеников.

Увлеченность Николая Владимировича количественными исследованиями позволила в Институте медицинской радиологии совместно с Ю.М. Свирежевым развернуть работы в области математического моделирования саморегулирующихся динамических популяционно-генетических и радиационно-экологических процессов. Они поставили и решили ряд задач о прогнозировании и оптимизации процессов стабилизации численности популяций дрозофил, уменьшения радиационного воздействия загрязненных биогеоценозов на человека путем изменения их структуры (1965-1970). Дальнейшее развитие эти модели нашли в сельскохозяйственной агрометеорологии и моделировании глобальных процессов, возникающих в земной атмосфере при ядерных взрывах.

Анализ результатов глобального моделирования совершенно ясно обозначил опасность разрушения биосферы, которая является главной составной частью жизни Земли как планеты, выполняет функцию энергетического экрана-пленки между Землей

и Космосом, превращает определенную часть космической энергии (в основном солнечной) в ценное высокомолекулярное органическое вещество. Отсюда наряду с естественно-научными проблемами возникают и социально-экономические, требующие целостного подхода к анализу человеческой деятельности, становящейся одним из заметных планетарных факторов по воздействию на состояние биосферы.

Всеобъемлющее понимание рассматриваемых процессов, в плане развития идей В.И.Вернадского, позволили Николаю Владимировичу в единстве раскрыть взаимосвязь глобальных планетарных явлений, живой и неживой природы Земли в системе "Биосфера и Человечество" (1968) [27]. Во всей системе он выделил триаду: процессы на энергетическом входе - биологический круговорот биосферы - процессы на выходе из биологического круговорота в геологию. При таком подходе глобальное моделирование можно рассматривать не в виде удачных количественных прогнозов динамики роста численности населения, обеспеченность его пищей, загрязнение атмосферы и т.п., а в определении границ устойчивости биосферы и ее резервных возможностей. Обозначенную проблему он обычно выражал словами "от добра добра не ищут" и "от хорошей жизни в Космос не полетишь".

Стало совершенно ясно, что экологический кризис - это близость системы к точке бифуркации, ветвления, за которой эволюция может пойти принципиально разными путями, но на некоторых из них в новой биосфере может не найтись места человеческому виду [28]. Отсюда следует, что для сохранения жизни на Земле необходимо учитывать технологические возможности человека, его экономическую и волевую активность, поскольку они являются такими же глобальными составляющими компонентами бытия, как и биогеохимические циклы, климатические процессы, почва, растительность и животный мир в системе Биосфера и Человечество.

Глубина и широта мышления Николая Владимировича сформировалась в традициях высокой нравственности и российской культуры, воспринятой из предшествующих поколений, и новой картины мира, которую он условно называл "квантово-релятивистской". Квантованность и системность пространства мышления обеспечивали ему свободу в построении гипотез и последующую их экспериментальную проверку. Суть этих представлений, мне запомнилась по лекции "О значении привыкания к новым научным концепциям" в 1963 г., которая состоялась,

по-видимому, в Институте физики металлов Уральского филиала АН СССР. Различные ее вариации и фрагменты воспроизводились в личных беседах, на Миасовских семинарах, в школах на берегу Можайского моря и Клязменского водохранилища. В заключительной своей работе "Генетика, эволюция и теоретическая биология"(1980) [29] он утверждал: "Детерминизм, в сущности, определяет бессмысленность любой практической деятельности; обществу не к чему стремиться, так как все предусмотрено и определено формулой. Нам, людям, в этом мире делать было бы нечего. Новая картина мира в этом отношении принципиально отличается от старой. Она дает нам жить, дает людям свободу для планирования индивидуальных, общественных, коллективных, социальных, политических, экономических действий и, в частности, свободу совести, без которой нельзя жить. Это и есть главное достижение естествознания нашего столетия, не всеми сознаваемое".

Аудитория слушателей у Николая Владимировича была самая разнообразная. Солдаты гражданской войны и красные командиры, физики, биологи и представители правящих партий Европы, заключенные Бутырской тюрьмы и Карлага, интернациональная научная общественность объекта 0215, Свердловска, представители науки Обнинска и крупнейших городов бывшего Союза слушали его громыхающий голос и жизнеутверждающий юмор. Он широко и от души сеял семена знаний. Если они попадали на подходящую почву, то прорастали и давали плоды. По природе своей он был как духовный наставник для молодежи и тем самым стал связующим звеном поколений в передаче знаний и достижений культуры. Обычно это происходило на вечерних домашних "трепах" с молодежью, что не очень нравилось городскому комитету партии. За вечерним чаем бывали известные ученые, такие как И.Е.Тамм, И.В.Обреимов, С.В.Вонсовский, О.Г.Газенко, Л.А.Блюменфельд, Б.Л.Астауров, В.В.Сахаров, А.А.Прокофьева-Бельговская, Л.Н.Гумилев, А.И.Солженицын и многие другие, историки, экономисты, искусствоведы, психиатры, священники, кинорежиссеры. Необходимо отметить, что духовным носителем чаепитий была обаятельная и тактичная Елена Александровна, хранительница очага и верная помощница Николая Владимировича.

Трагические события г.Обнинска можно отнести к 1968-1969 гг., когда решалась судьба его интеллектуальной мощи. Именно в эти годы одни талантливые ученые

вынуждены были оставить свои институты и выехать из города, другие лишены были творческого участия в работе по своей специальности. Из городского комитета партии широко распространялся лозунг "незаменимых людей нет". Вот и осталась у разбитого корыта толпа статистов легендарного Обнинска, претендующего сегодня на звание Наукограда.

Мне хорошо запомнились в те времена недоброжелательные разговоры вокруг имени Н.В.Тимофеева-Ресовского. С одной стороны, горком партии заботился о развитии города, научно-производственной базы и как бы о воспитании молодежи, а с другой - убирал мыслящих людей по хорошо разработанному сценарию. В статье Ю.И.Кривоносова "Физики и философы продолжают шутить..." [30] описан один из вариантов его реализации. Главное в таком деле обнародовать "негативный" прецедент.

Одним из таких прецедентов стал философский семинар, организованный весной 1969г. представителями горкома в конференц-зале экспериментального сектора ИМР АМН СССР, по работе В.И.Ленина "Материализм и эмпириокритицизм". При этом они очень хотели, чтобы основным докладчиком был Тимофеев-Ресовский. Во время доклада Николай Владимирович изложил состояние научных идей в начале века и разбил тезис, распространенный в марксистско-ленинской философии, о кризисе в физике. Он объяснил, что кризис и скудость мышления проявили преимущественно политиканствующие физики и философы, а физики-творцы работали, чувствуя новизну основ мироздания, дух квантов М.Планка, электрона Дж.Томсона, структуры атомного ядра Э.Резерфорда, теории броуновского движения и теории относительности А.Эйнштейна и др. Кстати, можно сказать, что идеи теории броуновского движения явились предтечей теории мишени в радиобиологии, сечений взаимодействия в ядерной физике и не исключено их активное участие в решении проблем социально-экономического развития общества.

В конце XIX и начале XX века физики решили принципиальные вопросы, составившие фундамент квантовой механики, которая привела Э.Ферми к созданию уранового "котла", предшественника атомных бомб и реакторов атомных электростанций. Многих крупных ученых того времени Николай Владимирович знал лично по физическому коллоквиуму у Нильса Бора, делился впечатлениями о встречах с ними и образом их мышления. Так, по ходу семинара, возникла активная

микродискуссия, в которой он был достаточно откровенным по отношению к "звериной серъезности" в науке и философии. Спустя некоторое время его пригласили побеседовать к первому секретарю ГК КПСС И.В.Новикову.

Николай Владимирович рассказывал мне как проходила беседа, как пытались его воспитывать и предложили прекратить субботние домашние встречи с молодежью. Разумеется, он такого согласия не дал, чем вызвал гнев у Новикова. Срочно последовал вызов директора института академика АМН СССР Г.А.Зедгенидзе на ковер к Первому, который в резкой форме предложил освободить от должности либо Георгия Артемьевича, либо Николая Владимировича. 14 июля 1969 г. Николай Владимирович подал заявление об освобождении от занимаемой должности с 5.08.69 г. Приказом No 314 от 17.07.69 г. просьба была удовлетворена с формулировкой "в связи с переходом на пенсию по старости", а через день его пригласили работать три института. Он выбрал Институт медико-биологических проблем и начал работу в секретной "косметической" системе, но ИМР АМН СССР потерял крупнейшего специалиста генетика, радиобиолога и радиоэколога. Эквивалентной замены не нашлось до сегодняшнего дня. Подобные ЧП произошли и в других институтах города Обнинска.

Каждый человек - это уникальное явление природы, но проблема конфликтов между учеными и политиками наблюдается со времен Архимеда, существует сегодня и будет оставаться актуальной в будущем, поскольку свежая прогрессивная идея никогда не вписывается в ранее установленные системы мышления, вторгается в обсуждение важнейших вопросов национальной, экономической и политической мощи государства. В такой ситуации правители и политиканствующие научные деятели, стремясь сохранить собственный авторитет, давят нетрадиционно думающего человека и дискредитируют его идеи. На примере Николая Владимировича показан один из действовавших в то время механизмов уничтожения творческой среды в Обнинске. Люди, помните об этом и прежде всего думающая молодежь, которым не безразлична судьба неординарных личностей, самой науки и культуры человечества.

До конца дней своих Николай Владимирович шел в гору науки, остался верен собственному долгу, сложившимся в роду традициям верности земле предков. Калужская земля приняла его и упокоила. Как меченый атом он выявил сущность и

свойства нашего общества, жизнью своей высветив все его достоинства и недостатки. Нам следует только помнить о такой удивительной судьбе ученого, почившего у меня на руках рано утром 28.03.81 г.

При жизни его не обошли вниманием научные общества мира. Он являлся действительным членом Германской академии естествоиспытателей "Леопольдина" в Галле, научным членом Общества содействия наукам им.Кайзера Вильгельма (после второй мировой войны - им. Макса Планка) (Германия); почетным членом Национальной академии наук и искусств в Бостоне (США), Итальянского общества экспериментальной биологии, Менделевского общества в Лунде (Швеция), Британского генетического общества в Лидсе, Линнеевского общества в Лондоне, членом-учредителем и почетным членом Всесоюзного общества генетиков и селекционеров им.Н.И.Вавилова (СССР), действительным членом, а затем и почетным членом Московского общества испытателей природы, членом Географического общества СССР, Всесоюзного ботанического общества, лауреатом медалей и премий Лацаро Спаланцани (Италия), Дарвиновской (Германия), Менделевских (Чехословакия, Германия), Кимберовской (США).

Ученый Совет Медицинского радиологического научного центра РАМН (МРНЦ РАМН) 20.05.92 г. увековечил память о крупном ученом, утвердив статус именной медали профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского. Этой медалью награждены отечественные и зарубежные ученые: Г.А.Зедгенидзе, О.Г.Газенко, Н.П.Бочков Г.Д.Байсоголов, Л.А.Блюменфельд, К.П.Кашкин, В.И.Корогодин, Вл.Ил.Иванов, Е.К.Гинтер, А.Н.Тюрюканов, Н.Н.Воронцов, А.В.Яблоков, Н.В.Лучник, А.А.Ярилин, Е.С.Саканян, И.К.Дибобес, А.В.Севанькаев, Н.В.Куликов, Е.А.Вагенер, В.Г.Петин, Г.Г.Поликарпов (Украина), Ц.М.Авакян (Армения), Ш.Пейру (Швейцария), Р.Ромпе (Германия), Х.Беме (Германия), Ю.М.Свирежев (Германия), Г.Шетлер (Германия), Э.Й.Штуденица (Германия), Д.Ф.Регулла (Германия), О.Цингер (Франция), А.Ааркрог (Дания), Э.И.Гамильтон (Великобритания), Р.Л.Берг (США), Р.Е.Джервис (Канада), И.Сигемацу (Япония, Хиросима).

Вручение именной медали существенно укрепляет духовное начало награждаемого человека, означает признание его научных заслуг, расширяет пространство человеческой памяти для достижения и освоения высокого научного

результата. Смею утверждать, что идущее от души знание живет в веках, поскольку в душе верующего ученого имеется божественная искра, которая излучает свет истины. Следовательно, духовная энергия Николая Владимировича управляет нашим сознанием в постоянно развивающемся сечении взаимодействия, а его мировоззрение и научные труды способствуют формированию в современной и будущей жизни понимания глобальной взаимосвязи механизмов эволюции, устойчивости их функционирования при взаимодействии биосферы и человечества, позволяют оценить экологическое состояние планеты и обеспечить защиту среды обитания живой природы при освоении ядерно-энергетических процессов, восстановлении загрязненных радионуклидами территорий, а также развить генетические исследования и прогнозирование состояния биологических процессов и генофонда популяций. Поднятый им пласт науки обнажил острые проблемы предстоящих поколений. Да, можно утверждать, что все мы дети природы, стремимся познать ее. Но, к сожалению, жизнь человека настолько коротка, что он не успевает познать полноту истины и смысла окружающей его природы, а быть сопричастным к ее творению очень хочется.

Жизнь и судьба каждого из нас не только уникальное, но и целостное явление природы, полноту и сущность процессов которого не представляется возможным познать постороннему наблюдателю, а также с точки зрения собственного внутреннего исследования. Так и живем мы в относительном понимании друг друга, взаимно примеряясь между собой в деяниях, нравственности и культуре, но развиваемся в поле сечения взаимодействия, сформировавшегося под воздействием мощного и нетленного источника высокого интеллекта и духа.

Литература

1. Вестник РАН, М., 2000, Т.70, № 3.- С.249-257.
2. Тимофеев-Ресовский Н.В., Иванов В.И., Корогодин В.И. Применение принципа попадания в радиобиологии. - М.: Атомиздат, 1968.- 228 с.
3. Тимофеев-Ресовский Н.В., Савич А.В., Шальнов М.И. Введение в молекулярную радиобиологию.- М.: Медицина, 1981.- 318 с.
4. Chadwick J. Proc.Roy.Soc. London.-1932, Ser.A, V.136, P.692.
5. Breit G. und Wigner E.P. //Phys.Rev., 1936, Bd.49, S.519.

6. Gowen J.W., Gay E.H. Gene number, kind and size in Drosophila // Genetics, 1933, № 18.- P.1.
7. Mather K., Stone L.H.A. Effects of X-rays on chromosomes //J.Genetics.- 1933, № 28.- P.1.
8. Mayneord W.V. Physical basis of biological effects of ionising radiations // Proc.Roy.Soc. A. 1934, V.146.- P.867.
9. Muller H.J. Radiation and genetics //Amer.Nat.,1930, № 64.- P.220.
10. Stadler L.J. Some genetic effects of X-rays in plants //J. Heredity, 1930, V.21, № 3.- P.26.
11. Zimmer K.G. Dependence of mutation rate on dose of radiation // Strahlentherapie, 1934, № 51.- P.179.
12. Timofeeff-Ressovsky N.W. Der Stand der Erzeugung von Genovariationen durch Röntgenbestrahlung // J. Psychol. u. Neur., 1929.- Bd. 9.- S.130.
13. Timofeeff-Ressovsky N.W. Die bisherigen Ergebnisse der Strahlengenetik // Erg. d. Medizin. Strahlenforsch., 1931.- Bd.5.- S.130.
14. Timofeeff-Ressovsky N.W. The experimental production of mutations.// Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc., 1934.- V.9.- P.411.
15. Кольцов Н.К. Организация клетки.- М-Л.: Биомедгиз, 1936.- 648 с.
16. Zimmer K.G. The Target Theory // Phage and the origins of molecular biology. Cold Spring Harbor Laboratory, 1966.
17. Timofeeff-Ressovsky N.W., Zimmer K.G., Delbrück M. Über die Natur der Genemutationen und Genstruktur // Nachr.Ges.Wiss. Gottingen, 1935, Bd 6, S.1.
18. Muller H.J. Analysis of process of structural change in chromosomes of Drosophila // J.Genetics, 1940, № 40.- P.1.
19. Stent G.S. Molecular Biology of Bacterial Viruses. W.H.Freeman and Company, San Francisco and London, 1963.
20. Jordan P. Biological action of radiation // Radiologica, 1938, № 2.- P.16.
21. Lea D.E., Haines R.B., Coulson C.A. Bactericidal action of radioactive radiations // Proc.Roy.Soc. B, 1936, № 120.- P.47.
22. Timofeeff-Ressovsky N.W., Delbrück M. Radiation researches on visible mutationsand mutability of single genes in Drosophila //Z.indukt. Abstammungs- und Vererbungs-lehre. 1936, № 71.- P.322.

23. Ромпе Р. Н.В.Тимофеев-Ресовский и берлинская физика // Природа. 1995, № 12.- С.93-97.

24. Möglich F., Rompe R., Timofeeff-Ressovsky N.W. Energieausbreitungsmechanismen in Physik und Biologie //Forschungen und Fortschritte, 1944, V.20, №.123.- S.6-10.

25. Тимофеев-Ресовский Н.В., Ромпе Р.Р. О статистичности и принципе усилителя в биологии// Проблемы кибернетики.- М.: Физматгиз, 1959.- Вып.2.- С.214.

26. Чтения памяти Н.В.Тимофеева-Ресовского. Ереван, 1983. – 248 с.

27. Тимофеев-Ресовский Н.В. Биосфера и человечество // Научн. труды Обнинск. отд. Географ. общества СССР, Обнинск.-1968.- Ч.1.- С.22-25.

28. Свирежев Ю.М. Коэволюция человека и биосферы // Онтогенез, эволюция, биосфера. М.: Наука, 1989.- С.254-264

29. Тимофеев-Ресовский Н.В. Генетика, эволюция и теоретическая биология // Природа, 1980, № 9.- С.62-65.

30. Кривоносова Ю.И."Физики и философы продолжают шутить..." // Вопросы истории естествознания и техники, 1995, № 4.- С.74-79.

31. Koltzoff N.K. // Biol. Zbl., 1928, № 48.- S.23.

32. Pontecorvo G. Trends in genetic analysis. New York, Columbia University Press, 1958.- 218 p.

III. В тайгу и атомград за опытом

ШТРИХИ ВОСПОМИНАНИЙ О НИКОЛАЕ ВЛАДИМИРОВИЧЕ ТИМОФЕЕВЕ-РЕСОВСКОМ

Г.Г.Поликарпов

Вместо введения

Шел 1954-1955 год. Я был аспирантом-биофизиком по специальности "Радиобиология". Кафедра биофизики биофака МГУ располагалась вначале на Моховой улице, затем - на Ленинских (ныне Воробьевых) Горах, заведующим кафедрой был профессор Борис Николаевич Тарусов. Наши с Володей (Владимиром Ивановичем) Корогодиным лабораторные места - в одной комнате подвального этажа биофака. Там у меня аквариумы с гидрами Pelmatohydra oligactis из прудов Московского Зоопарка и отдельно - с дафниями в качестве корма для гидр. Рядом комната с рентгеновским аппаратом для облучения изучаемых живых объектов и на том же этаже в специальном отсеке с защитным лабиринтом - кобальтовая (Co-60) гамма-пушка тоже для облучения.

Забегая "вперед", сообщу о ярком для меня эпизоде, когда зимой 1955-1956 гг. Николай Владимирович, обходивший владения кафедры в сопровождении Бориса Николаевича (без санкции и вопреки громкому категорическому запрету тогдашнего декана биофака "крепко захлопнуть двери факультета перед менделистом-морганистом-вейсманистом"). Увидев мои аквариумы с элодеей и сотнями гидр и узнав тему моей аспирантской работы, Николай Владимирович одобрительно воскликнул: "Вот это я люблю: всякую природную живность!" Он сказал, что они организовали (после "сороковки", т.е. Челябинска-40) на биостанции Миассово в Ильменском заповеднике Челябинской области группу "Водников", наряду с "Бачкистами", "Гробовщиками", "Кавалеристами" и др. И пригласил меня на стажировку в летнее время по водной части, которой заведовала Елена Александровна, его жена. Я был страшно рад и сразу условился о конкретном приезде. Когда я добавил, что распределяюсь на Севастопольскую биологическую станцию АН СССР, он своим богатым шаляпинского типа голосом нараспев продекламировал: "На Графской пристани, в Севастополе, о берега которой бились волны N-ского моря!" Впоследствии я узнал, что один из предков его богатого удалыми пращурами из рода Рюриковичей был героем Севастополя - адмирал Нахимов, чьим именем названы проспект и площадь. Ряд других его предков

активно проявили себя в Средиземном и Черном морях, в том числе вырываясь из турецкого плена и угоняя для этого боевые плавсредства, включая фрегат.

Поэтому я сразу оказался не только причастным к научной среде по линии "Водников" у Елены Александровны к "радиационной гидробиологии", но и в географическом аспекте - к сфере жизненных интересов отважных предков Николая Владимировича. Так, первоначальная (с 5 сентября 1956 г.) лаборатория радиобиологии Севастопольской биостанции (впоследствии расширенная и преобразованная в отдел радиационной и химической биологии Института биологии южных морей им. А.О.Ковалевского АН СССР) стала ветвью могучего научного древа "радиационной биогеоценологии", сформированного Николаем Владимировичем у "басурманов" (в Берлине, Копенгагене и др.) и в "многоуважаемом, но обширном отечестве" (Челябинске-40, Свердловске, Обнинске). Я с самого начала вооружался его яркими веселыми мудрыми принципами. Первейшим из них считаю: "Почему сие важно в пятых?" Другие также воспринимают их с одобрением. Так, 11 декабря 1996 г. профессор Аскер Ааркрог получил памятную медаль профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского (из рук внучатого заведующего созданного Николаем Владимировичем отдела в Свердловске, теперь опять Екатеринбурге, Александра Викторовича Трапезникова), на которой, как известно, написано "В жизни и науке важно отличать существенное от несущественного". Я видел энтузиазм на лице крупного датского ученого в области радиоактивности биосферы, что подтвердили незамедлительно и его слова: "О да, я очень и очень согласен с этим принципом!"

А теперь все по порядку

В качестве аспиранта (1953-1956 гг.) я вгрызался в литературу по радиационной биофизике, в которой постоянно встречались имена корифеев из западной литературы: Lea, Timofeeff-Ressovsky, Zimmer и другие. И вдруг на кафедре все чаще стали поговаривать о том, что западный классик Timofeeff-Ressovsky, оказывается, работает на уральском "объекте", где у него целая немецкая его лаборатория из Берлин-Буха, и что он организует отдел в институте биологии УФАН СССР и скоро появится в Москве на конференции по медицинской радиологии. При этом отмечалась противоположная реакция разных кругов в Москве. Далекий спокойный классик из научной литературы вдруг оказался близким возмутителем спокойствия в научных кругах, т.к. был ближайшим коллегой Т.Моргана и Г.Д.Меллера. Следует напомнить, что в то время ответственным за чистоту

(в смысле чистки) в советской генетике был любимец генсеков от Сталина до Хрущева народный агробиолог Т.Д.Лысенко.

Итак, конференция в огромном амфитеатром конференц-зале. Мы, молодежь, естественно - на заднем и верхнем плане, но зато оттуда виднее. В президиуме человека три, из них один стоит, а другой, как бы набычась, энергично расхаживает и столь же энергично обсуждает вопрос о биологической дезактивации радиоактивных вод. Один из них, сказано, Тимофеев-Ресовский Николай Владимирович. Но который? С Запада должен быть вышколенным и после пары десятков лет западной жизни должен иметь явный западный акцент или звучание. А нестандартно и уверенно расхаживавший, к тому же время от времени для подчеркивания мысли, приподнимавшийся на носки, говорил на абсолютно чистом, даже красочном и очень образном языке. И это оказался он.

Затем последовали его поздне-вечерние выступления по генетике на мехмате (на других факультетах для него был полный запрет) у профессора Ляпунова, где был гостивший ученый из Венгрии. Длительная дискуссия была на немецком языке, но уже было ясно, что русский он знает лучше любого из москвичей.

Наконец, эпопея посещения, нет - операция по организации проникновения Н.В.Тимофеева-Ресовского в качестве частного лица, по приглашению, посетить кафедру биофизики мужественного заведующего этой кафедрой Б.Н.Тарусова. Мы, оргтруппа из полудюжины аспирантов, ждали в условленное время у биофака, чтобы обеспечить цивилизованное прохождение мимо цербера в толпе через боковой вход биофака (центральный вход был начеку и непроходим, чтобы по указанию декана, нога бывшего студента МГУ, а ныне "реакционного" генетика не ступила на Alma Mater). Итак, Н.В.Тимофеев-Ресовский в шляпе и в пальто нараспашку быстрой походкой прибыл к месту встречи, мы познакомились, а нужно сказать, что знакомился он не формально, а запоминал с одного раза и навсегда имя, отчество и фамилию каждого, откуда родом и чьих профессоров ученик. Фотография у биофака этой инициативной группы (по проведению на кафедру) с Н.В.Тимофеевым-Ресовским в центре - опубликована в одном из номеров журнала "Наука и Жизнь" к его юбилею. Затем в кабинете заведующего кафедрой (в большой аудитории для широкой аудитории было нельзя) с участием только профессоров, доцентов и аспирантов обсуждались: а) научные интересы кафедры - Борис Николаевич и б) главным образом, "Вернадскология с сукачевщиной" - Николай Владимирович. Затем последовал обход

лабораторий. И именно этот момент отражен в качестве первого эпизода (про гидр) в моих воспоминаниях.

Было выступление Н.В.Тимофеева-Ресовского на семинаре в Институте физики АН СССР у П.Л.Капицы. Помню вопросы П.Л.Капицы: "Как ведет себя радиоактивный цезий, образующийся при испытаниях ядерного оружия и выпадающий из атмосферы на почву?" Запомнился ответ: "В обычных условиях сорбируется почвой намертво". И подкрепился этот вывод еще и еще после аварии на Чернобыльской АЭС.

Пришло время, дипломатичный В.Н.Столетов из министерства Высшего образования СССР занял высокий административный пост в руководстве наукой и, очевидно, решил показать себя терпимым к инакомыслию в генетике, тем более, что "учение" Лысенко становилось все более одиозным, хотя и продолжало опираться на генсека. На сей раз Н.В.Тимофеев-Ресовский, приглашенный В.Н.Столетовым, вошел в корпус биофака официально через центральный вход и выступил в Малой аудитории (Большая аудитория была явно политическим символом). Как всегда, выступления Николая Владимировича были впечатляющими, не оставляли сомнений и доставляли истинное эстетическое удовольствие. Все так называемые "словесные вольности" были к месту и воспринимались как иллюстративный метод или прием для усиления запоминания. В ряде случаев, опять-таки, к месту, они напоминали о широком диапазоне его жизненных перепитий: от утонченной процедурной церемонии в Королевском Обществе Великобритании до диких способов выживания с уголовниками в лагерях заключённых Казахстана и выдерживания чудом "последнего" пути в вагонах-столыпинках (забитых доотказа еще живыми, умирающими и давно умершими заключенными) с Востока в Москву. Меня никогда не покидала мысль о том, что если бы создать равные условия для публичных выступлений и дискуссий Н.В.Тимофеева-Ресовского и Т.Д.Лысенко в университетах, институтах, по радио, телевидению, в газетах и журналах, то исход всегда был бы ясным и определенным. Но власть была выше логики и интересов страны ...

Как сейчас, по контрасту, помню "лекцию" Т.Д.Лысенко на биофаке МГУ и, конечно, в Большой аудитории, по "видообразованию". Впечатление было ужасным и настроение - надолго испорченным: это было глумление юродивого мстительного мужичка над современной наукой. Помню все его перлы. Контраст усиливал сиплый голос. Вот одно из них: "Некоторые считают Лысенко дураком, но они узнают, что это значит, на своей собственной шкуре".

Ясно, что такой сверхнеугодный, как Н.В.Тимофеев-Ресовский, мог выжить (не считая экстремальных испытаний в тюрьмах и лагерях) только в маловероятных условиях полной недоступности: в международной лаборатории в Берлине и на бывшем секретном объекте в Челябинске-40 в качестве заключенного руководителя режимной лаборатории при умном начальнике объекта. Но возвращались же его предки, например, отправлявшиеся изучать Северный Полюс, из африканского плена, угнав для этого фрегат из Турции в Севастополь, за что один из них получил высокий военно-морской чин.

Миассово, встречи, переписка

Как уговорились заранее, я дал телеграмму: "Миасс Челябинской Ильменский заповедник биостанция Миассово Тимофееву-Ресовскому Приезжаю Миасс 10 июня Поликарпов Севастополь".

Прибываю, ищу глазами водителя на пероне. Людей было немного. Легко догадался, представился. "А где второй?" - "Я один". - "Как один, а Севастьянов?" - "Нет, я один". - "Тогда пошли искать. Севастьянов! Севастьянов!" И я тоже кричал: "Севастьянов!" Потом водитель сказал: "Значит, другим поездом приедет. Будем ждать". Я начал смутно догадываться и спросил: "А откуда Севастьянов?" - "Как откуда? Оттуда же, откуда и ты. Телеграмма же одна". - "Покажите!" Действительно: подпись "Поликарпов Севастьянов". Все ясно: телеграфистка. Сказал водителю, тот выругался, что теряем время, а ехать далеко и по, с позволения сказать, "дороге".

Прибываем, иду к биостанции, навстречу быстрым шагом Николай Владимирович, обнимает, величает по имени-отчеству и спрашивает, а где же Севастьянов. Прояснение, и громкий на все огромное озеро Большое Миассово взрыв хохота. Потом нас долго с В.И.Корогодиным, он до меня приехал, звали братьями Севастьяновыми.

Меня определили в палатку, показали научное хозяйство и пригласили на чаепитие-собеседование в коттедж к Н.В. и Е.А.Тимофеевым-Ресовским. С утра следующего дня я был в составе группы "Водников" и начал опыт по накоплению церия-144 пресноводными моллюсками под непосредственным наблюдением милейшей и добрейшей Елены Александровны. О научной стороне этого и других опытов с другими нуклидами и гидробионтами рассказывать не буду: имеются публикации. Каждое лето, в 1957 и 1958 гг., я приезжал в Миассово и усердно трудился. Впечатлений очень много (и не на 10 страниц). Естественно, что познакомился со многими, в первую очередь с

преисполненным заведующим биостанцией, он же аспирант Н.В.Тимофеева-Ресовского - Николай Васильевич Куликов, впоследствии его преемник по отделу, доктор биологических наук, профессор.

Все были тогда дезинформированы и запуганы, в том числе аспирант А.Тюрюканов, который вдруг возник у моей палатки и шопотом начал выяснять обстановку на биостанции. Он был с группой почвоведов МГУ (а мы с одного этажа зоны Д в общежитии МГУ). Мол, все говорят, ставил опыты знаешь на ком (?!) там в Берлине и т.д. Говорю: "Иди к нему, поговори, увидишь, что такой человек в силу своих принципов и характера никаких таких опытов на том, на ком не надлежит, не ставил". Приходит после беседы просветленный. А потом зачастил к Николаю Владимировичу и стал его ближайшей рукой.

Отмечу еще лишь, что основной притягательной силой для маститых и молодежи к биостанции Миассово, наряду с выполнением совместных исследований, были регулярные коллоквии под руководством Николая Владимировича. Вел он их идеально и все испытывали огромное удовлетворение, как преодоление очередного перевала. Но об этой стороне деятельности имеется много высказываний участников в печати.

Мое непосредственное приобщение к передовой школе Н.В.Тимофеева-Ресовского определило основную направленность работ формировавшейся лаборатории морской радиобиологии в Севастополе на СБС АН СССР. Я был поглощен организационной (планирование специального корпуса) и одновременной исследовательской работой в переоборудованных отсеках старого здания СБС на Приморском бульваре. Но переписка с Н.В. и Е.А. Тимофеевыми-Ресовскими велась, не прерываясь, пока они были живы. На мои письма отвечала Елена Александровна из Свердловска (или из Миассово - летом), а после их переезда - из Обнинска. Посещал я их и в Обнинске. Как всегда, это были очень содержательные и доброжелательные контакты. А когда Елены Александровны не стало, писал сам Николай Владимирович, несмотря на трудности со зрением. Я был на похоронах Елены Александровны в Обнинске. У меня в рабочем кабинете - их портреты, присланные Николаем Владимировичем по моей просьбе. Над их портретами - портрет В.И. Вернадского.

В 1963 г. Елена Александровна опубликовала свою монографию "Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов" (Труды института биологии УФАН СССР, вып. 30), которая сразу же была опубликована на английском языке в серии изданий Ок-Риджской Национальной Лаборатории в США. Вскоре, через год, была защита ее кандидатской диссертации в Свердловске, а я был удостоин чести

оппонировать этой выдающейся работе, отвечавшей всем требованиям, предъявляемым к докторском диссертациям. Перед поездкой - я сумел превозмочь себя, оказавшись отравленным в Севастополе недоброкачественным холодцом из магазина буквально накануне полёта в Свердловск. Директором Института экологии растений и животных УФАН СССР и председателем Совета по защитам был академик С.С. Шварц.

Как известно, Николай Владимирович очень критично относился ко всему, отличая существенное от несущественного. Не терпел он "белиберды", "чуши собачьей". Из-за ряда слабых работ по радиоэкологии на Западе и в Москве доставалось от него и самому термину. Мы имели с ним возможности обсуждать термин в Миассово и Свердловске.

А когда был годичный отчет в Совете по радиобиологии АН СССР в ОБН на ул.Большой Калужской, 33, то Николай Владимирович отнес себя и тех, кого он признавал на должном научном уровне, к "разумным радиоэкологам". Свое выступление он так и начал: "Мы, разумные радиоэкологи, ..." и далее следовало изложение достижений его отдела. Действительно, радиоэкология стала модой и многие, особенно технократы, оказались тоже радиоэкологами, но неразумными.

Помню, как после длительной экспедиции в Мексиканский залив, Карибское море и на Кубу в 1965 г., я пришел, будучи в Москве осенью, на лекцию Николая Владимировича на биофаке МГУ, где он читал курс популяционной генетики. Его же не впускали на биофак 10 лет тому назад! Порадовался прогрессу. Еще больше был рад встрече с Николаем Владимировичем, который был, как всегда, очень радушен.

Николай Владимирович часто повторял: "Настоящий ученый не может быть плохим человеком, и наоборот". Он сам и его Елена Александровна были настоящими людьми и учеными, а он лично был еще и гениальным ученым, он был сгустком невероятной энергии и предельно ясной (видевшей сразу "в-пятых") мысли. Он щедро одаривал людей своей энергией. Он равно заинтересованно разговаривал с мастеровым человеком, чиновником, искусствоведом, исследователем. Я чувствую его энергию в себе.

Надеюсь выбрать время и описать все подробнее, процитировать письма, назвать многих коллег, из которых здесь я упомянул только отдельных. Будем рассчитывать, что всё впереди!

В Обнинск, к Н.В. Тимофееву-Ресовскому

В.Г.Цыцугина

После окончания университета, когда я уже работала в Севастополе в отделе радиобиологии Института биологии южных морей АН Украины, мне посчастливилось поехать на стажировку в Обнинск. В то время Обнинск, наряду с Дубной и Пущино, был уже широко известен как подмосковный город науки.

В Обнинске была построена и введена в эксплуатацию первая в мире атомная электростанция. В нем находится несколько научно-исследовательских институтов, в том числе Институт медицинской радиологии Академии медицинских наук. В то время отдел радиобиологии и генетики в этом институте возглавлял Николай Владимирович Тимофеев-Ресовский.

В первый же день моего пребывания в ИМР я увидела Николая Владимировича. Знакомиться с ним меня повел Владимир Иванович Корогодин. Конечно, я очень волновалась. Ведь Николай Владимирович был человеком-легендой. Знакомство с ним произвело на меня большое впечатление. В его облике гармонично сочетались кряжистость, могучесть с элегантностью, аристократичностью. «Курите?» - предложил он мне сигареты, и я пожалела, что не курю. Он быстро ходил по кабинету, расспрашивая меня о Севастополе, о нашем отделе, о моих планах. Он посоветовал мне поработать во время стажировки во всех лабораториях его отдела и близких ему по тематике, познакомиться с обьектами и методиками.

Стажировка оказалась для меня хорошей школой. В разных лабораториях проводились исследования по действию ионизирующего излучения на ДНК, дрожжи, арабидопсис талиана (эфемерное растение, очень удобный генетический обьект), на семена гороха, дрозофилу, клетки опухолей, человеческие лимфоциты.

Решались очень важные и интересные проблемы. В частности, на лимфоцитах изучались закономерности хромосомного и геномного мутагенеза у людей разного возраста и пола, анеуплоидия, частота и типы спонтанных аберраций хромосом, а также зависимость количества радиационно-индуцированных аберраций хромосом от дозы облучения, индивидуальные колебания частоты аберраций, элиминация аберраций и гибель клеток после облучения. На дрожжах и семенах гороха исследовались механизмы восстановления клеток от первичных повреждений.

В то время под руководством Николая Владимировича и в содружестве с ним работали В.И.Корогодин, В.И.Иванов, Н.В.Глотов, Е.К.Гинтер, В.А.Мглинец, Н.П.Бочков, А.В.Севанькаев. Елена Александровна, жена Николая Владимировича, занималась культивированием арабидопсиса. Она была очень обаятельным человеком – высокая, стройная, спокойная, исключительно доброжелательная.

Работало много молодежи, были аспиранты и стажеры из разных республик. Обстановка в лабораториях была очень дружелюбной, даже дружеской. Все охотно, с удовольствием делились своими знаниями и методическими «секретами».

Везде царила творческая атмосфера. Результаты исследований обсуждались не только на семинарах. Жаркие дискуссии вспыхивали буквально «за микроскопом» и часто продолжались в автобусе по пути в город (Институт находится за городской чертой, в лесу).

В дискуссиях на семинарах сказывались огромная эрудиция Николая Владимировича, его взрывной темперамент. Услышав «белиберду», мог взорваться, вспылить. Иногда со смешком вставлял в свою речь «басурманские» слова и фразы.

Стажировка в Обнинске очень много дала мне, а знакомство с Николаем Владимировичем Тимофеевым-Ресовским глубоко врезалось в память.

Мне представляется символичным совпадение 100-летия со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского и 100-летия генетики как науки. Рождением генетики принято считать 1900 год, когда были «переоткрыты» законы Менделя. Становление молодой науки и молодого человека шло одновременно, а потом пути их счастливо пересеклись, и больше полувека продолжался этот плодотворный альянс, обогативший генетику новыми идеями и представлениями.

IV. Экоэтика – концепция выживания человечества

РАДИОХЕМОЭКОЛОГИЯ, КОЭВОЛЮЦИЯ И ЭКОЭТИКА

Г.Г.Поликарпов

Плодотворное приоритетное направление по радиационной биогеоценологии [1, 2], сформулированное и развитое Н.В.Тимофеевым-Ресовским еще в конце 1940-х и начале 1950-х годов в СССР (с учетом его также пионерских работ в первой половине XX века по применению меченых атомов и ионизирующих излучений в экспериментальных генетических исследованиях в Германии) оказали решающее влияние на формирование во второй половине XX столетия передового уровня радиоэкологии в СССР и СНГ, не уступавшего таковому в США и Западной Европе. Об этом свидетельствует и тот факт, что основанный в 1970 г. в Бельгии Международный Союз Радиоэкологов (МСР) включает в себя многочисленных членов МСР из СССР/СНГ, в том числе в руководящих органах МСР - в его исполнительном комитете и его совете управляющих, персонально избираемых мировым сообществом голосованием бюллетенями.

Неоценимое значение имели ежегодные открытые для всех коллоквиумы, обучение и совместные работы на базе биостанции "Большое Миассово" в Ильменском заповеднике в Челябинской области под непосредственным руководством Н.В.Тимофеева-Ресовского и с активным участием Е.А.Тимофеевой-Ресовской и многих сотрудников возглавлявшегося им же отдела Института биологии Уральского Филиала АН СССР (впоследствии Института экологии растений и животных Уральского Центра АН СССР/РАН). Это было настоящее счастье впитывать в себя высокую науку в его Школе и учиться у истинного корифея науки - Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского!

Одной из многочисленных "почек", а затем "ответвлений" могучего древа радиационной биогеоценологии стала с 1956 г. морская радиоэкология на Севастопольской биологической станции им.А.О.Ковалевского АН СССР (впоследствии Института биологии южных морей им.А.О.Ковалевского АН УССР) в виде современного отдела радиационной и химической биологии ИнБЮМ НАНУ им.А.О.Ковалевского [3].

Ниже приводятся рассуждения об ожидаемом дальнейшем развитии радиоэкологии и связанных с нею научных дисциплин в XXI веке, III тысячелетии.

Для Homo sapiens определенно наступает время для итогов и обобщений, а также для поиска и нахождения приоритетов в этот решающий (он же и критический) момент в нашей эволюции. Основы для решения этой насущной проблемы созданы Н.В.Тимофеевым-Ресовским [4] в его учении о совместном взаимовлиянии и развитии человечества и биосферы. Как биологический вид, мы, очевидно, "добились" нарушения равновесия с нашей планетой и, кроме того, находимся под угрозой потенциального воздействия разбалансированных представлений, которые могут доминировать среди растущего числа ядерных держав. Для радиоэкологов - это, несомненно, время для объединения нашего предмета исследования с соседними областями науки. В связи с отмеченным выше мне хотелось бы привлечь здесь просвещенное внимание моих коллег в области "Человек - Радиоактивность - Биосфера" к следующим трем самым основным научным аспектам, которые, с моей точки зрения, наиболее желательно поощрить и поддержать в будущем.

I. Собственно радиоэкология

Прежде всего, важно продолжить развитие одной из чисто радиоэкологических работ - общей концептуальной модели действия долгосрочного (хронического) облучения ионизирующей радиацией во всем диапазоне существующих и возможных мощностей доз на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), которая основана на учете изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем.

Модель, о которой идет речь, предложена в 1977 г. в Международной Лаборатории морской радиоактивности МАГАТЭ в Монако Вашим покорным слугой и развита тем же автором впоследствии [5, 6, 7]. Она включает в себя "зоны мощностей доз ионизирующих излучений" в окружающей среде и наблюдаемую чувствительность к ним на организменном и экологических уровнях (рис. 1).

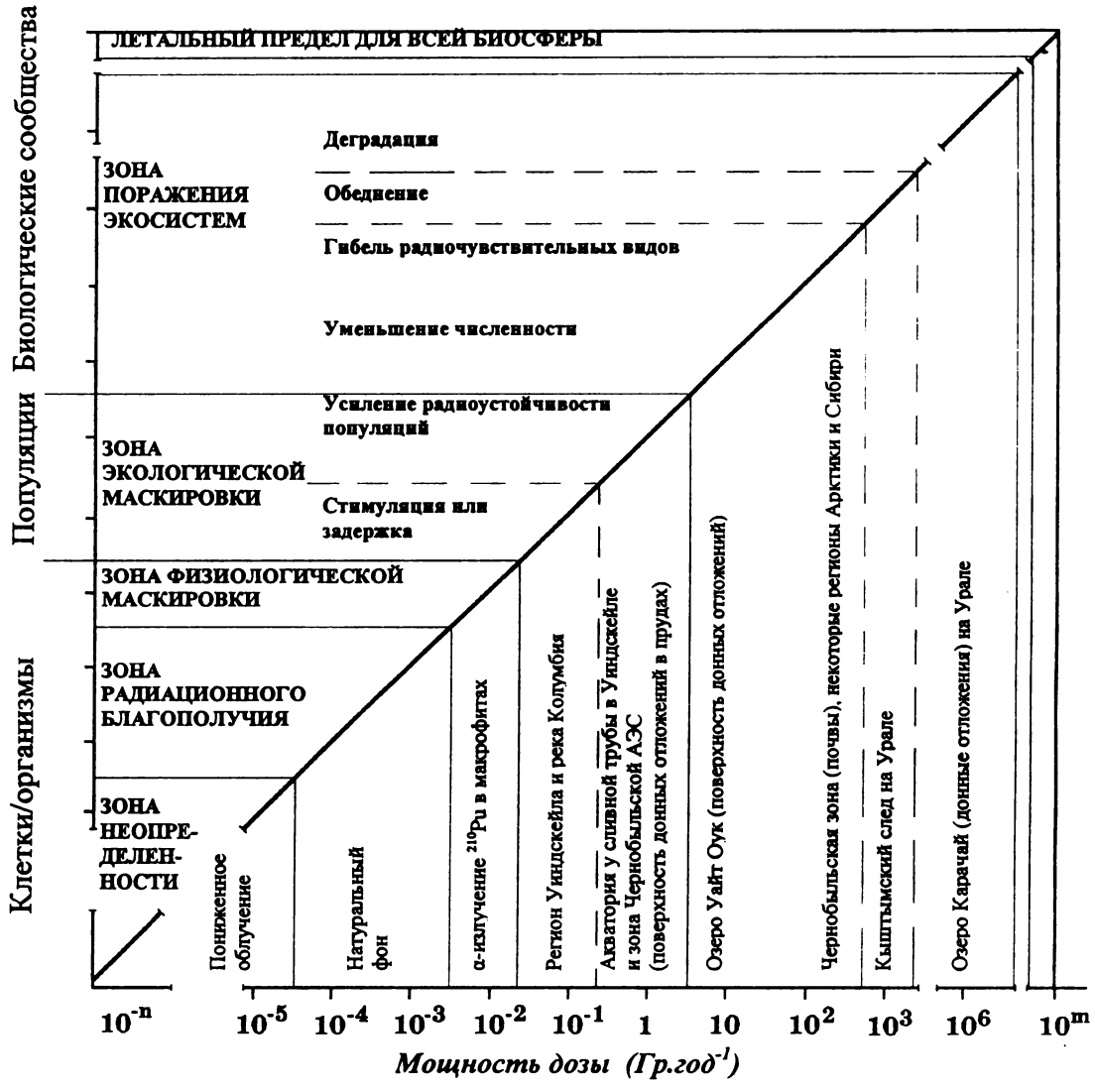

Рис. 1. Зоны мощностей доз ионизирующих излучений и их действие в биосфере [8].

Эта модель содержит следующие зоны:

(а) "Зона неопределенности" (ниже наименьшего уровня естественного фона ионизирующих излучений),

(б) "Зона радиационного благополучия" (диапазон уровней естественного фона ионизирующей радиации),

(в) "Зона физиологической маскировки" (0.005 - 0.1 Гр·год$^{-1}$ или Зв·год$^{-1}$),

(г) "Зона экологической маскировки" (0.1 - 0.4 Гр·год$^{-1}$ или Зв·год$^{-1}$),

(д) "Зона поражения сообществ и экосистем" (>>0.4 Гр·год$^{-1}$ или Зв·год$^{-1}$),

(е) "Радиационный порог гибели Биосферы" (>>МГр·год$^{-1}$ или МЗв·год$^{-1}$).

Эта система, интенсивно обсуждаемая мной с 1977 г. по настоящее время, должна и в ближайшие годы продолжать детализироваться и развиваться

последовательно и систематически квалифицированными и заинтересованными специалистами вплоть до формирования теоретического и практического детального руководства. При этом важно учитывать "радиоэкологическую емкость", представляющую собой как "емкость для потоков радионуклидов в экосистемах", так и "емкость для действия ионизирующих излучений на экосистемы". Ожидается, что названное руководство максимально охватит данные по радиочувствительным видам (и, прежде всего, среди редких и исчезающих видов), их популяций, сообществ и экосистем. Оно должно стать настольной книгой-справочником для исследователей, а также для лиц, принимающих решения, и для широкой общественности.

II. Радиохемоэкология

Во-вторых, исключительно важно рассмотреть комплексную проблему объединения радиоэкологии и хемоэкологии (или шире - молисмологии, как науки о загрязнениях); именно: путем сравнительной эквидозиметрической оценки (на основе Гр·год$^{-1}$ и Зв·год$^{-1}$) наиболее чувствительных экологических эффектов, вызываемых физическими (включая ионизирующие излучения), химическими и биологическими загрязнениями. Для этого необходимо распространить вышеупомянутую модель для охвата исследований эффектов, вызываемых всеми видами загрязнителей, с тем, чтобы разработать радиохемоэкологическую (или значительно шире - радиомолисмологическую) модель.

В марте 2000 г. (Брюссель) на совете управляющих МСР решено организовать целевую комиссию AROC (Application of Radioecology to Other Contaminants) под моим кураторством от совета управляющих. Поступают предложения об участии в этой комиссии от членов МСР из разных стран.

В 1998 г. начаты совместные плодотворные обсуждения в этой области между сотрудниками Национального Института радиологических наук (НИРН) в Японии [9] и ИнБЮМ НАНУ [6, 7]. Так, путем сопоставления данных по экологическим воздействиям токсических веществ в водных системах из НИРН с прототипом радиохемоэкологической модели из ИнБЮМ был получен следующий пример верификации на совместимость эквидозиметрических значений и модели (здесь понятие "эквидозиметрические" означает одинаковую способность различных факторов элиминировать число биологических видов):

Эквидозиметрические данные [9]:

Ионизирующая радиация, Гр	-	500
Ультрафиолет, кэрг·мм$^{-2}$	-	50
Кислотность, pH	-	4
Cu^{2+}, мкмоль·л$^{-1}$	-	100
Gd^{3+}, мкмоль·л$^{-1}$	-	300
Mn^{2+}, мкмоль·л$^{-1}$	-	10000

Очевидно, что экологический Гр-эквивалент действия ионов металлов (Гр/(мкмоль·л$^{-1}$) составляет величины:

Гр/(мкмоль·л$^{-1}$)

Ионизирующая радиация/Mn^{2+} = 0.05

Ионизирующая радиация/Gd^{3+} = 1.7

Ионизирующая радиация/Cu^{2+} = 5

При наличии такой сравнительной информации мы можем гораздо более объективно смотреть на реальные проблемы в окружающей среде. Например, если мы хотим оценить объективно влияние состояния загрязнения Черного моря на состояние биологических популяций и сообществ в нем, то наш подход ясно показывает, что дозовые нагрузки ионизирующих излучений на морские организмы приходятся на "Зону радиационного благополучия", тогда как химические загрязнения и другие виды антропогенной "деятельности" вызывают настолько тяжелые последствия, что Черное море относится к категории "Зоны поражения экосистем" (включая падение численности, уменьшение числа, обеднение, деградацию) под действием хронически-действующих химических доз, которые эквивалентны или даже превышают 20-1000 Гр·год$^{-1}$ (табл.1) [8]. Сходные заключения приложимы к большинству эстуариев и к шельфу большей части Мирового океана.

И поэтому я предлагаю дальнейшее развитие в XXI веке детального обоснования "эквивалентного подхода" как в экспериментах, так и в концептуальном моделировании с целью сравнения ядерных и неядерных загрязнений по их действию на экосистемы. Мы будем работать над созданием сравнительной теории экологической эквивалентности всех видов повреждающих веществ и их воздействий (электромагнитных, механических, химических и т.д.

Таблица 1

Ущерб биоценозам и популяциям в Черном море, причиненный ядерными и неядерными загрязнениями [8]

Оценка экологического ущерба за период 1960-е – 1990-е гг.: % хронически погибших биоценозов и популяций [10]	Летальные хроничекие дозы ионизирующей радиации, Гр [1]	Эквивалентные летальные хроничекие дозы неядерных загрязнений, Гр·год$^{-1}$, **А**	Мощности доз от ядерных источников в морской среде, Гр·год$^{-1}$, **В** [12, 13, 14]	Отношение **А/В**
1. Биоценоз *Cystoseira barbata:* уничтожено > 99 % (эвтрофикацией и загрязнением)	Для Thallophyta (включая водоросли)		< 0.005	10^4-10^7
	180-72000	180-72000		
2. Биоценоз *Phyllophora*: уничтожено 97 % (эвтрофикацией, загрязнением и мутностью)	Для Thallophyta (включая водоросли)		< 0.005	10^4-10^7
	180-72000	180-72000		
3. Популяция *Ostrea edulis*: уничтожено > 95 % (из-за мутности)	Для Mollusca		< 0.007	10^5-10^6
	600-6000	600-6000		
4. Популяция *Mytilus galloprovincialis*: уничтожено 60 % (эвтрофикацией)	Для Mollusca		< 0.007	10^5-10^6
	600-6000	600-6000		
5. Популяции Crustacea (крабы, 14 видов, креветки, > 20 видов): уничтожено 50-70 и 60 % (переловом – крабы, гипоксией – креветки)	Для Crustacea		< 0.007	10^4-10^5
	90-3600	90-3600		
6. Популяции Gobiidae (20 видов): уничтожено 80 % (гипоксией и разрушением мест их размножения)	Для Pisces		< 0.007	10^4-10^6
	42-360	42-360		
7. Популяции Odontoceti (3 вида дельфинов, подвиды-эндемики): уничтожено 90-95 % (интоксикацией, загрязнением и при рыболовстве)	Для Mammalia		< 0.006	10^3-10^4
	12-90	12-90		
8. Популяция *Monachus monachus* почти на 100 % погибла (из-за отсутствия мест для рзмножения и вследствие интоксикации)	Для Mammalia		< 0.006	10^3-10^4
	12-90	12-90		

III. Коэволюция и экологическая этика

Наконец, имеется абсолютная необходимость уже теперь заменить бывший (и все еще существующий) "антропоцентрический" подход в радиационной защите на "экоцентрическую радиационную защиту". Ядерная энергия и ядерное оружие нуждаются в радиоэкологии, а последняя в наше время все более и более нуждается в экологической этике [15]. Неизбежное развитие и дальнейшее распространение источников ядерной энергии и ядерного оружия в современном негармоничном состоянии государств в мире увеличивает вероятность ядерных выбросов в окружающую среду и, следовательно, требует развивать область радиоэкологии (низких и высоких мощностей доз, долгосрочных и промежуточных экспозиций). Радиоэкология будет, несомненно, процветать в этом новом тысячелетии. Радиоэкология, как и другие науки об окружающей среде, не должна расматриваться в качестве служанки той эгоцентрической части человечества, которая не обращает большого внимания на прогноз по выживанию Homo sapiens в условиях усиливающегося конфликта между человечеством и биосферой.

Несколько слов о моем понимании "коэволюции биосферы и человечества", т.е. "их совместной, взаимосвязанной эволюции". Каждый вид в природе находится в состоянии естественной коэволюции с биосферой. Молодой в биосфере Земли биологический вид Человек разумный Homo sapiens (кстати, представленный единственным невымершим современным подвидом Homo sapiens sapiens), насчитывающий всего около 40 тыс. лет "от роду", уничтожив или пережив все другие родственные ему подвиды Homo sapiens, все другие виды рода Homo и все другие роды сем. Hominidae, быстро и ускоренно эволюционировал, проявляя себя как новую "геологическую силу", по выражению В.И.Вернадского [16]. Начальную стадию коэволюции биосферы и человечества можно назвать конфликтной. Человечество все более нарушало и продолжает нарушать закон биогеохимической цикличности в природе, заменяя его линейным, пропорционально интенсивности разработки природных ресурсов, накоплением и удалением отходов, чуждых природе. Прежняя и современная экономика не основывается на законах экологии и, поэтому, разрушает экосистемы, подрывая их способность поддерживать жизнеобеспечение в биосфере.

Так, из компонента экосистемы H. sapiens все более превращался в силу, противостоящую законам экосистемы. Особого развития эта тенденция достигла в XX веке, бурно усиливаясь во второй его половине и нарастая в настоящее время. Описание этого процесса, его причин и следствий представлено О.Кинне [15] и Международным Союзом Экоэтики [17]. Иными словами, конфликтная коэволюция биосферы и человечества переходит в их конфронтационную коэволюцию.

Один компонент экосистемы, а именно H. sapiens, выступает против законов экосистемы. Из этого состояния имеются два пути: либо экосистема избавляется от такого компонента в недалеком будущем, и он переходит в область палеонтологии, либо H. sapiens продолжает достойное совместное развитие с биосферой, но, как и полагается в природе, в качестве компонента экосистемы. При этом Человек разумный должен осознать и принять на себя необходимые перед природой практические обязательства [17]. В случае же продолжающейся конфронтации с природой человечество может успеть уничтожить множество редких, малочисленных и слабозащищенных видов, а также превратить высокопродуктивные экосистемы в пустынный ландшафт. Маловероятен, хотя и не исключен, вариант полной ядерной зимы на Земле с гибелью всей высокоорганизованной жизни. Наиболее вероятно вымирание самого H. sapiens или его деградация до уровня его древних предков вследствие спровоцированных им самим и, как следствие, сформированных биосферой неблагоприятных условий для его дальнейшего существования. В случае положительного решения человечеством о действительно разумной коэволюции наш вид может рассчитывать на практически бесконечно долгое развитие как компонент развивающейся биосферы, наделенный высоким разумом, но осмысленно подчиняющийся ее законам.

Радиоэкология, как и все другие науки об экосистемах и окружающей среде, должна следовать принципам экологической этики [17], целью которых служит обеспечение гармоничной и устойчивой разумной эволюции человечества как приемлемой (естественной) части биосферы в обозримом будущем. Для облегчения осознания неизбежности этого процесса начинает издаваться с 2000 г. новый международный электронный журнал "Ethics in Science and Environmental Politics" (Founders: O.Kinne & G.G.Polikarpov) в качестве органа Международного Союза Экоэтики.

Литература

1. Тимофеев-Ресовский Н.В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Ботанический журнал, 1957, Т.42, № 2, С.161-194.
2. Тимофеев-Ресовский Н.В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии // Избранные труды.- М.: Медицина, 1996.- С.416.
3. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Кулебакина Л.Г., Лазоренко Г.Е., Цыцугина В.Г., Рисик Н.С., Гулин С.Б., Гулин М.Б., Стокозов Н.А., Жерко Н.В., Светашева С.К. Исследования в области радиационной и химической биологии в СБС АН СССР - ИнБЮМ НАНУ (1956-1994) //Морские Биологические Исследования. Отв.ред. С.М.Коновалов. НАН Украины. Институт биологии южных морей им.А.О.Ковалевского, Севастополь, 1994.- С.183-212.
4. Тимофеев-Ресовский Н.В. Биосфера и человечество // Научные труды Обнинского отделения Географического общества СССР, Обнинск, 1968.- Сб.1.- Ч.1.- С.3-12.
5. Polikarpov G.G. (Invited paper by ASIFSPCR from IAEA, Monaco). Effects of ionizing radiation upon aquatic organisms (Chronic irradiation) // Atti della Giornata sul Tema "Alcuni Aspetti di Radioecologia". XX Congresso Nazionale, Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni, Bologna, 1977. Parma Poligrafici, 1978), P.25-46.
6. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionising radiation in the environment // RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8-11 April, 1997. Radiation Protection Dosimetry, 75, Nuclear Technology Publishing, 1998, 1-4.- P.181-185.
7. Polikarpov G.G. Effects of nuclear and non-nuclear pollutants on marine ecosystems // Marine Pollution. Proc. of a Symp. held in Monaco, 5-9 October 1998. IAEA-TECDOC-1094. IAEA-SM-354/22. International Atomic Energy Agency, July 1999, P.38-43.
8. Поликарпов Г.Г. Морская радиоэкология в Академиях Наук России и Украины.- Биология моря, Владивосток, 1999.- Т.25.- № 6.- С.475-479.
9. Fuma S., Takeda H., Miyamoto K., Yanagisawa K., Inoue Y., Sato N., Hirano M., & Kawabata Z. Ecological effects of radiation and other environmental stress on aquatic microcosm// Comparative Evaluation of Environmental Toxicants - Health Effects of Environmental Toxicants Derived from Advanced Technologies - (Proceedings of the International Workshop on Comparative Evaluation of Health Effects of

Environmental Toxicants Derived from Advanced Technologies, Chiba, January 8-30, 1998), edited by J. Inaba & Y. Nakamura (Tokyo, Kodansha Scientific Ltd.), P.131-144.

10. Zaitsev Y., Mamaev V. Marine Biological Diversity in the Black Sea. A Study of Change and Decline. New York: United Nations Publications. 1997. 208 p.
11. Woodhead D.S. Dosimetry and the assessment of environmental effects of radiation exposure. Radioecology after Chernobyl. Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides, SCOPE50, 1993. P. 291-306.
12. Перцов Л.А. Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря. М.: Атомиздат. 1978. 160 с.
13. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемоэкология. М.: Энергоатомиздат. 1986. 176 с.
14. Polikarpov G.G., Zaitsev Y.P., Zats V.I., Radchenko L.A. Pollution of the Black Sea (Levels and sources). Proc. of the Black Sea Symposium, Ecological Problems and Economical Prospects, 1991. Publ. by The Black Sea Foundation for Education, Culture and Protection of Nature, Istanbul, 1994. P. 15-42.
15. Kinne O. Editorial. Ethics and eco-ethics // Marine Ecology Progress Series, 1997, № 153. - P.1-3.
16. Вернадский В.И. Химическое строение Земли и ее окружения.- М., Наука, 1965.- 324 с.
17. Eco-Ethics International Union. Humanity Can Survive Only with a New Concept of Ethics: Eco-Ethics // [Brochure]. Inter-Research, October 23, 1998.- 4 p.

МЕЖДУНАРОДНЫЙ СОЮЗ ЭКОЭТИКИ

ЧЕЛОВЕЧЕСТВО СМОЖЕТ ВЫЖИТЬ ТОЛЬКО С НОВОЙ КОНЦЕПЦИЕЙ ЭТИКИ: С ЭКОЭТИКОЙ

Экоэтика отличается от связанной с историей этики. Корни экоэтики - не в откровении, вере и философии, а в научном исследовании, знании и совместимости между природой и человечеством. Предмет экоэтики – не отдельный вид, а сообщества различных, сосуществующих форм жизни.

Мы надеемся, что наши суждения будут способствовать дискуссиям по этике, откроют новые пути в будущее человечества и помогут свести вместе различные группы, имеющие цели, сходные с нашими.

За последнее время было предпринято несколько в какой-то мере отличающихся друг от друга попыток отреагировать на возрастающую настоятельную потребность в новой, всемирной этической концепции. Будучи исследователями-экологами, естествоиспытателями, мы отвечаем на этот запрос с позиции экосистем. Колыбель жизни на Земле - экосистемы - по сей день определяют рождение, развитие и смерть всех форм жизни на этой планете, включая *Homo sapiens*.

Развивая и применяя недавно основанный Международный Союз Экоэтики (МСЭЭ) в качестве глобального инструмента, мы пытаемся донести экоэтику до разума и души как можно большего числа людей. И мы надеемся, что те, кто разделяет наши взгляды, объединят свои усилия с нашими для участия в создании нового дома для человечества - дома, основанного на любви к природе, сохранении ее и возрастающем понимании ее величия и красоты.

Силы наши - слабые, решение - твердое, надежды наши на поддержку - беспредельны. Наши цели? Они могут быть кратко изложены следующим образом:

- Обсуждать, развивать и применять понятия и положения экоэтики. Основывать и развивать Целевые Комиссии, Молодежные Группы и Местные Отделения во всех частях мира.
- Обучать экоэтике детей дома, учеников в школах и студентов в университетах. Только в том случае, если мы преуспеем в обогащении экоэтикой умов и сердец молодого поколения, может быть надежда на будущее нашего вида.
- Приглашать заинтересованных людей присоединяться к нам в качестве членов; предлагать родственным по убеждениям группам и организациям кооперироваться с МСЭЭ.
- Сообщать и обоснованно разъяснять средствам массовой информации, властным структурам и широким слоям, а также просить их оказывать моральную и материальную поддержку в области экоэтики.
- Обращаться к спонсорам и ходатайствовать о пожертвованиях для МСЭЭ (в помощь Целевым Комиссиям, Местным Отделениям и Молодежным Группам).

Нет ничего более важного в настоящее время для будущего человечества, чем знание того, что само наше существование зависит от неповрежденной природы и что мы должны охранять ее целостность от нашего чрезмерного самомнения. Далее, мы должны исправлять наши односторонние взгляды на окружающий нас мир и на нашу собственную значимость; такая односторонность включает в себя антропоцентрические толкования привычной этики. Наконец, мы должны более решительно принять на себя обязательства перед будущими поколениями.

За новейшей информацией о быстро растущем МСЭЭ, пожалуйста, обращайтесь к нашему Internet Forum (http://www.eeiu.org).

Экоэтика: понятия и положения

Жизнь на Земле развилась и существует в экосистемах. Здоровые экосистемы представляют собой необходимое условие продолжения жизни, какой мы ее знаем, на Земле.

Традиционная этика сосредоточена только на одной из миллионов форм жизни: на *Homo sapiens*. Для того, чтобы встретить беспримерный вызов, с которым столкнулось современное человечество, нам нужно этическое построение - понятие, которое простирается за пределы узкого мира, который мы построили для наших собственных ближайших целей.

Этика в религии и философии *

Этика была в центре внимания представителей религии и философов в течение многих веков. Они приложили огромные усилия для изучения и объяснения человеческого поведения, и за ними следует признать большую заслугу за развитие понятий и идеалов этики, которую мы имеем сегодня.

Теологи и философы применяли термин "этика" практически, как синоним термина "мораль". Оба термина относились к человеческому поведению, принимаемому за стандарт для большинства определенных людей. Стандарт определял то, что правильно или ошибочно, хорошо или плохо в отношениях между людьми. Теологические соображения основываются на авторитете откровения, философские - на авторитете разума. Одна лидирующая школа философов анализировала и формулировала нормативные критерии для развития этических понятий и правил; другая - этические принципы и методы формулирования морального суждения того, что хорошо или плохо. Большинство теологов и философов полагали, что стандарты

глобальных измерений могут совершенствоваться. Однако, определенные характеристики этики имеют сильные местные корни (ситуационная этика), как и таковые людей, которые создали их. Глобальные стандарты должны были формулировать фундаментальные принципы, но оставлять место для вариации в области религии и культуры. Некоторые люди утверждают, что то, что они регулярно практиковали на протяжении длительного времени, - это правильно и хорошо, а, следовательно, морально. Можем ли мы принять различные этические стандарты? Почему бы и нет, поскольку они признают человеческое достоинство, права и свободы, как это определено Объединенными Нациями. Этика всегда будет содержать субъективные компоненты; она должна оставаться открытой для обсуждений и меняться со временем, как и все остальное.

Будучи верующими, религиозные люди находятся на стороне сверхъестественных явлений. Их Бог принимает решения и формулирует правила. Верующим позволяется объяснять решения и обсуждать правила, но не ослушиваться их. Философы развили сложные, частично противоречивые, системы и термины. Они сосредоточены на теории и находятся на стороне разумного объяснения. Мир теологов состоит, главным образом, из экстраполяций их веры; мир философов - из экстраполяций их размышлений.

И теологи, и философы создали антропоцентрическую и геоцентрическую модели мира - модели, которые не соответствуют действительности, окружающей нас. *Homo sapiens* - не центр Земли, а Земля - не центр Вселенной. *H. sapiens* - это один из миллионов видов и один из участников процесса жизни, как и дельфин, мышь или вирус. Земля - планета среди миллиардов планет в нашей галактике, а таких галактик - миллиарды.

Этика в экологии: экоэтика*

Жизнь на Земле, развиваясь миллиарды лет, неизменно участвовала в динамике экосистем. Никакой вид, даже *Homo sapiens*, не может жить сам по себе. Экосистемы состоят из неживых и живых компонентов. Они связаны различным, большей частью, сложным образом. Живые компоненты взаимодействуют друг с другом и друг против друга, они используют один другого в качестве источника энергии и вещества, они взаимодействуют, модифицируя, их неживую среду. Таковы основные реалии жизни на Земле, как мы, экологи, понимаем их. Основные элементы эволюции, эти реалии

---

* **From O.Kinne, MERS 153, 1-3, 1997**

обеспечивают жизненные процессы движением и направлением. Что здесь хорошо, а что плохо? Не существует таких категорий в исходном плане природы.

Жизнь развивается в строгих тисках законов экосистемы: (1) Жестокая конкуренция, эксплуатация и максимум эгоистической выгоды; переработка чужих материалов в свои собственные материалы. (2) Включение в процессы потока энергии и круговорота вещества. (3) Достижение со временем полного развития; разнообразие, саморегулирование и установление межвидовых связей. (4) Безжалостное наказание нарушителей закона. Таков древний мир, в котором произошел *Homo sapiens*, в котором наши предки жили 99 % своего времени и в котором формировались все их существенные структуры и функции. В каждой из наших миллиардов клеток мы все еще несем генетические программы, завещанные для членов экосистемы, для нашей прошлой экосистемы.

Что же получилось не так, как надо? Никогда ранее никакая из форм жизни не пренебрегала здоровьем экосистемы до такой степени, как современное человечество. Никогда раньше единичный вид не менял планету Земля так жестоко и безжалостно и не добивался экологического господства таких чрезмерных размеров. И никогда прежде расхождение не было столь огромным между тем, что мы делаем и тем, что мы должны делать. Для того чтобы встретить необычайный вызов, перед которым оказалось современное человечество, мы должны расширить традиционную концепцию этики для охвата не только *Homo sapiens*, и также окружающую среду и другие формы жизни. Слово, предлагаемое для расширенной концепции этики, - "экоэтика", т.е. человек думает и ведет себя, ориентируясь, что хорошо и что плохо, полезно или разрушительно для целой системы "*Homo sapiens* плюс природа".

Наша дилемма в том, что мы рождены в таком мире и созданы для такого мира, из которого мы, в значительной степени, ушли. В этом смысле мы беглецы и нарушители закона, ставшие знатоками по подчинению норм природы себе или по уклонению от норм природы в своих собственных интересах и мастерами по замене способа сосуществования на способ господствования. Мы же будем сурово наказаны, если не установим новый баланс между нашим современным состоянием и нашим прошлым состоянием в экосистеме - если не восстановим совместимость между нормами обмена веществ в природе и в человеческом обществе. Это – **первый тезис экоэтики.**

“Охрана окружающей среды”, как она осуществляется в настоящее время, представляет собой вводящую в заблуждение и опасную концепцию. Почему? Потому

что она охраняет окружающую среду самого худшего врага природы. Результат? Дополнительная поддержка уже чрезмерного доминирования человека. Она должна также стремиться охранять окружающую среду наших дружественных созданий. Они не могут выступать за себя. Мы обязаны действовать от их имени в полной мере нашего знания. Наши общества и образовательные системы должны принять это в расчет. Они обязаны постигать и обучать экологическому знанию и экологическому размышлению. И они должны настаивать на принятии людьми ответственности на себя за другие компоненты экосистемы. Это - **второй тезис экоэтики.**

Выживание в нашем новом мире требует контроля над зверем в нас самих. Мы не можем нарушать законы экосистемы, не создавая новых правил, предназначенных для укрощения древних побуждений, желаний и инстинктов. Основываясь на великих творениях природы, нам необходимо развивать и усиливать новые ценности, такие как: самоограничение, скромность, ответственность, честность; формулировать цели, такие как: мир, свобода, достоинство, справедливость, права человека; содействовать осуществлению идеалов, таких как: добродетель, альтруизм, помощь, любовь. Здесь простирается основа, общая для теологии морали и философии морали. Это - **третий тезис экоэтики.**

Природа эволюционирует в жестоких столкновениях. Человеческие общества должны избегать жестоких столкновений. Чтобы уберечь наши сложные общества целыми и невредимыми, требуется мудрость по ликвидации конфликта, а также воля по сочетанию экономики и экологии. Обе они - разные стороны одной и той же монеты, и обе они должны выверяться моральными принципами. Чтобы достичь этого, нам нужно определить: что есть полезное, хорошее, а что - вредное, плохое, для развития наших экономических систем и для их экологических основ. И мы должны решать, как лучше всего усилить это хорошее и ослабить это плохое. Это - **четвертый тезис экоэтики.**

В социальном мире войн, голода, нищеты, болезней и невзгод для миллионов людей имеется ли достаточно силы воли, времени и энергии для реагирования на требования и сомнения, описанные выше? Если ответ – "нет", то *Homo sapiens* исчезнет с арены жизни в недалеком будущем. Это - **пятый тезис экоэтики.**

Исходно чуждая жизни на Земле, этика - и, в настоящее время, экоэтика, - стала наиболее важным условием для охраны жизни на Земле от беглеца из экосистемы - *Homo sapiens*, для максимального увеличения жизненного пространства нашего вида и для того, чтобы избежать катастрофы гигантских размеров.

Подробнее об экономике и экологии

В четвертом положении экоэтики говорится, что экономика и экология – это две стороны одной медали. Здесь мы остановимся на различиях.

Экономика имеет отношение к деятельности одного единственного вида – *Homo sapiens*. Человеческая экономика стремится к максимальному использованию природных ресурсов в своекорыстных целях. На значительном отрезке времени она угрожает и, более того, разрушает природную гармонию.

Экология имеет дело с деятельностью взаимоотношений многих различных видов, сосуществующих в экосистемах. Такие системы нивелируют индивидуальный эгоизм и благоприятствуют гармонии.

Рабочие принципы экономики - линейны. Они включают процессы производства, начинающиеся с природного источника, но заканчиваются материалами более или менее чуждыми природе. Экономика изымает или изолирует ресурсы от экосистем и превращает их в продукты для использования человеком. Переработка требует много энергии и в результате создается много отходов. Хозяйства продают свою продукцию потребителям, которые в конце концов также перерабатывают продукцию в отходы. Получается гигантский и все возрастающий процесс односторонней и однонаправленной деградации. В конечном итоге такие рабочие принципы ведут к ослаблению природной способности поддерживать жизнь.

Рабочие принципы экосистем - цикличны. Экосистемы не удаляют и не изолируют ресурсы, а также не превращают их в материалы, чуждые природе. Они трансформируют старые ресурсы в новые ресурсы, используя имеющуюся в природе энергию: в результате цепь многосторонних процессов поддерживает жизнь и обеспечивает ее способность к эволюции.

Каковы выводы для экоэтики?

- Мы должны, насколько это возможно, восстановить соответствие нашего человеческого мира с окружающим нас миром и уменьшить наше разрушительное воздействие на природу.
- Мы должны во все большей и большей степени заменять линейную деградацию ресурсов циклической реутилизацией ресурсов.
- Мы должны больше постигать рабочие принципы экосистем и использовать приобретенное понимание для соответствующего изменения нашего хозяйства и общества.
- Численность людского населения на Земле и использование энергии и вещества на душу населения должны соответствовать обеспечивающим возможностям экосистем. Управление решением этой комплексной задачи должно осуществляться преимущественно правительственными и межправительственными органами. Глобальное применение принципов и положений экоэтики членами МСЭЭ

обеспечит поддержку и дополнительное доверие к этим жизненно-важным вопросам.

Экоэтика не сможет достичь этих необходимых изменений сразу же и без труда. Для развития и применения новых концепций, законов и технологий потребуется время и политическая воля. Но мы должны начать действовать. БЕЗОТЛАГАТЕЛЬНО!

Экономика не может быть успешной без этики. Этика хозяйствования означает, прежде всего, обуздание эксплуатации природы, воссоединение с природой и бережное отношение к здоровью экосистем.

Если мы преуспеем в приближении к описанным выше целям, то мы сможем удовлетворять все наши основные запросы и быть довольными жизнью – без уродования природы и без снижения шансов для будущих поколений.

Адрес штаб-квартиры МСЭЭ:	International Ecology Institute, Nordbünte, 23,
Президент	D-21385 Oldendorf/Luhe, Germany
Проф. Отто Кинне	Fax:+4941328883; E-mail:eeiu@eeiu.org;
	Internet: http://www.eeiu.org
Адрес генерального офиса МСЭЭ:	Институт биологии южных морей
(на общественных началах)	им. А.О.Ковалевского
Вице-Президент	Национальной Академии наук Украин
Проф. Геннадий Поликарпов	проспект Нахимова, 2, 99011, Севастополь, Украина
	Факс: +380 692 553578 / 592813;
	E-mail: ggp@iur.sebastopol.ua;
	Internet:http://www.viaduk.net/freepage.nsf/page/ecoethic

СЕРДЕЧНО ПРИГЛАШАЕМ ВАС ПОПОЛНИТЬ РЯДЫ СОЮЗА

ПРОСИМ ПОДДЕРЖАТЬ НАШИ УСИЛИЯ!

V. Радиационная генетика

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ В ПРИРОДНЫХ ПОПУЛЯЦИЯХ ГИДРОБИОНТОВ, ИНДУЦИРОВАННЫЕ РАДИОАКТИВНЫМ И ХИМИЧЕСКИМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ

В.Г.Цыцугина, Г.Г.Поликарпов

Одна из наиболее актуальных проблем современной экологии - оценка последствий комплексного действия разных типов антропогенного загрязнения для природных популяций и биоценозов. Нами предложен цитогенетический метод, который позволяет определять относительный вклад радиоактивного и химического загрязнения при их сочетанном воздействии в повреждение природных популяций гидробионтов [1, 2]. Метод основан на анализе типа поклеточного распределения аберраций хромосом. Известно [3, 4], что при действии редкоионизирующего излучения первичные повреждения хромосом должны распределяться по клеткам случайно, в соответствии с законом Пуассона. Действительно, в ряде работ по радиационному мутагенезу в клетках растений и в культуре лимфоцитов человека приведены данные о хорошем соответствии поклеточного распределения аберраций хромосом теоретическому пуассоновскому [5, 6]. Наблюдаемое иногда отклонение эмпирических распределений от случайного закона обьясняют различиями в процессах реализации и восстановления первичных повреждений [7, 8]. Имеющиеся немногочисленные данные о поклеточном распределении повреждений хромосом при химическом мутагенезе касаются в основном распределения разрывов хромосом при действии на лимфоциты человека противоопухолевых препаратов [9, 10]. В этих работах показано закономерное отклонение поклеточного распределения разрывов хромосом от случайного закона и соответствие его либо геометрическому, либо отрицательному биномиальному распределению. Используя теорию очередей и распределение Эрланга [11], авторы обьясняют этот феномен многоступенчатостью процесса проникновения мутагена в клетку и взаимодействия его с молекулами-мишенями.

Мы исследовали раздельное и сочетанное действие ионизирующего излучения и химических мутагенов из классов тяжелых металлов и хлорорганических соединений на хромосомы эмбрионов ракообразных и рыб (табл.1).

Анализ полученных данных показал, что наблюдаются определенные закономерности в распределении аберраций хромосом по клеткам:

Таблица 1

Распределение аберраций хромосом по клеткам эмбрионов ракообразных и рыб

Вид	Мутаген	Доза или концентрация	Число эмбрионов	Среднее число клеток с аберрациями, %	Число клеток с числом аберраций				χ^2 - критерий согласия с распределением	
					0	1	2	3	Пуассона	Геометрическим
<u>Ракообразные</u> *Idotea baltica*	$^{90}Sr - ^{90}Y$	3 Гр	51	10,6 ± 1,3	1950	173	5	0	0,83	6,44
Idotea baltica	$^{90}Sr - ^{90}Y$	0,5 Гр	60	5,5 ± 0,7	1731	100	3	0	0,003	1,16
Gammarus olivii	$^{90}Sr - ^{90}Y$	3 Гр	149	8,9 ± 0,3	8114	819	28	0	3,79	32,90
Gammarus olivii	^{137}Cs	0,5 Гр	10	5,3 ± 1,0	611	31	1	0	0,05	0,20
Gammarus olivii	$^{90}Sr - ^{90}Y + ^{137}Cs$	2 Гр	19	7,5 ± 0,7	1204	93	2	0	0,68	3,62
Gammarus olivii	Внешнее γ - излучение	2 Гр	85	9,3 ± 0,3	5697	557	28	0	0,03	11,19
Gammarus olivii	Внешнее γ - излучение	5 Гр	64	15,5 ± 1,0	2640	371	27	3	2,26	10,87
Gammarus olivii	Ацетат свинца	1 мг.л$^{-1}$	18	4,9 ± 0,9	1094	53	6	1	15,15	4,28
Gammarus olivii	Хлорфен	0,1 мг.л$^{-1}$	30	3,1 ± 0,6	1623	71	5	0	6,19	0,93
Gammarus olivii	Хлорфен	0,2 мг.л$^{-1}$	25	4,9 ±0,7	1041	52	5	0	7,98	1,70
Gammarus olivii	Ацетат свинца хлорфен	1 мг.л$^{-1}$ + 0,2 мг.л$^{-1}$	23	4,7 ± 0,6	1411	64	8	0	19,86	5,80
Gammarus olivii	Ацетат свинца + ^{137}Cs	1 мг.л$^{-1}$ + 0,5 Гр	10	6,0 ± 0,8	533	29	5	1	17,06	5,61
Gammarus olivii	$^{90}Sr - ^{90}Y + ^{137}Cs$ + ацетат свинца + хлорфен	2 Гр + 1мг.л$^{-1}$ + 0,2 мг.л$^{-1}$	20	7,3 ± 0,9	1190	86	2	0	0,39	2,64
<u>Рыбы</u> *Scorpaena porcus*	Внешнее γ - излучение	4 Гр	15	13,5 ± 0,9	1655	238	17	2	1,84	7,53
Scorpaena porcus	Внешнее γ - излучение	6 Гр	16	14,8 ± 1,2	1460	232	11	1	2,56	17,50
Scorpaena porcus	ДДТ	0,1 мг.л$^{-1}$	10	11,0 ± 1,1	807	77	14	2	20,19	4,09

Мутаген	Распределение аберраций хромосом
P (только) и (P' + X)	Ближе к распределению Пуассона $P(n) = m^n \cdot e^{-m} / n!$
X (только) и (X + P) (X' + P)	Ближе к геометрическому распределению $P(n) = (1-q)\, q^n$

Где P - радиационное воздействие, X – химические мутагены, P'и X' - бóльшая эффективность радиации или химических мутагенов при сочетанном воздействии, m- среднее число аберраций на клетку, n- число аберраций в клетке, q = m/ (m+1) – доля аберрантных клеток.

Полученные закономерности были проверены нами при цитогенетическом исследовании природных популяций морских и пресноводных гидробионтов до и после Чернобыльской аварии (табл.2).

Как видно в таблице, у всех исследованных до Чернобыльской аварии видов гидробионтов, независимо от таксономической принадлежности (кишечнополостные, ракообразные, рыбы), наблюдалась бóльшая близость поклеточного распределения аберраций к теоретическому геометрическому. Очевидно, в этих случаях, аберрации хромосом были индуцированы химическим загрязнением.

Бóльшая близость распределения аберраций хромосом к пуассоновскому распределению обнаружена в клетках эмбрионов плотвы *Rutilus rutilus*. Кладка икры была собрана в июне 1986 г. в Днепровско-Бугском лимане. Ближе к пуассоновскому распределению было и распределение аберраций в развивающихся половых клетках ресничных червей *Plagiostomum aff. girardi*, собранных в декабре 1987 г. в Эгейском море с плывущей ветки *Sargassum*. Пуассоновское распределение в сочетании с высоким уровнем хромосомного мутагенеза в обоих случаях (30,5 % и 16,0 % соответственно) заставляют сделать предположение о воздействии сильного источника ионизирующего излучения, по-видимому, «горячих» частиц чернобыльского происхождения. В случае с эмбрионами плотвы это предположение было подтверждено гамма-спектрометрическими измерениями. В донных отложениях, где была найдена кладка икры, была обнаружена «горячая» частица ^{103}Ru [12]. В случае с червями *P.aff.girardi* такие измерения не проводиличь, однако, по данным греческих исследователей [13], в 1986-1987 гг. «горячие» частицы были обнаружены в Греции.

Исследования в 10-километровой зоне чернобыльской аварии были начаты нами в 1991 г. С 1991 по 1996 гг. мы провели изучение хромосомного мутагенеза в клетках

Таблица 2

Распределение аберраций хромосом по клеткам гидробионтов из природных популяций

Вид	Местообитание	Год	Число особей	Среднее число клеток с аберрациями,%	Число клеток с числом аберраций				χ^2-критерий согласия с распределением	
					0	1	2	3	Пуассона	Геометрическим
Рыбы *Engraulis encrasicholus* (эмбрионы)	Эгейское море	1968	16	5,9 ± 0,7	989	52	5	0	7,12	1,36
Кишечнополостные *Vella velella* (молодь)	Тихий океан	1971	15	7,0 ± 1,2	783	51	3	0	0,89	0,01
Рыбы *Sardina pilchardus* (эмбрионы)	Средиземное море	1976	9	6,1 ± 1,3	588	29	2	0	1,97	0,20
Ракообразные *Anchylomera Brossevilei* (эмбрионы)	Средиземное море	1985	30	5,2 ± 0,4	1293	60	4	0	3,94	0,40
Иглокожие *Amphiura stepanovi* (половые клетки)	Черное море	1986	14	8,0 ± 1,3	396	32	3	0	1,73	0,06
Моллюски *Monodacna caspia* (молодь)	Черное море	1986	15	8,8 ± 1,0	408	34	2	1	1,21	0,05
Рыбы *Rutilus rutilus* (эмбрионы)	Черное море	1986	20	30,5 ± 2,3	1760	589	95	0	1,31	50,47

Продолжение таблицы 2

Черви *Plagiostomum aff.girardi* (половые клетки)	Эгейское море	1987	12	16,0 ± 1,8	331	62	7	0	0,17	1,62
Nais bretscheri (соматические клетки)	р.Дунай	1988	19	6,1 ± 1,4	303	19	3	0	5,64	1,77
Ракообразные *Pontogammarus robustoides* (эмбрионы)	р.Днепр, Каховское водохранилище	1992	24	6,0 ± 1,1	1317	60	7	0	15,44	4,55
Pontogammarus robustoides (эмбрионы)	р. Днепр, Кременчугское водохранилище	1992	24	6,0 ± 0,3	1127	69	5	1	4,91	0,38
Черви *Stylaria lacustric* (соматические клетки)	Водоем в с.Страхолесье (на границе 30-км зоны аварии на ЧАЭС)	1991	20	7,2 ± 1,1	830	49	8	0	17,48	5,58
Водоемы в 10-км зоне аварии на ЧАЭС										
Ракообразные *Gammarus sp.* (эмбрионы)	с.Копачи	1991	29	9,0 ± 0,8	1339	111	9	0	3,69	0,23
Черви *Stylaria lacustris* (соматические клетки)	с.Копачи	1991	21	8,9 ± 0,9	1946	166	11	0	1,74	0,67

Продолжение таблицы 2

Stilaria lacustris (соматические клетки)	р.Припять	1991	20	12,1 ± 1,2	550	78	9	0	1,53	0,47
Stilaria lacustris (соматические клетки)	Водоем - охладитель ЧАЭС	1993	15	7,6 ± 1,0	392	34	1	0	0,14	1,18
Stilaria lacustris (соматические клетки)	Краснянский Старик	1993	12	5,0 ± 1,3	540	17	1	0	1,74	0,10
Nais pseudobtusa (соматические клетки)	п.Янов	1995 - 1996	55	7,3 ± 2,0	774	57	1	0	0,50	2,34
Nais pardalis (соматические клетки)	п.Янов	1995-1996	64	7,9 ± 1,9	906	74	6	1	3,37	0,03
Dero obtusa (соматические клетки)	п.Янов	1995-1996	66	6,2 ± 1,2	1019	67	2	0	0,02	1,21

гидробионтов из 10-километровой зоны, а также за ее пределами, в регионах, подверженных влиянию аварии - в Днепре, Дунае и Черном море (табл.2). Как видно в таблице, только у некоторых видов червей из водоемов 10-километровой зоны (водоем-охладитель, п.Янов) распределение аберраций хромосом в соматических клетках (при паратомическом делении особей) ближе к пуассоновскому. У других видов гидробионтов из 10-километровой зоны и за ее пределами поклеточное распределение аберраций хромосом больше соответствует геометрическому. По-видимому, в этих случаях аберрации были индуцированы либо только химическим загрязнением, либо сочетанным действием радиоактивного и химического загрязнения, причем последнее вносило существенный вклад в повреждение.

Мы попытались подойти к решению проблемы оценки влияния ионизирующей радиации на фоне существенного воздействия химического загрязнения с помощью модельных экспериментов. В генетических исследованиях при сравнении эффективности мутагенов, имеющих разный механизм действия, измеряют дозу в единицах одного хорошо определяемого показателя и калибруют все другие эффекты по этому стандарту. Такой метод позволяет провести сравнение спектров генетических эффектов, вызванных разными мутагенами [14, 15]. Мы сравнили генетическую эффективность ионизирующих излучений в относительно небольших дозах и некоторых химических мутагенов в экспериментах с эмбрионами ракообразных и рыб. Эффективность дозы оценивали по количеству клеток с аберрациями хромосом (%). Этот критерий был выбран в качестве стандартного. Дополнительным показателем было число аберраций на аберрантную клетку. Полученные данные приведены в табл.3. Видно, что при раздельном действии ионизирующего излучения и химических мутагенов в мутагенно эквивалентных дозах, обеспечивающих практически одинаковое число клеток с аберрациями хромосом, тяжесть поражения клеток (число аберраций на аберрантную клетку) под влиянием химических мутагенов больше. При сравнении действия ионизирующей радиации и сочетанного действия излучения и химических мутагенов в мутагенно эквивалентных дозах можно видеть бóльшую тяжесть поражения аберрантных клеток во втором случае по сравнению с таковой только под влиянием радиации. При сравнении действия химического мутагена с сочетанным действием этого мутагена и радиации в мутагенно эквивалентных дозах обращает на себя внимание меньшая тяжесть поражения клеток при сочетанном действии.

Таким образом, при сравнении эффектов в мутагенно эквивалентных дозах можно по тяжести поражения аберрантых клеток судить о большем или меньшем влиянии ионизирующей радиации на фоне действия химического загрязнения.

Таблица 3

Сравнение цитогенетической эффективности ионизирующей радиации и химических мутагенов (экспериментальные данные)

Эмбрионы, тип и доза воздействия	Эффект при эквивалентной дозе: число клеток с аберрациями хромосом, %	Число аберраций на аберрантную клетку
Gammarus olivii		
^{137}Cs, 0,5 Гр	5,3 ± 1,0	1, 031
$Pb^{(2+)}$, 1,9 мкмоль.л$^{-1}$	4,8 ± 0,6	1,116
Хлорфен, 0,4 мкмоль.л$^{-1}$	4,9 ± 0,7	1,088
^{137}Cs, 0,5 Гр + хлорфен, 0,4 мкмоль.л$^{-1}$	4,5 ± 1,0	1,074
Gammarus olivii		
Внешнее гамма – излучение, 3 Гр	11,0 ± 1, 5	1,043
Внешнее гамма – излучение, 3 Гр + + $Pb^{(2+)}$, 1,9 мкмоль.л$^{-1}$	12,4 ± 1,1	1,070
Scorpaena porcus		
Внешнее гамма – излучение, 1 Гр	11,8 ± 1,8	1,063
ДДТ, 0,2 мкмоль.л$^{-1}$	11,0 ± 1,1	1,194

В табл. 4 приведены данные о цитогенетических эффектах в мутагенно эквивалентных дозах в клетках олигохет *Stylaria lacustris* из двух водоемов в 10-километровой зоне и из водоема за пределами 30-километровой зоны. У *S.Lacustris* из водоема-охладителя ЧАЭС число аберраций на аберрантную клетку самое маленькое, а поклеточное распределение аберраций ближе к пуассоновскому (табл.1). В этом водоеме мощность дозы превышает естественный фоновый уровень в 300 раз [16]. У *S.lacustris* из водоема в с.Копачи (10-километровая зона) и из водоема за пределами 30-километровой зоны (с.Страхолесье) поклеточное распределение аберраций ближе к геометрическому (табл.1), но число аберраций на аберрантную клетку в первом случае меньше, чем во втором, что указывает, согласно нашей гипотезе, на большее влияние в первом из этих двух водоемов ионизирующего излучения. Мы сопоставили мощности доз и уровень и характер химического загрязнения водоемов в селах Копачи и Страхолесье (табл.5). В таблице видно, что мощность дозы в водоеме в с.Копачи в 100 раз больше, чем в водоеме Страхолесья, где она соизмерима с естественным фоном. В то же время водоем в Страхолесье в большей степени загрязнен тяжелыи металлами (концентрации цинка и марганца в донных отложениях значительно больше). Таким

образом, дозиметрические данные и химический анализ загрязнения подтверждают вывод, сделанный на основе цитогенетического исследования. Очевидно, можно полагать, что в водоеме с.Копачи аберрации хромосом у червей индуцированы сочетанным действием ионизирующей радиации и химического загрязнения, а в с.Страхолесье – химическим загрязнением.

Таблица 4

Цитогенетические эффекты в мутагенно эквивалентных дозах (количество клеток с аберрациями хромосом) у *Stylaria lacustris* из трех водоемов

Водоем	Количество клеток с аберрациями, %	Число аберраций на аберрантную клетку
Водоем-охладитель ЧАЭС	7,6 ± 1,0	1,028
с.Копачи (10-км зона)	8,9 ± 0,9	1,062
с.Страхолесье	7,2 ± 1,1	1,140

Таблица 5

Мощность дозы и концентрации химических загрязнителей (мг.кг$^{-1}$ сырой массы) в донных отложениях двух водоемов

Химические загрязнители	Водоем	
	с.Копачи (0,24 мГр.сут$^{-1}$)	с.Страхолесье (0,0024 мГр.сут$^{-1}$)
Pb	0,73	0,83
Cd	0,04	0,07
Zn	2,47	26,91
Cu	0,11	1,24
Fe	631,73	464,05
Mn	8,53	52,21
Ni	1,65	0,7
Co	0,55	0,28
ГХЦГ	0,0104	0,0046
ПХБ	0,111	0,120

ГХЦГ – гептахлорциклогексан

Подводя итог обсуждению приведенных данных, можно на наш взгляд, заключить, что предлагаемые цитогенетические методы представляются весьма перспективными для индикации радиационных, химических и сочетанных эффектов в природных популяциях гидробионтов.

Литература

1. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Закономерности распределения аберраций хромосом по клеткам гидробионтов при действии ионизирующего излучения и химических мутагенов среды //Радиобиология. - 1993. - Т.33. - Вып.2. - С.205-212.
2. Tsytsugina V.G. An indicator of radiation effects in natural populations of aquatic organisms // Radiation Protection Dosimetry. - 1998. - V.75. - Nos.1-4. - P.171-173.
3. Ли Д.Е. Действие радиации на живые клетки. М.: Госатомиздат. - 1963. - 288 с.
4. Тимофеев-Ресовский Н.В., Иванов В.И., Корогодин В.И. Применение принципа попаданий в радиобиологии.- М.: Атомиздат. - 1968. - 228 с.
5. Лучник Н.В., Бочков Н.П., Севанькаев А.В. Влияние гамма-облучения на хромосомы человека. Сообщение III. Статистический анализ распределения аберраций по клеткам //Генетика, 1969. Т.V. - N 1. - С.120-136.
6. Ганасси В.Э., Лямин Э.А., Аптикаева Г.Ф., Эйдус Л.Х. Статистический анализ радиационного поражения хромосом растительных клеток в связи с вариабельностью экспериментальных данных //Генетика. – 1971. - Т.VII. - N 12. - С.30-38.
7. Лучник Н.В. Биофизика цитогенетических поражений и генетический код.- Л.: Медицина. - 1968. - 296 с.
8. Митрофанов Ю.А., Олимпиенко Г.С. Индуцированный мутационный процесс эукариот. - М.: Наука. - 1980. - 264 с.
9. Бочков Н.П., Яковенко К.Н., Чеботарев А.Н., Фимес Кравиото Ф., Журков В.С. Распределение поврежденных хромосом по клеткам при действии химических мутагенов in vivi и in vitro у человека // Генетика. - 1972. - Т.VIII. - N 12. - С.160-168.
10. Бочков Н.П., Чеботарев А.Н. Наследственность человека и мутагены внешней среды. - М.: Медицина. – 1989. -270 с.
11. Cox D.R. and Smith W.Z. Queues.- London: Methuen. -1961.
12. Цыцугина В.Г., Лазоренко Г.Е., Радченко Л.А., Скотникова О.Г. Радиоактивное загрязнение Днепровско-Бугского лимана после Чернобыльской аварии и цитогенетические эффекты в популяциях бентосных организмов.// Матер. I Межд. Конф. «Биологические аспекты последствий Чернобыльской аварии», 11-18 сентября 1990, Зеленый Мыс.- Киев: Наук. думка - 1991. - С.114-120.
13. Kritidis P., Catsaros N. and Argelou P. Hot particles in the radioactive deposition in Greece after the Chernobyl accident. "Presented at the IV European IRPA Congress. Salzburg (Austria)".
14. Ауэрбах Ш. Проблемы мутагенеза /Под ред. Н.И.Шапиро. – 1978. - М.: Мир. - 463 с.
15. Stadler L.J., Sprague G.F. Contrasts in the genetic effects of ultraviolet radiation and X-rays // Science. - V.85. - 1937. - P.57-58.
16. Kryshev I.I., Sazykina T.N. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyl contaminated area // I. Env. Radioactivity. - 1994. - V.28, N 1. - P.91-103.

РЕПРОДУКТИВНАЯ СТРАТЕГИЯ ПОПУЛЯЦИЙ АМФИПОД И ОЛИГОХЕТ И ИХ АДАПТАЦИЯ К АНТРОПОГЕННОМУ РАДИОАКТИВНОМУ И ХИМИЧЕСКОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

В.Г.Цыцугина, Г.Г.Поликарпов

Согласно концептуальной модели зон хронического действия ионизирующей радиации [1, 2], в зоне экологической маскировки наблюдаются генетические изменения и возможно увеличение радиорезистентности популяций. Мы нашли, что особенности генерационной структуры популяций амфипод могут создавать предпосылки для усиления микроэволюционных процессов. Известно, что генетическая структура популяций может существенно меняться с изменением ее возрастного состава. Показано [3], что генетические различия между генерациями иногда превосходят средние различия между популяциями.

По данным [4], популяции черноморских амфипод дают три-четыре генерации в год. Первая и самая многочисленная генерация появляется весной, вторая- летом, третья-осенью и четвертая- в конце года. Продолжительность жизни рачков - 6-10 мес. Летом и осенью размножаются рачки первой и второй генераций, зимой и весной-третьей, четвертой и отчасти второй генераций. Сроки созревания рачков в зависимости от температуры воды составляют от 1,5 до 3 мес. Летом и осенью созревание рачков идет быстрее и поэтому размер размножающихся самок всегда меньше, чем зимой и весной. Так, например, в популяциях *Gammarus olivii* в зимние и весенние месяцы (до мая) преобладают крупные особи длиной 6-10 мм третьего и четвертого поколений прошлого года. Они составляют основной репродукционный фонд для весеннего размножения. В мае, закончив размножение,они отмирают. Именно в этот период происходит коренная смена возрастного и размерного состава популяций. В конце мая - начале июня в популяциях рачков размер размножающихся самок не превышает 3 - 6 мм. Это рачки первой генерации текущего года.

Мы обнаружили различия в радиочувствительности эмбрионов, полученных от самок разных генераций [5, 6]. В табл. 1 приведены результаты цитогенетического анализа потомства самок амфипод Gammarus olivii разных генераций после гамма-облучения в дозе 5 Гр. Видно, что средние значения цитогенетической радиочувствительности февральских, апрельских и ноябрьских эмбрионов различаются мало, в то время как радиочувствительность июньских эмбрионов в два раза меньше.

Таблица 1

Цитогенетическое действие гамма-излучения на потомство самок *Gammarus olivii* разных генераций

Сезон, месяц	Генерация самок	Среднее количество клеток с аберрациями хромосом, %	Коэффициент вариациий	Lim
Зима, февраль	Третья и четвертая	31,6 ± 3,64	32,6	17,1 – 46,4
Весна, апрель	Третья и четвертая	35,2 ± 2,02	25,6	20,0 – 53,6
Лето, июнь	Первая	15,5 ± 1,05	36,4	2,4 – 30,0
Осень, ноябрь	Вторая и третья	28,2 ± 2,48	30,4	12,5 – 42,8

На рис.1 представлены частотные распределения эмбрионов по радиочувствительности. Сравнение распределений февральских, апрельских и ноябрьских эмбрионов не показало различия между ними ($\chi^2 = 4,48$; $p > 0,05$). Распределение июньских эмбрионов существенно отличается от них ($\chi^2 = 36,91$; $p < 0,01$). Видно, что оно сдвинуто влево, в сторону меньших значений.

Таким образом, анализ полученного материала показывает весьма существенное различие в радиочувствительности потомства самок разных генераций. Возможно, что определенный вклад в это различие вносят возрастные физиологические особенности родителей. Однако основная причина, по-видимому, заключается в следующем. Как показано в работе [4], плодовитость самок зависит от их размеров. Зависимость выражается степенной функцией с показателем степени, равным 3, и константой 0,0409. Мелкие самки размером 3-4 мм продуцируют в среднем 3 яйца, более крупные (5 - 6 мм) - 12 яиц, а самые крупные самки (7 - 10 мм) – 40 -50 яиц.

Можно предположить, что плодовитость самок и устойчивость потомства компенсируют друг друга. Тем самым достигается максимальная приспособленность каждой генерации. Альтернатива при распределении энергии между численностью помета и устойчивостью потомства решается в разные сезоны по-разному. Весной в решающее для популяции время, когда происходит коренное изменение ее состава, перезимовавшие крупные рачки старших возрастных групп, составляющие основу популяции и ее основной репродукционный фонд для весеннего размножения, перед своей массовой гибелью полностью реализуют биотический потенциал, производя многочисленное, хотя и менее устойчивое потомство. В мае-июне молодые самки

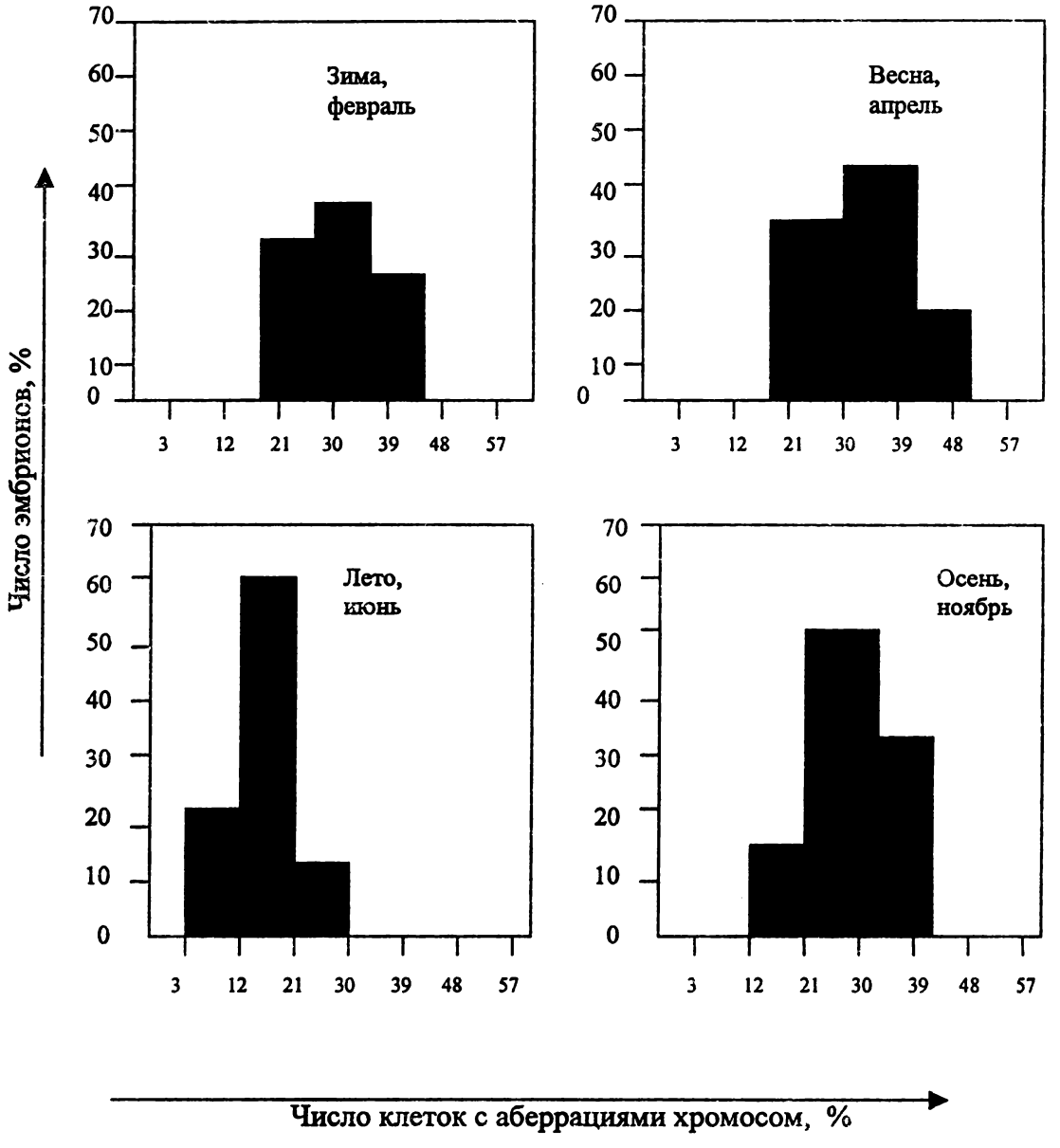

Рис. 1. Распределение эмбрионов *Gammarus olivii* по чувствительности к γ-облучению (5 Гр) в разные сезоны

первой генерации продуцируют небольшое количество яиц, значительно более устойчивых. Альтернатива в данном случае решается в пользу большей жизнеспособности немногочисленного потомства.

Особенности генерационной структуры популяций бокоплавов играют, по-видимому, определенную роль в адаптационных процессах. В мае-июне происходит резкая смена возрастной структуры популяций в результате массовой гибели особей третьей и четвертой генераций прошлого года. Такой возрастной отбор должен влечь за собой, как это убедительно было показано С.С.Шварцем [3], изменение генетического состава популяций. Народившееся многочисленное потомство от самок этих генераций обладает повышенной чувствительностью к повреждающим факторам среды. В результате на фоне интенсивного мутационного процесса с большей эффективностью будет происходить отбор устойчивых особей в конкретных условиях обитания. Закреплению отселектированных устойчивых форм, а также, возможно, вновь возникших мутаций резистентности должно способствовать отсутствие в это время перекрывающихся поколений, так как в это время размножаются только молодые самки первой генерации. Этому же должна способствовать и бóльшая экологическая устойчивость продуцируемого ими потомства. Из-за небольшой смертности этого потомства восстановится численность популяций, а в результате размножения летом и осенью самок первой, второй и третьей генераций восстановится генетическая гетерогенность, которая была снижена вследствие сильного давления отбора в весенний период.

Таким образом, особенности генерационной структуры, по-видимому,создают предпосылки для усиления микроэволюционных процессов в популяциях и способствуют их адаптации к конкретным условиям среды. Известно, что амфиподы обладают высокой пластичностью и успешно акклиматизируются. В наших исследованиях была показана адаптация популяций *Gammarus olivii* к загрязнению среды коммунальными сточными водами и к тепловому загрязнению. Адаптация сопровождалась повышением их радиоустойчивости [7, 8].

Черви-олигохеты из семейства *Naididae*, в отличие от амфипод, размножаются как половым, так и бесполым путем (паратомией). Согласно литературным данным [9], особи с развитым половым аппаратом встречаются сравнительно редко, в популяциях преобладают черви, размножающиеся вегетативно. При цитогенетическом изучении трех видов наидид, обитающих в водоеме

чернобыльской зоны (мощность дозы 14 мкГр.ч$^{-1}$), нами обнаружена активизация полового размножения в популяциях *Nais pseudobtusa* и *Nais pardalis*. ·

Согласно нашим данным [10], спонтанный уровень хромосомного мутагенеза в клетках гидробионтов, независимо от их таксономической принадлежности, не превышает 2%. В табл.2 приведены данные о количестве червей, в клетках которых уровень хромосомного мутагенеза превышает 5%, т.е. вдвое больше спонтанного. В этой же таблице представлена доля червей с развивающимися половыми клетками, т.е. переходящих к половому размножению. Корреляционный анализ показал существенную связь между тяжестью цитогенетического повреждения червей в популяции и количеством особей, переходящих к половому размножению (коэффициент корреляции 0,81). Табл. 2 показывает, что осенью 1995 г. наблюдалась значительная активизация полового размножения у *N.pseudobtusa* и *N.pardalis* в загрязненном водоеме. В 1996 г. активность полового размножения червей снизилась, но была выше, чем в контрольном водоеме. Вероятно, неблагоприятные условия среды влияют на активизацию полового размножения, которое увеличивает адаптивные возможности популяций. Известно, что бесполое размножение, сохраняя и закрепляя ценные гетерозиготные типы и обеспечивая тем самым высокую жизнеспособность,ограничивает возможности генетической изменчивости и снижает адаптивные потенции популяций в изменяющейся среде.

В половых клетках всех червей аберраций хромосом обнаружено не было, за исключением одной особи *N.pardalis* из загрязненного водоема, у которой осенью 1995 г. среди 76 клеток на стадии анафазы I мейоза отмечено 3 клетки с аберрациями.

Таким образом, в водоеме с уровнем радиоактивного загрязнения, которое формирует мощность поглощенной дозы, по крайней мере, на два порядка величин превышающую естественный радиационный фон, у двух видов червей - *N.pseudobtusa* и *N.pardalis* - обнаружена активизация полового размножения на фоне увеличения тяжести цитогенетического повреждения популяций. У третьего вида - *D.obtusa* - отмечена меньшая тяжесть цитогенетического повреждения. По-видимому, этот вид отличается большей устойчивостью к повреждающему воздействию. Возможно, что образ жизни этой наидиды в трубках из ила, который активно накапливает все виды загрязнений, способствует ее большей экологической устойчивости.

Приведенные примеры репродуктивных стратегий гидробионтов с разными формами размножения демонстрируют их существенную роль в адаптации популяций к антропогенному загрязнению.

Таблица 2

Сравнение доли особей, переходящих к половому размножению, с тяжестью цитогенетического повреждения червей из двух водоемов

Дата	Вид	Загрязненный водоем			Контрольный водоем		
		Количество червей	Доля червей (%) с уровнем хромосомного мутагенеза >5 %	Доля червей (%) с развивающимися половыми клетками	Количество червей	Доля червей (%) с уровнем хромосомного мутагенеза >5%	Доля червей (%) с развивающимися половыми клетками
Сентябрь, 1995	*D.obtusa*	28	39.3	0.0	19	15.8	0.0
Сентябрь, 1995	*N.pseudobtusa*	30	60.0	23.3	31	41.9	9.7
Сентябрь, 1995	*N.pardalis*	32	53.1	21.9	18	38.9	5.6
Май, 1996	*D.obtusa*	38	42.1	5.3	15	13.3	0.0
Сентябрь, 1996	*N.pseudobtusa*	25	36.0	12.0	18	22.2	0.0
Сентябрь, 1996	*N.pardalis*	32	40.6	3.1	19	10.5	0.0

Литература

1. Polikarpov G.G. Effects of ionizing radiation upon aquatic organisms (chronic irradiation)/ Alcuni aspecti di Fisica Sanitaria e di Protezione contro le. Radiazione: XX Congress Nationale. Bologna (Italy). Bologna: Poligrafici Parma. - 1978. - P.25 - 46.
2. Polikarpov G.G Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment // Radiation Protection Dosimetry, vol. 75, Nos 1-4. - 1998. - P.181-185.
3. Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции.- М.: Наука. - 1980.- 278 с.
4. Грезе И.И. Амфиподы Черного моря. - Киев: Наук. Думка. - 1977. - 142 с.
5. Цыцугина В.Г. Сравнительная радиочувствительность потомства самок бокоплавов *Gammarus olivii* разных генераций // Радиобиология, Т.20, Вып.5, 1989. – С. 713 - 715.
6. Tsytsugina V.G., Polikarpov G.G. Pecularities of genetic structure of hydrobionts populations and theiz radiosensitivity // UJR Topical meeting - Belgium, 01-05 June 1998. Book of Abstracts, P.3-4.
7. Цыцугина В.Г. Сравнительная радиочувствительность популяций амфипод *Gammarus olivii*, обитающих в разных экологических условиях // Радиобиология. – Т. 25. - Вып. 6. - 1985. – С. 812 - 815.
8. Цыцугина В.Г. Влияние теплового загрязнения среды на радиочувствительность популяций бокоплавов // Радиобиология. - 1990. - Т. 30. - Вып. 2. - С. 220 - 223.
9. Чекановская О.В. Водные малощетинковые черви фауны СССР.- М.-Л.: Изд-во АН СССР. - 1962. - 412 с.
10. Цыцугина В.Г. Основные закономерности хромосомного мутагенеза в природных популяциях гидробионтов при антропогенном загрязнении среды / II Всесоюз. конф. по рыбохозяйственной токсикологии, посвященная 100-летию проблемы качества воды в России, г.Санкт-Петербург, ноябрь 1991 г. .- Санкт-Петербург. – 1991. - Т.2. - С.246.

VI. Радиоэкология. Радиационная биогеоценология

ГЕОХРОНОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЧЕРНОГО МОРЯ

С.Б.Гулин, Г.Г.Поликарпов, В.Н.Егоров, А.А.Коротков

Черное море, в силу своего географического положения является одним из наиболее загрязненных искусственными радионуклидами морских водоемов [1-4]. Известно, что в 50-60-е годы, т.е. в период активных испытаний ядерного оружия в атмосфере, глобальные радиоактивные выпадения были наиболее интенсивными между 40-м и 50-м градусами северной широты [5], в пределах которых расположено Черное море и основная часть его водосборного бассейна. С другой стороны, географическая близость Черного моря к району Чернобыльской АЭС, а также особенности атмосферного переноса радионуклидов из аварийного реактора обусловили высокие уровни загрязнения черноморского региона радиоактивными выпадениями, которые в наибольшей степени затронули северо-западную часть Черного моря и водосборные бассейны рек Дунай и Днепр [6]. Поскольку площади этих бассейнов (817000 и 509000 км^2, соответственно) значительно превышают общую площадь Черного моря (435000 км^2), значительное количество чернобыльских радионуклидов поступило в Черное море после аварии на ЧАЭС с речным стоком [7-11].

Сравнительные оценки радиоактивного загрязнения Черного моря до и после аварии на Чернобыльской АЭС проведены по результатам многолетнего радиоэкологического мониторинга, математического моделирования и обобщения литературных данных [2-4, 12, 13]. Дополнительные возможности для получения сопоставимых оценок загрязнения водных экосистем на разных этапах антропогенного воздействия дают методы геохронологической реконструкции поступления загрязняющих веществ в донные отложения водоемов [14-17]. Поэтому целью данной работы было геохронологическое исследование многолетнего поступления в Черное море антропогенных радионуклидов цезия и плутония.

Материал и методы

Основная методика исследований подробно описана в предыдущих работах [17-21]. Донные отложения были отобраны с помощью колоночного пробоотборника MultiCorer (Bowers & Connelly Inc.) и послойно нарезаны с интервалом от 0.2 до 1 см при помощи винтового экструдера. Высушенные и измельченные пробы анализировали на содержание ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{210}Pb, ^{226}Ra и ^{40}K методом прямой гамма-спектрометрии с использованием германиевого детектора Canberra-Packard XtRa GX2019. Затем донные

отложения подвергали радиохимической обработке для выделения изотопов плутония, используя в качестве трассера ^{242}Pu. Измерения активности ^{238}Pu и $^{239+240}Pu$ проводили с помощью альфа-спектрометра EG&G ORTEC.

Результаты и обсуждение

На рис. 1 показано распределение ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений северо-западной части Черного моря, подвергшейся наибольшему радиоактивному загрязнению после аварии на Чернобыльской [6-9]. Карта построена по результатам более 150 измерений содержания ^{137}Cs в донных осадках, отобранных в разных районах шельфа и континентального склона в 1992-1994 гг. Наиболее загрязненными оказались донные отложения у дельты Дуная и Днепро-Бугского лимана (рис.1). Это отражает значительное поступление чернобыльского ^{137}Cs со стоком этих рек за 6-8 летний период, прошедший после аварии на ЧАЭС к моменту отбора проб. Высокое содержание ^{137}Cs было обнаружено также у мыса Тарханкут в северо-западной части Крымского полуострова (рис.1). Это может быть результатом активной ирригации этого региона днепровской водой, поступающей по Северо-Крымскому каналу. Ежегодный расход воды в этом канале составляет около 9.5 км^3, что сопоставимо с годовым стоком такой реки, как Днестр [22].

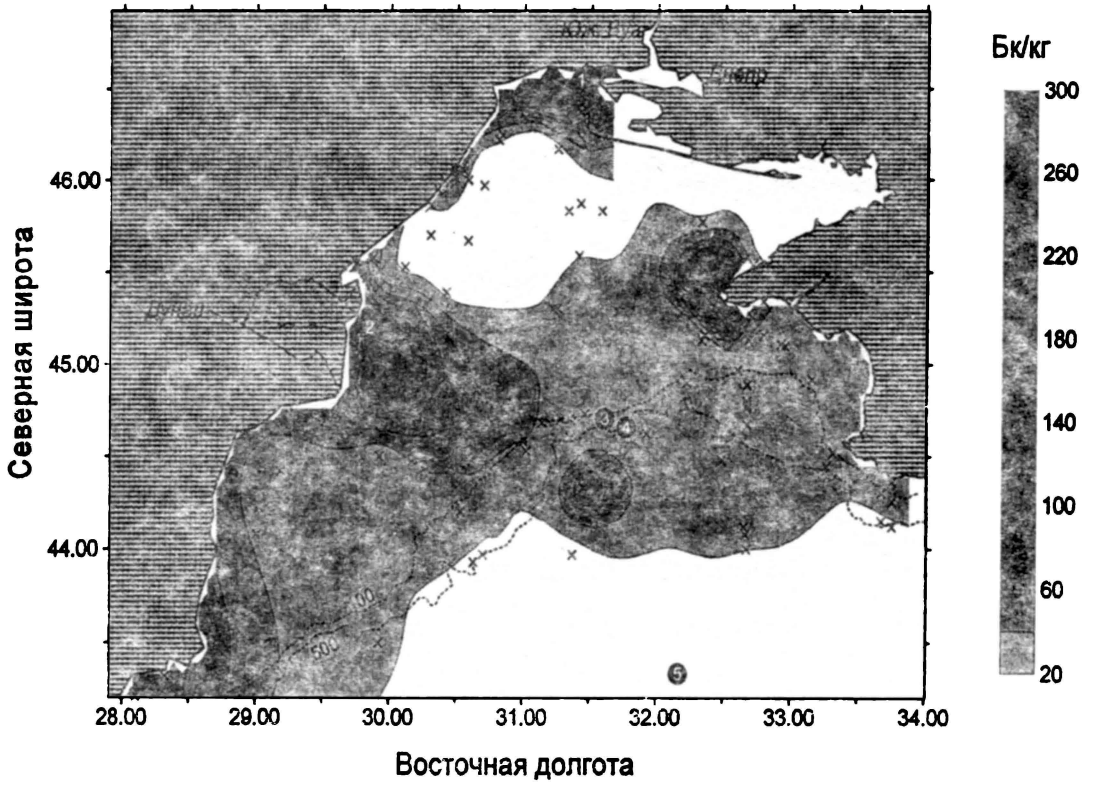

Рис.1. Распределение ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений северо-западной части Черного моря в 1992-1994 гг. (× - поверхностные пробы; 1-5 – колонки донных отложений).

Повышенное содержание ^{137}Cs в донных отложениях приустьевых районов северо-западной части Черного моря позволяет допустить, что в зонах смешения пресной и морской воды происходит более активная седиментация взвешенного ^{137}Cs, поступившего с речным стоком. Это подтверждают измерения концентрации растворенного и взвешенного ^{137}Cs, выполненные в мае 1997 г. при разной солености воды вдоль разреза от Килийского гирла Дуная до открытой части моря (рис.2). По мере увеличения солености, концентрация суммарного ^{137}Cs возрастала. При этом доля взвешенного ^{137}Cs, наоборот, снижалась. С одной стороны, это может быть вызвано седиментацией терригенных частиц, поступивших с речным стоком. Действительно, в речной воде содержание взвешенного вещества составляло около 100 мг·л$^{-1}$, при солености 7 ‰ оно не превышало 5 мг·л$^{-1}$, а в открытом море было меньше 1 мг·л$^{-1}$. Одновременно с седиментационными процессами уменьшение относительного содержания взвешенного ^{137}Cs, наблюдавшееся по мере роста солености воды, может быть обусловлено десорбцией цезия из речной взвеси, поступившей в морскую среду. Известно, что в открытой части морских водоемов практически весь ^{137}Cs находится в растворенном состоянии, а в пресноводных, напротив, - во взвешенном [23]. Это обусловлено значительно более высоким содержанием в морской воде стабильного цезия и его химического аналога – калия [23, 24]. Активная десорбция ^{137}Cs в морской воде подтверждается обратной зависимостью между соленостью и коэффициентом накопления ^{137}Cs взвешенным веществом (рис.2). Для разреза Дунай – Черное море эта зависимость удовлетворительно описывается экспоненциальным уравнением:

$$K_н = 40510 \cdot e^{-0.1345 \cdot S} \quad (r^2 = 0.995),$$

где $K_н$ – безразмерный коэффициент накопления ^{137}Cs, равный соотношению его концентрации во взвешенном веществе и в воде; S – соленость (‰). Видно, что в пресной воде коэффициент накопления превышает 40000. Подобные величины (30800 ± 17000) были получены, например, в эстуарии реки Рона [25].

В целом, поступление ^{137}Cs со стоком Дуная составило в 1986-1994 гг. около 24.9 ТБк [13, 14]. Используя данные, представленные на рис.1, мы рассчитали, что более 70% этого количества ^{137}Cs было депонировано в донных отложениях зоны перемешивания дунайской и морской воды [26]. Таким образом, седиментационные процессы, несмотря на активную десорбцию ^{137}Cs в морской среде, являются одним из ключевых факторов миграции и распределения этого радионуклида в прибрежных акваториях северо-западной части Черного моря.

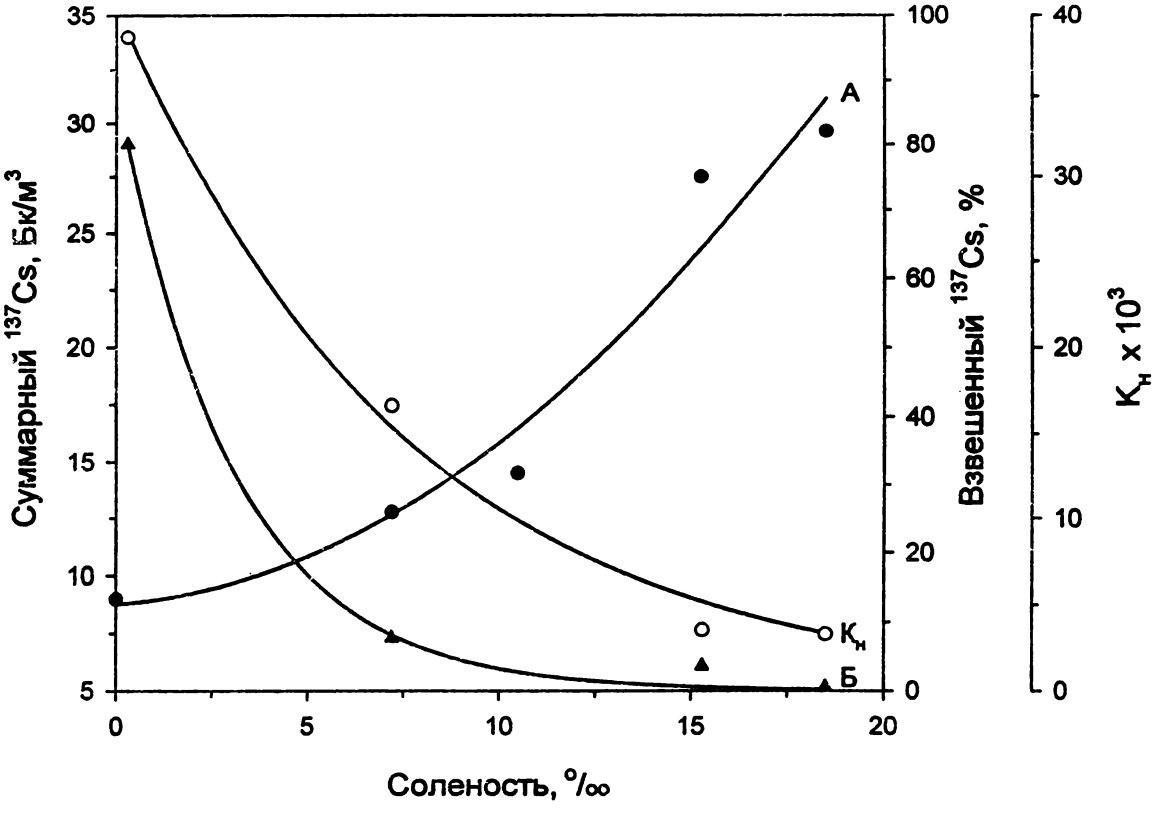

Рис.2. Изменение концентрации ^{137}Cs и коэффициента его накопления взвешенным веществом при разной солености воды в придунайском районе Черного моря. А – суммарный ^{137}Cs (взвешенный + растворенный); Б – взвешенный ^{137}Cs; $K_н$ – коэффициент накопления.

Для сопоставления до- и послечернобыльского поступления ^{137}Cs в донные отложения Черного моря, было проанализировано его вертикальное распределение в колонках отложений, отобранных у Днепро-Бугского лимана и дельты Дуная, на кромке северо-западного шельфа, на континентальном склоне и в глубоководной части Черного моря (рис.1, табл.1). В прибрежных районах, в отличие от глубоководных, донные отложения были крупнозернистыми и отличались более высоким содержанием природного изотопа ^{40}K в поверхностном слое (табл.1). В соответствии с геологическими представлениями [27], это отражает преобладание терригенных частиц в прибрежных отложениях и, напротив, биогенной взвеси в удаленных от берега районах. Содержание другого природного изотопа – ^{210}Pb, наоборот, возрастало по мере увеличения глубины (табл.1). Это также является индикатором преобладания процессов биогенной седиментации в глубоководных районах моря по сравнению с прибрежными акваториями, где осадконакопление осуществляется в основном за счет терригенной седиментации [19]. Наконец, интегральное содержание ^{137}Cs в донных отложениях (Бк·м$^{-2}$), рассчитанное по всей длине его вертикальных профилей вплоть до

слоев с нулевой активностью, показало, что в приустьевых районах северо-западного шельфа суммарное количество депонированного ^{137}Cs более чем на порядок выше, чем в глубоководной части моря (табл. 1). В совокупности с данными по ^{40}K и ^{210}Pb это свидетельствует о том, что ^{137}Cs поступает в Черное море с речным стоком преимущественно в составе терригенных частиц, смываемых с водосборных площадей. Ниже будет показано, что этот факт имеет существенное значение для геохронологической интерпретации многолетнего поступления ^{137}Cs в Черное море со стоком Дуная и Днепра.

Таблица 1

Основные свойства донных отложений, содержание природных и искусственных радионуклидов и скорость осадконакопления в различных районах северо-западной части Черного моря

№ п.п	Район	Координаты с.ш./в.д.	Глубина м	Пористость	^{40}K гК·кг$^{-1}$	^{210}Pb Бк·кг$^{-1}$	^{137}Cs Бк·м$^{-2}$	SR мм·год$^{-1}$
1	Устье Днепро-Бугского лимана	46°33' 31°25'	13	0.67	15.7	95	4456	9.2
2	Авандельта Дуная	45°12' 29°51'	26	0.68	19.6	105	8827	11.5
3	Кромка шельфа	44°42' 31°37'	172	0.74	9.5	540	287	-
4	Континентальный склон	44°39' 31°46'	607	0.82	8.5	865	195	2.2
5	Глубоководная зона	43°26' 32°09'	1983	0.80	4.2	1633	180	0.4

Примечания:
Порядковые номера колонок донных отложений соответствуют Рис.1.
Пористость усреднена для верхнего 10-см слоя донных отложений.
SR – скорость осадконакопления, рассчитанная по ^{137}Cs.
1 гК = 30.65 Бк ^{40}K

Вертикальное распределение ^{137}Cs в колонках донных отложениях показало наличие двух основных максимумов (рис. 3, 4). Исходя из предыстории глобального и регионального радиоактивного загрязнения, было принято допущение, что верхний максимум активности ^{137}Cs хронологически соответствует аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., а нижний – периоду наиболее интенсивных испытаний ядерного оружия в атмосфере в 1960-1963 гг. Для проверки этого допущения было изучено соотношение содержания в донных отложениях короткоживущего и долгоживущего изотопов цезия – ^{134}Cs и ^{137}Cs (периоды полураспада 2.06 и 30.17 г., соответственно). Известно, что в

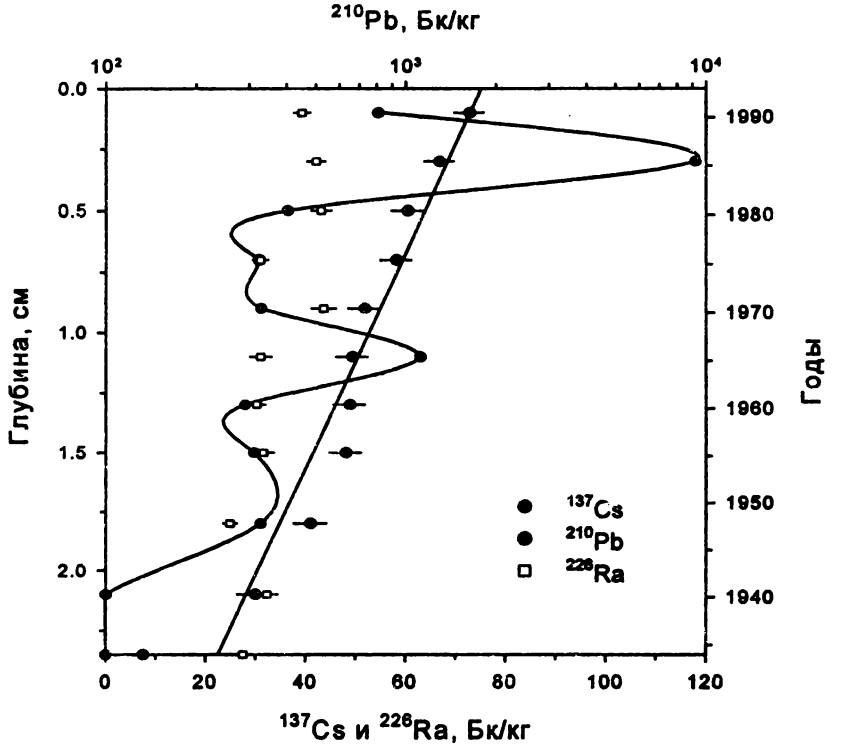

Рис.3. Вертикальное распределение ^{137}Cs, ^{210}Pb и ^{226}Ra в донных отложениях глубоководной зоны Черного моря. Доверительные интервалы показаны, если они превышали размер символов.

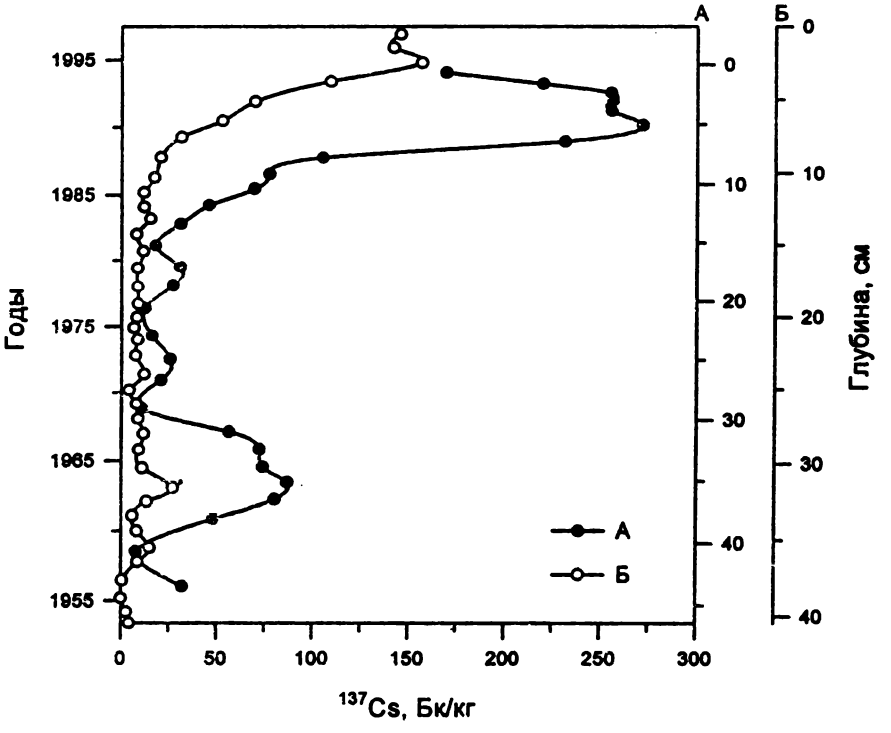

Рис.4. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях Черного моря, прилегающих к дельте Дуная (А) и Днепро-Бугскому лиману (Б). Доверительные интервалы меньше размера символов.

в чернобыльских радиоактивных выпадениях это соотношение составляло 0.53 [3]. Очевидно также, что бомбовый ^{134}Cs, поступивший в Черное море в составе глобальных выпадений в начале 1960-х годов, практически полностью распался к моменту отбора проб донных отложений, рассматриваемых в данной работе. Действительно, в колонке, отобранной в июне 1994 г. у дельты Дуная (станция 2 на рис.1), ^{134}Cs был обнаружен только в верхних слоях донных отложений (табл.2). В этих же слоях был отмечен верхний максимум содержания ^{137}Cs (рис.4, табл.2), а соотношение $^{134}Cs/^{137}Cs$ оказалось достаточно близким к 0.5 (табл.2). При сопоставлении фактических значений $^{134}Cs/^{137}Cs$ с упомянутым выше соотношением этих изотопов в радиоактивных выпадениях после аварии на ЧАЭС (0.53), было обнаружено, что вклад чернобыльского ^{137}Cs в его суммарное содержание в верхних слоях донных отложений составляет в среднем 92.8 ± 7.1% (табл.2). С другой стороны, отсутствие ^{134}Cs в нижележащих слоях свидетельствует о том, что донные отложения на этих горизонтах содержат только бомбовый ^{137}Cs.

Таблица 2

Относительное содержание чернобыльского ^{137}Cs, рассчитанное по соотношению активности ^{134}Cs и суммарного ^{137}Cs в верхних слоях донных отложений, отобранных в придунайском районе Черного моря

Слой см	Суммарный ^{137}Cs Бк·кг ± %		^{134}Cs Бк·кг ± %		$^{134}Cs/^{137}Cs$	Чернобыльский ^{137}Cs Бк·кг
0 - 1	204.38	1.8	109.52	26.4	0.536	206.64
1 - 2	257.83	1.7	134.22	21.9	0.521	253.25
2 - 3	295.10	1.2	135.93	20.9	0.461	256.47
3 - 4	292.51	1.2	154.97	14.2	0.530	292.40
4 - 5	287.07	1.3	126.95	17.2	0.442	239.53
5 - 6	298.28	1.3	147.69	20.6	0.495	278.67
6 - 7	247.36	1.0	114.10	14.6	0.461	215.28
7 - 8	109.54	1.8	0.00	-	0.000	0.00
8 - 9	78.47	1.4	0.00	-	0.000	0.00
9 - 10	68.79	1.8	0.00	-	0.000	0.00

Примечание: Содержание ^{137}Cs и ^{134}Cs рассчитано на 1 мая 1986 г., с учетом их радиоактивного распада.

Аналогичный подход был использован при хронологической интерпретации вертикального распределения изотопов плутония в донных отложениях Черного моря. Профили ^{238}Pu $^{239+240}Pu$ имели более сложный характер по сравнению с ^{137}Cs, поскольку в поверхностном слое был отмечен двойной максимум содержания плутония (рис.5).

Тем не менее, оценка изотопного соотношения $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ позволила установить, что в этом слое донных отложений преобладает плутоний, поступивший после аварии на Чернобыльской АЭС. Известно, что соотношение активности ^{238}Pu и $^{239+240}Pu$ в глобальных выпадениях плутония составляло 0.04, тогда как в радиоактивном выбросе ЧАЭС оно было намного выше, 0.47 [3, 5]. В нашем случае, величины $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ были очень близки к 0.04 в нижних слоях донных отложений, резко возрастая в поверхностном слое (рис.5). Это наглядно демонстрирует до- и послечернобыльский этапы поступления плутония в Черное море.

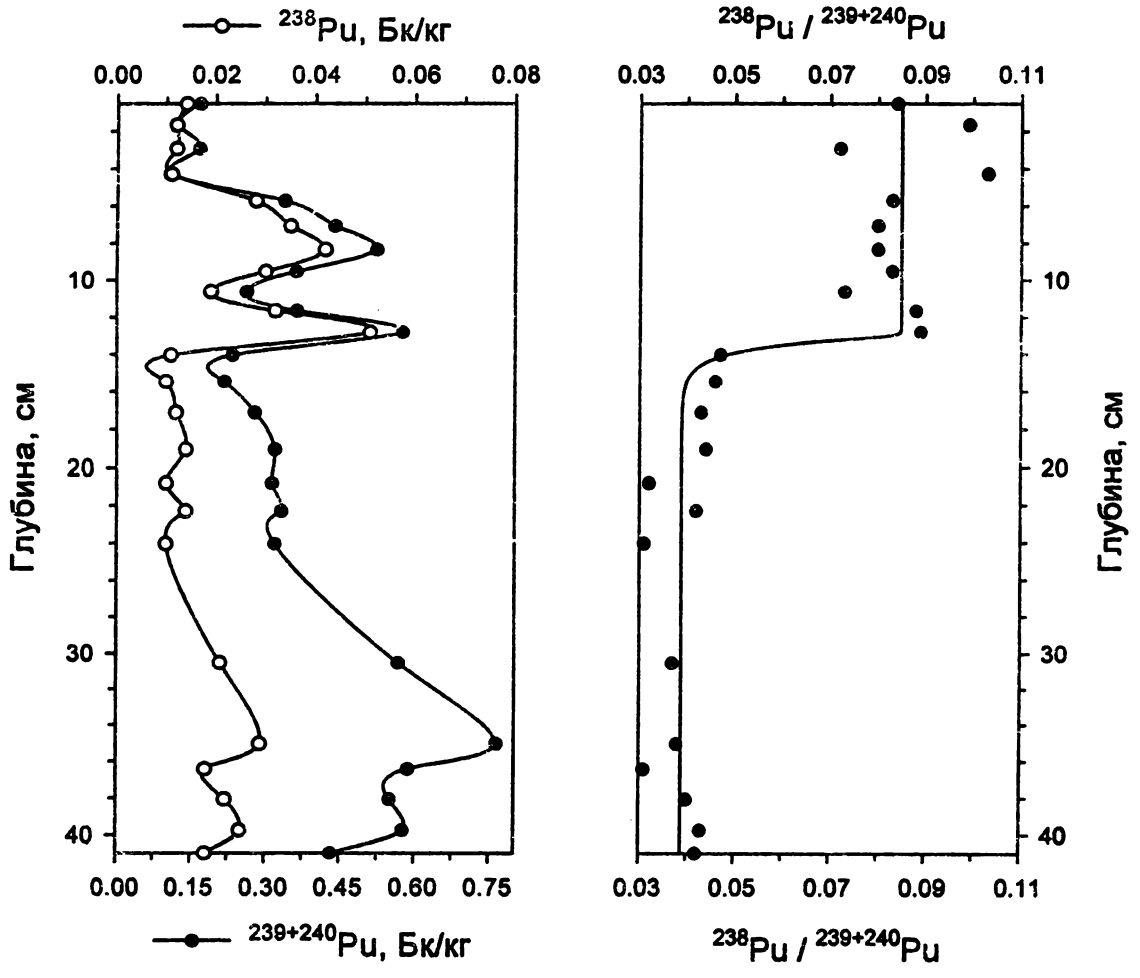

Рис.5. Вертикальное распределение изотопов плутония и их соотношение в донных отложениях Черного моря, прилегающих к дельте Дуная в мае 1997 года.

Хронологическая интерпретация вертикального распределения чернобыльских радионуклидов, прежде всего ^{137}Cs, позволила определить среднюю скорость осадконакопления в разных районах северо-западной части Черного моря (табл.1, рис. 3, 4). В донных отложениях глубоководной зоны, где преобладает биогенная седиментация, глубина залегания обоих максимумов содержания ^{137}Cs (0.3 и 1.1 см, рис.3) соответствовала очень близким значениям скорости осадконакопления: 0.43 и 0.37 см·год$^{-1}$ или в среднем 0.40 ± 0.04 см·год$^{-1}$. Такая же величина средней скорости накопления донных отложений, 0.39 ± 0.05 см·год$^{-1}$, была получена в этой колонке по профилю $^{210}Pb/^{226}Ra$ (рис.3). С другой стороны, в донных отложениях, отобранных вблизи дельты Дуная и Днепро-Бугского лимана, чернобыльский максимум содержания ^{137}Cs оказался заметно выше хронологической отметки 1986 года, показав, что поступление ^{137}Cs из Дуная достигло наибольших значений в 1991-1992 гг., а из Днепра – примерно в 1996 г. (рис.4). Для Дуная такие же данные были получены в результате многолетнего радиоэкологического мониторинга, проведенного в Килийском гирле дельты и в зоне перемешивания дунайской и черноморской воды [27]. Очевидно, что задержка в поступлении ^{137}Cs с речным стоком отражает транзитное время переноса терригенных частиц с водосборной площади в устьевые районы.

Заключение

Таким образом, геохронологическая реконструкция позволяет проследить и сопоставить основные этапы многолетнего поступления радионуклидов в Черное море, определить вклад чернобыльских радионуклидов в суммарное радиоактивное загрязнение современных донных отложений, а также количественно оценить основные биогеохимические процессы седиментационного переноса и депонирования радионуклидов в бассейнах рек, в зонах смешения речных и морских вод, в морских донных отложениях, характеризующихся разной скоростью и характером осадконакопления.

Литература

1. Polikarpov G.G., Kulebakina L.G., Timoshchuk V.I., Stokozov N.A. ^{90}Sr and ^{137}Cs in surface waters of the Dnieper River, the Black Sea and the Aegean Sea in 1987 and 1988. // Journal of Environmental Radioactivity, 1991, 13, P.25-28.
2. Молисмология Черного моря / Отв. ред. Поликарпов Г.Г.- Киев: Наукова думка, 1992. – 304 с.

3. Buesseler K.O., Livingston H.D. Natural and man-made radionuclides in the Black Sea // In: Radionuclides in The Oceans: Inputs and Inventories. IPSN, Editions de Physique, 1996, 244 p.
4. Egorov V.N., Povinec P.P., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Gulin S.B., Kulebakina L.G., Osvath I. ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications // Journal of Environmental Radioactivity, 1999, 43, P.137-155.
5. Pentreath R.J. Sources of artificial radionuclides in the marine environment // In: Radionuclides: a tool for oceanography / Eds.: Guary J.C., Guegueniat P., Pentreath R.J. Elsevier Applied Science, London & New York, 1988, P.12-33.
6. NATO/CCMS Cross-border environmental problems emanating from defense-related installations and activities. Phase II: 1995-1998 // In: Final report of subgroup 2: Radioactive contamination of rivers and transport through rivers, deltas and estuaries to the sea. Report №. 225, P.38-112.
7. Поликарпов Г.Г., Тимощук В.И., Кулебакина Л.Г. Концентрация ^{90}Sr в водной среде нижнего Днепра // Доклады Академии Наук Украины, 1988, № 3, С.75-76.
8. Livingston H.D., Buesseler K.O., Izdar E., Konuk T. Characteristics of Chernobyl fallout in the Southern Black Sea // In: Radionuclides: a tool for oceanography./Eds.: Guary J.C., Guegueniat P., Pentreath R.J., London & New York: Elsevier Applied Science, 1988, P.204-216.
9. Polikarpov G.G., Livingston H.D., Kulebakina L.G., Buesseler K.O., Stokozov N.A., Casso S.A. Inflow of Chernobyl ^{90}Sr to the Black Sea from the Dnieper River. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1992, 34, P.315-320.
10. Гедеонов Л.И., Гритченко З.Г., Иванова Л.М., Орглова Т.Е., Тишков В.П., Топорков Б.П. Радионуклиды стронция и цезия в воде нижнего Дуная в 1985-1990 гг. // Атомная Энергия, 1993, 74, № 1, С.58-63.
11. Kanivets V.V., Voitsekhovitch O.V., Khristiouk B.F. Riverine transport of Cs-137 and Sr-90 into the Black Sea after Chernobyl accident // In: Extended synopses of International Symposium on Marine Pollution, Monaco, 5-9 October 1998. IAEA-SM-354/5, 1998, P.41-42.
12. Поликарпов Г.Г., Терещенко Н.Н., Егоров В.Н., Цыцугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Лазоренко Г.Е., Тимощук В.И., Жерко Н.В. Молисмологическое состояние Черного моря и возможности его кондиционирования // Динамика вод и продуктивность

планктона Черного моря /Ред. Зац В.И., Финенко З.З. – Москва: ИОАН, 1989, С. 382-420.

13. Egorov V.N., Polikarpov G.G., Stokozov N.A. Inventory of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea before and after the Chernibyl NPP accident // Radioprotection, 1997, 32 (C2), P.242.
14. Goldberg E.D., Hodge V., Koide M., Griffin J., Gamble E., Bricker O.P., Matisoff G., Holdren G.R., Braun R. A pollution history of Chesapeak Bay // Geochimica et Cosmochimica Acta, 42, P. 1413-1425.
15. Nriagu J.O., Kemp A.L.W., Wong H.K.T., Harper N. Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie // Geochimica et Cosmochimica Acta, 43, 1979, P. 247-258.
16. Buesseler K.O., Benitez C.R. Determination of mass accumulation rates and sediment radionuclide inventories in the deep Black Sea. Deep-Sea Research, 11/12, 1994, P.1605-1615.
17. Gulin S.B., Polikarpov G.G., Egorov V.N., Zherko N.V., Stokozov N.A. Chronological study of ^{137}Cs, PCBs and some pesticides fluxes into the Western Black Sea deep sediments // In Radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea (MARINA-MED Project), Rome 17-19 May 1994. ENEA, Brussels-Luxembourg, 1995, P.487-500.
18. Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Жерко Н.В., Стокозов Н.А. Реконструкция хронологии поступления ^{137}Cs и хлорорганических загрязнений в глубоководные донные отложения западной части Черного моря (1940 – 1990 гг.) // Доповіді Національної Академії Наук України, 1995, № 1, С. 93-96.
19. Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Ааркрог А., Егоров В.Н., Нильсен С., Стокозов Н.А. Геохронологическое исследование поступления ^{137}Cs в донные отложения северо-западного шельфа, континентального склона и глубоководной части Черного моря // Доповіді Національної Академії Наук України, 1997, № 7, С.133-139.
20. Gulin S.B., Aarkrog A., Polikarpov G.G., Nielsen S.P., Egorov V.N. Chronological study of ^{137}Cs input to the Black Sea deep and shelf sediments // Radioprotection, 1997, 32 (C2), P.257-262.
21. Gulin S.B. Recent changes of biogenic carbonate deposition in anoxic sediments of the Black Sea: sedimentary record and climatic implication // Marine Environmental Research, 2000, 49/4, P.319-328.
22. Грезе В.Н., Поликарпов Г.Г., Романенко В.Д. и др. Моря и внутренние воды // Природа Украины.- Киев: Наукова думка, 1997. – 223 с.

23. Martin J.M., Wollast R., Loijens M., Thomas A., Mouchel J.M., Nieuwenhuize J. Origin and fate of artificial radionuclides in the Scheldt estuary // Marine Chemistry, 1994, 46, P.189-202.
24. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемоэкология. - Москва: Энергоатомиздат. – 1986. - 176 с.
25. Thomas A.J. Input of artificial radionuclides to the Gulf of Lions and tracing the Rhone influence in marine surface sediments // Deep-Sea Research II, 1997, 44, № 3-4, P.577-595.
26. Gulin S.B., Polikarpov G.G., Egorov V.N., Martin J.-M., Korotkov A.A., Stokozov N.A. Radioactive contamination of the north-western Black Sea sediments // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2000. - in press.
27. Гавшин В.М., Лапухов С.В., Сараев С.В. Геохимия литогенеза в условиях сероводородного заражения (Черное море).- Новосибирск: Наука, 1988. - 194 с.

ИЗУЧЕНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДНЫХ СИСТЕМ И ПРИБРЕЖНЫХ ПОЧВАХ ПОСЛЕ АВАРИЙНЫХ ВЫБРОСОВ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Н.Н.Терещенко

Усиление техногенной деятельности человека, масштабы и интенсивность которой имеют тенденцию ко все возрастающему увеличению, закономерно обусловливает рост антропогенной нагрузки на биосферу. Проблема влияния человека на окружающую среду стала одной из острых проблем современности. Массированное воздействие техногенной деятельности на сферу обитания столь обширно и значительно, что если не изучать это влияние, его последствия и не принимать срочные меры по его ограничению, то вполне реально возникновение таких условий, которые опасны для существования современных биологических форм на Земле, в том числе и для самого человека.

Одним из наиболее важных техногенных факторов, воздействующих на биосферу, является радиационный фактор, и к числу важнейших проблем в радиоэкологии относится проблема поступления и миграции трансурановых элементов (ТУЭ) в окружающей среде и их воздействие на биоту [1, 2]. Эта группа техногенных искусственных радионуклидов привлекает особое внимание в силу целого ряда причин. Во-первых, ТУЭ представляют собой группу высокотоксичных веществ. С одной стороны, им присуща химическая токсичность как тяжелым металлам, с другой стороны, ТУЭ имеют высокую радиотоксичность как радионуклиды с, преимущественно, α-распадом. Они обладают высокой удельной α-активностью, а, как известно, α-излучение имеет самый высокий коэффициент качества (равный 20) при оценке биологической эффективности излучений [3]. У элементов трансуранового ряда возможны еще три типа радиоактивных превращений: электронный захват, β-распад и спонтанное деление. Вследствие спонтанного деления они могут испускать достаточно опасное нейтронное (коэффициент качества равен 10) и γ-излучение. В силу своих физико-химических свойств ТУЭ обладают в десятки и сотни раз более высокой радиотоксичностью, чем другие экологически значимые радионуклиды. Так, к примеру, ^{239}Pu в 2 – 45 раз более токсичен, чем ^{226}Ra и в 45 – 200 раз токсичнее ^{90}Sr [2].

Во-вторых, многие ТУЭ имеют очень длительный период полураспада, и, как правило, в результате распада ТУЭ образуется новый α-излучающий нуклид. Таким

образом, ТУЭ становятся постоянным фактором воздействия на биосферу на многие сотни лет, формируя радиационную нагрузку для человека и всей биоты.

В-третьих, в природе не существует стабильных изотопных аналогов ТУЭ и, следовательно, требуются прямые исследования биогео- и биогидрохимических циклов этих элементов. Знание радиоэкологии ТУЭ необходимо для решения таких технологических задач, как проблемы радиационной безопасности ядерного топливного цикла (прежде всего, захоронение высокорадиоактивных отходов, основным компонентом которых являются ТУЭ), а также вопросов радиационной гигиены и радиационной биологии. ТУЭ формируют преимущественно дозу внутреннего облучения, в основном поступая в организм человека и всей наземной биоты через органы дыхания. В то же время они могут поступать и через кожные покровы, а также через желудочно-кишечный тракт, хотя всасывание их в желудочно-кишечном тракте невелико. ТУЭ характеризуются высоким уровнем отложения в печени (~60%) и скелете (~30%), с прочной фиксацией в костях, хотя, в зависимости от условий, могут накапливаться и в других органах [2]. Характерное свойство для большинства ТУЭ – длительная задержка их в организме и высокая аккумуляционная способность биоты, в частности, водных организмов по отношению к элементам трансуранового ряда [2, 4]. Все вышеизложенное определяет актуальность изучения вопросов миграции и перераспределения ТУЭ в окружающей среде.

Авария на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) – одно из ярких проявлений отрицательного влияния на биосферу техногенной деятельности человека. В результате аварии на IV блоке ЧАЭС в окружающую среду поступило большое количество радиоактивных изотопов: 77700 ТБк ^{90}Sr, 11100 ТБк ^{137}Cs [5], в том числе ТУЭ (табл.1), что изменило радиоэкологическую ситуацию на огромной территории.

Таблица 1

Период полураспада и тип распада основных дозообразующих радионуклидов, количество (активность ТБк) некоторых ТУЭ, поступивших в окружающую среду вследствие аварии на ЧАЭС

Радионуклид	Период полураспада, годы [6]	Тип распада [2]	Количество ТУЭ, ТБк [5]
^{90}Sr	29,2	β	
^{137}Cs	30,0	β, γ	
^{238}Pu	87,0	α(*n*, γ)	28
^{239}Pu	24113,0	α, γ (*n*, γ)	29
^{240}Pu	6570,0	α(*n*, γ)	78
^{241}Pu	14,4	β (*n*, γ)	5550

Радионуклид	Период полураспада, годы [6]	Тип распада [2]	Количество ТУЭ, ТБк [5]
^{242}Pu	376300,0	$\alpha(n, \gamma)$	0,07
^{241}Am	432,2	$\alpha, \gamma\ (n, \gamma)$	4,10
^{243}Am	7380,0	$\alpha(n, \gamma)$	0,15
^{244}Cm	18,1	$\alpha(n, \gamma)$	5,18
^{237}Np	2140000	$\alpha(n, \gamma)$	

Как видно из табл.1, самое большое количество из поступивших в среду ТУЭ составляет выброс, на первый взгляд, наименее опасного β–активного трансуранового радионуклида ^{241}Pu. Но в результате распада ^{241}Pu образуется α–активный ^{241}Am с длительным периодом полураспада, а его дочерним продуктом распада является ^{237}Np, также α– излучатель и период его полураспада огромен (табл.1).

Поэтому мониторинг ТУЭ сохранит свою актуальность на века. Тем более, что выброс ТУЭ составил примерно 3% от ТУЭ, имевшихся в реакторе четвертого блока ЧАЭС на момент аварии [4]. Оставшиеся в реакторе ТУЭ требуют надежного захоронения и, так как проблема захоронения на сегодня окончательного не решена, представляют потенциальную опасность как источник возможного радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Так как основным депо в окружающей среде для ТУЭ служат почвы и донные отложения водоемов [1], то мы изучали распределение ^{238}Pu, $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am именно в этих компонентах экосистем на территории Украины на разном удалении от ЧАЭС [7 – 10].

Материал и методы исследования

Определение ТУЭ проводили в пробах донных отложений и прибрежных почвах природных и искусственных водоемов в 30-километровой зоне ЧАЭС (пруд–охладитель, р.Сахан, затон в г.Чернобыль, р.Уж, Киевское водохранилище – район с. Страхолесье) и на юге Украины (низовье Каховского водохранилища, Северо-Крымском Канале (СКК) – 25-й, 125-й, 150-й км Раздольницкой ветки канала). Через водные системы юга Украины вода из р. Днепр после использования на промышленные, бытовые и сельскохозяйственные (орошение полей) нужды в конечном итоге поступает в Черное море. Пробы отбирали в июне 1992 г., а на юге Украины также в июле 1993 г.

Определение ТУЭ проводили радиохимическим методом с использованием разделения ТУЭ на ионообменных смолах и последующим изготовлением α-препаратов

методом соосаждения с LaF_3. Измерения образцов проводили на α-спектрометрическом анализаторе [11,12]. Результаты по содержанию ТУЭ представлены в перерасчете на сухой вес донных отложений или почвы.

Результаты исследований

Данные по определению ТУЭ в донных отложениях в исследуемых районах представлены в табл. 2.

Таблица 2

Содержание ТУЭ в донных отложениях водоемов в зоне близ ЧАЭС и на юге Украины в 1992 г.

Место отбора проб		Содержание ТУЭ, Бк·кг$^{-1}$		
		^{238}Pu	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Пруд-охладитель ЧАЭС		7,82±1,71	14,21±3,20	1,33±0,25
р.Сахан		373,02±50,60	748,70±82,33	52,27±33,17
Затон (г.Чернобыль)		3,91±0,80	8,81±1,35	0,61±0,12
р.Уж		8,80±0,95	21,83±3,00	1,98±0,26
Киевское водохранилище	песок	0,18±0,02	0,43±0,08	0,16±0,02
	ил	0,82±0,20	2,10±0,40	0,45±0,05
Каховское водохр. (низовье)		0,12±0,02	0,23±0,08	0,15±0,05
СКК (25-й км)		0,06±0,01	0,11±0,03	—
СКК (125-й км)		0,03±0,01	0,08±0,02	—
СКК (150-й км)		0,04±0,01	0,10±0,03	—

Концентрации ТУЭ в донных отложениях с увеличением расстояния от ЧАЭС в основном уменьшаются, но в двух точках отбора проб (р.Сахан и р.Уж) мы наблюдали отклонение от этой тенденции. Очевидно, это связано с тем, что на формирование содержания ТУЭ в донных отложениях в этих точках решающее значение имели радиоактивные выпадения, переносимые воздушным путем в период аварийных выбросов, а не последующее поступление загрязнения водным путем. В изучаемый период самые высокие концентрации ТУЭ в донных отложениях были определены для $^{239+240}$Pu (табл. 2). Концентрации ^{238}Pu составляли 37 – 55% от содержания $^{239+240}$Pu, что примерно соответствует соотношению этих радионуклидов в радиоактивных выпадениях после аварии на ЧАЭС. Содержание ^{241}Am было самым низким, не превышало 2 Бк·кг$^{-1}$ (за исключением донных отложений из р.Сахан), но отношения концентрации ^{241}Am к таковой $^{239+240}$Pu было в несколько раз выше, чем в послеаварийных выпадениях, что, очевидно, можно объяснить пополнением содержания ^{241}Am в пробах за счет распада ^{241}Pu.

Необходимо также отметить зависимость содержания ТУЭ в донных отложениях из одного и того же района от состава самих донных отложений. Так,

пробы из Киевского водохранилища, которые были отобраны в районе с.Страхолесье, содержат значительно больше ТУЭ, если это илы (2,10 Бк·кг$^{-1}$ $^{239+240}$Pu), и их концентрация уменьшается в несколько раз, если проба состоит из песчаных донных отложений (0,43 Бк·кг$^{-1}$ $^{239+240}$Pu). Так как все исследуемые ТУЭ достаточно близки по своим химическим свойствам, то и их концентрационная способность одинаково изменяется при изменении .качества донных отложений: ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am накапливаются больше в илистых донных отложениях по сравнению с песчаными.

Исследование проб из более удаленных районов юга Украины (низовье Каховского водохранилища и СКК) показало, что концентрации ТУЭ в донных отложениях водных систем этого региона значительно ниже примерно на 1 – 2 порядка, но количественные соотношения между исследуемыми радионуклидами трансуранового ряда практически те же, что и в ближней зоне ЧАЭС. Это может указывать на общность источника поступления ТУЭ в этих регионах [1].

Данные, полученные при изучении проб, отобранных на юге Украины в 1993 г., представлены в табл.3.

Таблица 3

Содержание ТУЭ в донных отложениях водных систем на юге Украины в 1993 г.

Место отбора проб	Содержание ТУЭ, Бк·кг$^{-1}$		
	^{238}Pu	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Каховское водохранилище (низовье)	0,07±0,02	0,15±0,03	0,10±0,03
СКК (25-й км)	0,04±0,01	0,09±0,02	0,08±0,03
СКК (125-й км)	0,03±0,01	0,07±0,02	0,07±0,02
СКК (150-й км)	0,03±0,01	0,08±0,02	0,07±0,02

Сравнение концентраций радионуклидов Pu и Am в донных отложениях в Каховском водохранилище и СКК в 1992 и 1993 гг. показало практически одинаковое уменьшение содержания ТУЭ в осадках. Хотя Am, по литературным данным, характеризуется более быстрым вымыванием водами [1, 2], этот процесс, вероятно, компенсируется увеличением концентрации ^{241}Am за счет распада ^{241}Pu.

Результаты исследования содержания ТУЭ в прибрежных почвах представлены в табл.4.

Как видно из приведенных данных, содержание ТУЭ в почвах, прилегающих к исследуемым водоемам, было более высоким, по сравнению с концентрацией ТУЭ в донных отложениях зоны близ ЧАЭС (табл. 2, 3). Более низкие концентрации ТУЭ в донных отложениях водных систем близ ЧАЭС, вероятно, можно объяснить тем, что часть выпадений была вынесена из акватории при движении водных масс, особенно со

взвесью (как биогенного, так и абиогенного происхождения), которая в значительной степени способна сорбировать ТУЭ [1].

Таблица 4

Содержание ТУЭ в прибрежных почвах в ближней зоне ЧАЭС и на юге Украины в 1992 г.

Место отбора проб	Содержание ТУЭ, Бк·кг$^{-1}$		
	^{238}Pu	$^{239+240}$Pu	^{241}Am
Пруд-охладитель ЧАЭС	40,00±2,60	102,51±6,55	6,12±0,37
Затон (г.Чернобыль)	21,05±4,81	53,81±3,52	2,90±0,63
Каховское водохранилище (с.Староселье)	8,21±1,05	15,76±1,82	0,63±0,08
Каховское водохранилище (низовье)	0,08±0,01	0,15±0,02	-
СКК (25-й км)	0,07±0,01	0,11±0,02	-
СКК (125-й км)	0,17±0,04	0,34±0,06	-
СКК (150-й км)	0,09±0,03	0,18±0,06	-

На юге Украины значения концентраций ТУЭ в почвах на 2 – 3 порядка ниже, чем в ближней зоне ЧАЭС, и при общей тенденции снижения концентрации радионуклидов по мере удаления от ЧАЭС в пробах из СКК (125-й и 150-й км) были определены более высокие значения, чем в пробах из СКК (25-й км) и низовья Каховского водохранилища. Этот факт можно объяснить также пятнистостью выпадений аварийных выбросов ЧАЭС. Количественное соотношение ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в пробах почв составляет примерно те же величины, что и таковые для донных отложений.

Концентрации ТУЭ в донных отложениях и почве ближней зоны ЧАЭС имеют значительно большие величины, чем их содержание в пробах с юга Украины. Это свидетельствует о том, что мобильность радионуклидов трансуранового ряда по водным системам за истекший период незначительна. Основное количество ТУЭ сосредоточено в ближней зоне ЧАЭС и депонировано в донных отложениях и почвах, что соответствует ранее установленным данным о малой степени подвижности Pu при его аккумуляции почвами [13]. На юге Украины уровни загрязнения почв и донных отложений ТУЭ незначительны и не превысили концентрации трансурановых радионуклидов в этих компонентах, созданные глобальными выпадениями, величина которых оценивается как 1,7 Бк·кг$^{-1}$ [1].

Выводы

Таким образом, полученные результаты исследований распределения ТУЭ в донных отложениях водных систем и прилегающих к ним почвам в ближней зоне ЧАЭС и на юге Украины показали, что:

- как в ближней зоне ЧАЭС, так и на юге Украины присутствует пятнистость распределения ТУЭ и это свидетельствует о том, что определяющим фактором формирования концентрации ^{238}Pu, $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am были аварийные выбросы IV энергоблока ЧАЭС;
- более высокие уровни содержания ТУЭ отмечены в почвах по сравнению с донными отложениями; с увеличением расстояния концентрации ТЭУ значительно снижаются (за исключением отдельных пятен более высокого загрязнения) и на юге Украины не превышают уровень загрязнения от глобальных выпадений;
- вынос ТУЭ из ближней зоны ЧАЭС водным путем незначителен, что, вероятно, определяется низкой их мобильностью и депонированием в почвах и донных отложениях;
- в период исследований наиболее высокие концентрации среди радионуклидов трансуранового ряда отмечены для $^{239+240}Pu$.

Литература

1. Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер. с англ./ Под ред. У.С.Хэнсона - М.: Энергоатомиздат, 1985. - 344 с.
2. Токсикология радиоактивных веществ.- М.: Энергоатомиздат, 1982- 127 с.
3. Шаров Ю.Н., Шубин Н.В. Дозиметрия и радиационная безопасность. - М.: Энергоиздат, 1982. - 255 с.
4. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Гидробионты в радиоэкологическом мониторинге водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гигиена населенных мест.- Киев, 2000. – Вып.36.-Ч. I.- С.404 - 414.
5. Гулкін В., Токаревський В. Плутонієва доба людства // Ойкумена. - Київ: Наукова думка, 1991. – № 2. - С.16-22.
6. Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. Радиоактивные цепочки. Справочник.- М.:Энергоатомиздат, 1982. - 112 с.
7. Терещенко Н.Н. Изучение Pu и Am в донных отложениях природных и антропогенных водных систем и прилегающих к ним почвах в ближней зоне ЧАЭС и на юге Украины // Гигиена населённых мест. – Киев, 2000. – Вып.36. – Ч.1. – С.414 – 419.

8. Терещенко Н. Н. Содержание трансурановых элементов Pu, Am, Cm в донных отложениях и прилегающих почвах в ближней зоне ЧАЭС и на юге Украины // Радиоэкология: успехи и перспективы. – Севастополь, 1994. – Т.1. – С.112 – 115.
9. Поликарпов Г.Г., Терещенко Н.Н., Коротков А.А. Исследование миграции трансурановых элементов в водных экосистемах после аварии на Чернобыльской АЭС // Геохимия биосферы. I Междунар. совещание: Тез. докл. – Новороссийск, 1994. – С.42 – 43.
10. Терещенко Н.Н. Изучение Pu, Am, Cm в донных отложениях пресновод- ных систем и почвах в зоне Чернобыльской АЭС и на юге Украины // III съезд по радиационным исследованиям. Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность. Москва (14 – 17 апр. 1997): Тез. докл. – Пущино. – 1997. – Т.II. – Секц.IV. – С.332.
11. Talvitie N.A. Radiochemical determination of Plutonium in enveronmental and biological samples by ion exchange // Analitical chemistry.- 1991.-V.43.- N.13.- P.1827 - 1830.
12. Ballestra S. and Fukai R. An impruved radiochemical procedure for low level meashurements of americium in enveronmental matrics. Talanta.-1983.- Regamon Press Ltd.- V.30. - N.1.- P.45 - 48.
13. Радиоэкология орошаемого земледелия /Под ред. Алексахина Р.М. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 224 с.

^{210}Po В ГИДРОБИОНТАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

Г.Е.Лазоренко

Природный элемент полоний (Po, атомный номер 84) образуется в результате распада радиоактивных элементов серии ^{238}U-^{226}Ra. Все 33 изотопа полония радиоактивны, но только три из них имеют относительно других бóльшие периоды полураспада ($T_{1/2}$): ^{214}Po – 1,62 x 10^{-4} с, ^{218}Po – 3,05 мин и ^{210}Po - 138,4 дня. Радиологическая значимость первых двух обусловлена их действием на организм человека вследствие поступления респираторным путем, а ^{210}Po, главным образом, в результате потребления в пищу морепродуктов [1-4]. Более половины дозы внутреннего облучения человек получает от ^{210}Po [5]. Вклад этого природного радионуклида в коллективную эффективную дозу облучения населения превышает таковой для ^{137}Cs в 100-1000 раз [2, 3].

На поверхность морей и океанов ^{210}Po попадает, прежде всего, из атмосферы вследствие распада ^{222}Rn. Способность различных компонентов морских экосистем аккумулировать из морской среды ^{210}Po исследовалась в разных районах Мирового океана [1]. Биологическая роль ^{210}Po не установлена еще до конца, однако известно, что он ассоциирован с металлотионинами, его поведение в организме сходно с поведением Ag, Cd, Cu, Hg и Zn [6]. ^{210}Po активно вовлекается в биохимичекие процессы, протекающие в морских организмах [6-8]. В прибрежных водах более 99% ^{210}Po находится во взвешенном веществе [8]. Поэтому в переносе этого радионуклида по пищевым цепям особая роль отводится организмам-фильтраторам [7, 8].

Концентрации ^{210}Po определены в большинстве морских организмов, добываемых в коммерческих целях в разных районах Мирового океана [1-3]. Регион Черного моря в этом плане является малоизученным и упоминается только в единичных публикациях, представляющих общие усредненные сведения о средиземноморском бассейне [2, 3]. Данные о содержании ^{210}Po в гидробионтах, обитающих в украинской части акватории Черного моря, до настоящего времени вообще отсутствовали.

В Институте биологии южных морей НАН Украины проведение таких исследований стало возможным благодаря его участию в Региональном техническом проекте Международного агенства по атомной энергии (МАГАТЭ) RER/2/003 “Marine

Environmental Assessment in the Black Sea Region". Результаты наших первых определений концентраций ^{210}Po в черноморских рыбах, отловленных в бухтах и прибрежной зоне Севастополя, находятся в печати [9, 10].

Цель настоящей работы состояла в анализе способности черноморских гидробионтов, обитающих в прибрежной зоне Крыма, аккумулировать ^{210}Po из морской среды.

Материал и методики

Исследовано 17 видов рыб (табл.1), моллюски *Mytilus galloprovintialis* и 5 видов макрофитов (табл.2).

Лов рыбы осуществляли разными способами: крючковыми снастями - в Севастопольской бухте, ставными неводами - в Стрелецкой бухте, траулерами - с глубин 60-95 м в прибрежной зоне Севастополя между мысами Лукулл и Сарыч [9, 10]. Креветки отлавливали сачками в Карантинной бухте, мидии и водоросли отбирали в разных бухтах Севастополя.

Пять особей каждого вида исследованных рыб одного размера перемалывали в электромясорубке с пластмассовым кожухом, отбирали три-пять параллельных навесок по 5 г сырой массы каждая. Аналогично готовили пробы из их отдельных органов. Исключение составляли рыбы, выловленные в единичных экземплярах.

Тело моллюсков извлекали из каждых пяти крупных раковин (в случае их длины от 5,6 до 8,1 см). Если раковины были меньшего размера, число особей, взятых в опыт, увеличивали для получения аналогичной массы навесок. Концентрации ^{210}Po в рыбах, теле моллюсков, дельфине и креветках рассчитывали на сырую массу пробы.

Макрофиты сушили при 60°C и обрабатывали после достижения их постоянной массы. Концентрации ^{210}Po в макрофитах рассчитывали на сухую массу пробы.

Радиохимический анализ гидробионтов проводили по методике, разработанной в РИСОЕ Национальной Лаборатории (Роскилде, Дания) [11]. Для оценки качества химического анализа в каждую склянку с пробой вносили ^{208}Po. Конечный этап в радиохимическом выделении ^{210}Po – его спонтанное осаждение на дисках из серебряной фольги при температуре 85-90°C в течение 3,5-4 час [11]. ^{208}Po, серебряная фольга и альфа-спектрометр OCTÊTÊ PC фирмы EG&G ORTEC, на котором проводили измерение ^{210}Po, получены ИнБЮМ из МАГАТЭ по проекту RER/2/003 "Marine Environment Assessment in the Black Sea Region".

Таблица 1

Перечень исследованных черноморских рыб

N п./п	Русское название рыбы	Латинское название рыбы
Донные виды		
1	Морской ерш	*Scorpaena porcus Linne*
2	Морская корова	*Uranoscorpus scaber Linne*
3	Бычок-травник	*Zosterisessor ophiocephalus (Pallas)*
4	Бычок-кругляк	*Neogobius melanostomus (Pallas)*
5	Бычок-черныш	*Gobius niger Linne*
6	Бычок-мартовик	*Mesogobius batrachocephalus (Pallas)*
7	Камбала-калкан	*Psetta maeotica (Pallas)*
8	Султанка	*Mullus barbatus ponticus Essipov*
Придонные виды		
9	Зеленуха	*Crenilabrus ocellatus (Forsäl)*
10	Рулена	*Symphodus tinca (Linne)*
11	Мерланг	*Merlangius merlangus euxinus (Nordmann)*
Пелагические виды		
12	Атерина	*Atherina hepsetus Linne*
13	Сарган	*Belone belone euxini (Günther)*
14	Смарида (морской окунь)	*Spicara smaris (Linne)*
15	Ставрида	*Trachurus mediterraneus ponticus Aleev*
16	Шпрот	*Sprattus sprattus phalericus (Risso)*
17	Хамса	*Engraulis encrasicolus ponticus Aleksandrov*

Таблица 2

Перечень исследованных черноморских макрофитов

N п./п	Русское название водоросли	Латинское название водоросли
1	Цистозира	*Cystoseira crinita Bory*
2	Ульва	*Ulva rigida Ag.*
3	Энтероморфа	*Enteromorpha intestinalis*
4	Лауренция	*Laurencia obtusa (Huds) Lamour.*
5	Полисифония	*Polysiphonia palvinata Kütz*

Примечание: Определение видов рыб выполнено к.б.н. А.Р. Болтачевым, макрофитов - к.б.н. И.К. Евстигнеевой

Результаты и обсуждение

Концентрации ^{210}Po в рыбах, обитающих в различных регионах Мирового океана, варьируют в значительных пределах – от 2,59 до 259 Бк.кг$^{-1}$ сырой массы [1] и это характерно не только для разных видов рыб. Имеет место внутривидовая вариабельность [1].

Тем не менее, судя по результатам разных авторов, можно говорить о некоторой системе градации рыб в зависимости от их способности аккумулировать ^{210}Po. Анализируя и обобщая такие материалы, Р.Д. Чэрри и Л.В. Шеннон [1] выделили две группы рыб – с высокими и низкими концентрациями этого радионуклида. Первую из них возглавили анчоусы. В эту же группу входят рыбы из семейства сельдевых, однако по сравнению с анчоусами концентрации ^{210}Po в них ниже. Во вторую группу рыб-концентраторов ^{210}Po были включены, в частности, треска, хек и камбала. Сравнение аккумулирующей способности рыб с другими гидробионтами было трудно проводить, так как размахи концентраций ^{210}Po, измеренные различными авторами в разных видах рыб, были значительными. Поэтому было предложено [1] использовать в качестве отправной цифры концентрацию ^{210}Po в рыбах, полученную осреднением всех известных в литературе данных различных исследователей. Она составила 14,8 Бк.кг$^{-1}$ сырой массы [1].

Черноморские рыбы. Концентрации ^{210}Po, определенные нами в рыбах Черного моря, представлены в табл.3-6. Полученные результаты также позволяют говорить о наличии определенной системы распределения исследованных видов рыб в зависимости от их способности аккумулировать ^{210}Po. Она состоит в том, что наиболее высокие концентрации этого природного радионуклида характерны для пелагических планктоноядных рыб, а самые низкие – для донных видов - хищников. Промежуточное положение занимают придонные виды (рис.1) [9, 10].

Размах концентраций ^{210}Po внутри каждой экологической группы был значителен. В пелагических рыбах превышение максимальных концентраций ^{210}Po (средняя для хамсы) над минимальными, определенными в атерине, составило 25,7 раза. В донных рыбах такое соотношение (средние величины для султанки и бычка-мартовика) было равным 20,8 раза. Для придонных видов эта разница (средние для мерланга и глазчатого губана) составила 5,9 раза [9, 10].

В то же время в ряде видов рыб из разных экологических групп концентрации ^{210}Po были близки между собой или входили в тот же размах величин (табл.3-6). Так, для смариды (пелагический вид) и мерланга (придонный вид), концентрации

полония были в пределах 12,5 - 19, для саргана, ставриды (пелагические виды), рулены (придонный вид) и султанки (донный вид) диапазон концентраций ^{210}Po составил 4,7 - 10,9 Бк.кг$^{-1}$ сырой массы.

С целью поиска возможного объяснения отмеченных выше соотношений нами были сопоставлены тип биотопа, характер питания исследованных рыб, в том числе, на ранних стадиях онтогенами [12] и определенные во взрослых особях размахи концентраций ^{210}Po (табл.6). По-видимому, в аккумулировании ^{210}Po взрослыми рыбами из различных экологических групп существенное значение имеет жизнь их личинок и молоди в пелагиали (рис.1, табл.6).

Распределение полония в разных органах черноморских рыб (рис.2-5) имело общую тенденцию, а именно, самые высокие его концентрации были определены в печени исследованных нами рыб, что находится в соответствии с данными других авторов [1, 7].

Таблица 3

Концентрации ^{210}Po в пелагических видах черноморских рыб, отловленных в Стрелецкой бухте в мае-июне 1999 г.

Название рыбы	Дата отлова	Стандартная длина рыбы, см	Исследованный материал	^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы
Атерина	6 июня.	10,8	тушки целиком	1,70 ± 0,19
	-/-	11,0	-/-	2,80 ± 0,31
Сарган	2 мая	15,7	-/-	7,37 ± 0,90
	-/-	-/-	тушки выпотрошенные	3,26 ± 0,48
	-/-	-/-	печень	17,65 ± 1,65
	-/-	-/-	гонады	2,70 ± 0,29
Смарида	2 мая	7,5	тушки целиком	13,60 ± 1,02
	6 июня	6,0	-/-	19,87 ± 1,83
	-/-	9,0	-/-	10,54 ± 0,90
Ставрида	6 июня	8,8	-/-	5,20 ± 0,49
	-/-	10,2	-/-	6,14 ± 0,74
Шпрот	2 мая	10,8	-/-	32,03 ± 3,21
	-/-	11,0	-/-	30,48 ± 2,87
Хамса	2 мая	7,8	-/-	52,70 ± 4,75
	6 июня	7,9	-/-	26,10 ± 2,56
	-/-	8,5	-/-	32,50 ± 2,95

Таблица 4

Концентрации ^{210}Po в донных видах рыб, отловленных в бухтах Севастополя в июле 1998 г. и мае-августе 1999 г.

Название рыбы	Дата, место отлова	Стандартная длина рыбы, см	Исследованный материал	^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы
Морской ерш	бухта Казачья 01.07.1998 г.	12,9	тушки целиком	0,71 ± 0,08
-/-	бухта Стрелецкая 02.05.1999 г.	13,8	-/-	0,65 ± 0,07
-/-	-/-	14,9	тушки выпотрошенные	0,38 ± 0,05
-/-	-/-	16,3	тушки выпотрошенные	0,43 ± 0,05
	-/-	-/-	головы и хвосты	0,18 ± 0,03
	-/-	-/-	печень	0,92 ± 0,08
-/-	бухта Стрелецкая 06.06.1999 г.	13,5	тушки целиком	0,67± 0,07
		-/-	головы и хвосты	0,37 ± 0,05
Морская корова	-/-	15,5	тушки выпотрошенные	0,37 ± 0,05
	-/-	-/-	печень	1,17 ± 0,18
Бычок–травник	-/-	13,9	тушки выпотрошенные	0,97 ± 0,09
	-/-	-/-	печень + гонады	3,32 ± 0,31
Бычок-кругляк	Севастопольская бухта, 15.06.1999	8,9	тушки целиком	1,73 ± 0,28
		10,2	-/-	2,81 ± 0,27
Бычок-черныш	-/-	6,3	-/-	1,41 ± 0,24
		7,9	-/-	2,09 ± 0,29
Бычок-мартовик	-/-	21,0	тушки выпотрошенные	0,38 ± 0,04
	-/-	-/-	печень	1,07 ± 0,21
	.-/-	23,0	тушки выпотрошенные	0,81 ± 0,18
	-/-	-/-	печень	2,12 ± 0,23
Султанка	бухта Стрелецкая 02.05.1999 г.	13,7	тушки целиком	4,70 ± 0,49
	-/-	14,2	-/-	6,30 ± 0,72
	-/-	14,8	-/-	9,60 ± 0,89
	-/-	15,7	-/-	10,95 ± 1,02
Камбала-калкан	устье Черной речки 02.05.1999 г.		мускулы	0,19 ± 0,02
			печень	1,15 ± 0,20
			гонады	0,15 ± 0,02

Таблица 5

Концентрации ^{210}Po в придонных видах черноморских рыб из бухт Севастополя

Название рыбы	Дата, место отлова	Стандартная длина рыбы, см	Исследованный материал	^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы
Зеленуха	бухта Стрелецкая 02.05.1999 г.	7,3	тушки целиком	2,00 ± 0,24
-/-	06.06.1999 г..	8,9	-/-	2,78 ± 0,30
	-/-	10,3	-/-	3,08 ± 0,35
Рулена	-/-	35,0	-/-	6,60 ± 0,97
Мерланг	02.05.1999 г.	9,5	-/-	17,40 ± 1,91
-/-	-/-	9,8	-/-	16,50 ± 1,90
-/-	-/-	11,2	-/-	17,30 ± 1,79
-/-	-/-	12,8	-/-	14,10 ± 1,57
-/-	06.06.1999 г.	10,8	-/-	12,53 ± 1,17
-/-	бухта Казачья 08.06.1999 г.	12,1	-/-	10,72 ± 1,98
-/-	-/-	-/-	тушки выпотрошенные	2,76 ± 0,30
-/-	-/-	-/-	внутренние органы целиком	14,60 ± 1,63

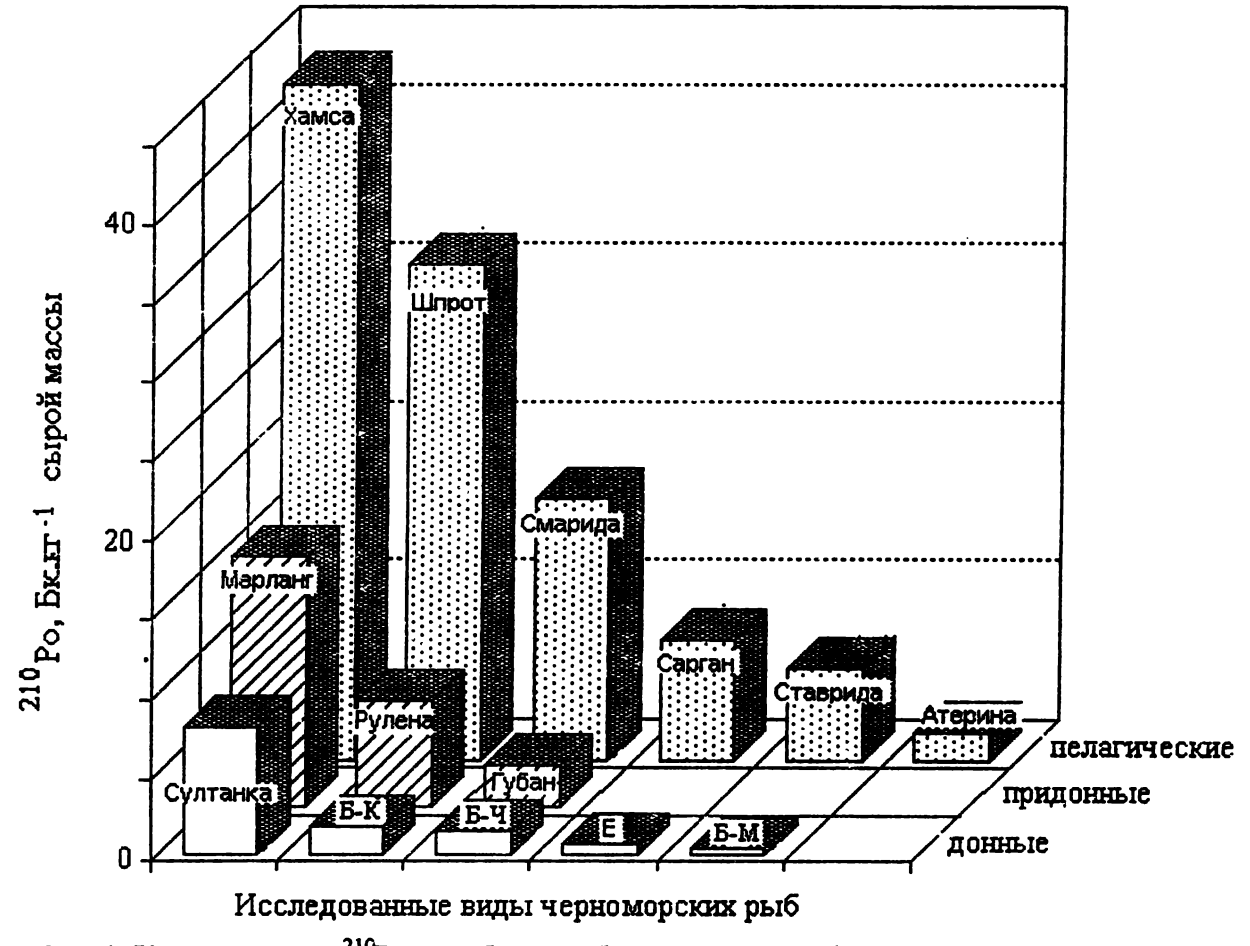

Рис.1. Концентрации ^{210}Po в рыб из прибрежной зоны и бухт Севастополя [9, 10]. Сокращения: Б-К – бычок-кругляк, Б-Ч - бычок-черныш, Б-М - бычок-мартовик, Е - морской ерш.

Таблица 6

Места обитания, типы питания рыб из прибрежной зоны и бухт г.Севастополя и размахи определенных в них концентраций ^{210}Po, май-июнь 1999 г.

^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы	Название рыб	Место обитания взрослых особей и тип их питания [12]	Место обитания икры и молоди рыб, тип их питания [12]
32.5 – 52.7	Хамса	*Пелагическая стайная планктоноядная рыба,* зоопланктофаг	*Икра – пелагическая.* Питание мальков – мелкие планктонные организмы, личинки моллюсков и десятиногих раков
30,5 – 32,0	Шпрот	*Пелагический стайный планктоноядный вид,* зоопланктофаг	*Икра – пелагическая.* Питание личинок – мелкие планктонные организмы, мальков – крупный зоопланктон и личинки рыб
13,60 – 19,89	Смарида	*Пелагический вид,* хищник. Питание- мелкие донные и планктонные беспозвоночные, полихеты, моллюски, водоросли, отчасти мелкие рыбы, их икра и молодь	*Икра – донная,* откладывается на дно и водоросли. Питание мальков - мелкие донные беспозвоночные, икра и молодь рыб, икра мелких рыб
12,53 – 17,40	Мерланг	*Придонный вид,* хищник. Питание - рыбы (≤ 82,5%), десятиногие раки (креветки, крабы), полихеты, бокоплавы, реже мизиды и др.	*Мальки – пелагические до 1 года жизни.* Переход мальков к придонному образу жизни при достижении размеров 7-11 см. Питание –планктон, полихеты, мальки рыб
7,37	Сарган	*Пелагическая стайная рыба,* хищник. Питается мелкими рыбами. Передвижения связаны с миграциями хамсы, являющейся основной пищей	Икра – донная, откладывается на водоросли и плавающие предметы. Мальки ведут пелагический образ жизни
5,20-6,14	Ставрида	*Пелагическая стайная рыба,* хищник. Питание – мелкие рыбы и ракообразные	*Икра, личинки, молодь – пелагические.* Питание – планктонные ракообразные, личинки рыб
6,6	Рулена	*Придонный вид,* бентофаг. Питание – донные беспозвоночные, в основном, двустворчатые моллюски	*Икра - донная*

Продолжение таблицы 6

^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы	Название рыб	Место обитания взрослых особей и тип их питания [12]	Место обитания икры и молоди рыб, тип их питания [12]
4,70 – 10,95	Султанка	*Донный вид*, бентофаг. Питание – донные беспозвоночные, полихеты, молодь моллюсков, лишь отчасти ракообразные, молодь рыб	*Икра пелагическая.* Молодь держится в толще воды до 1,5-2 месяцев и питается планктоном. После достижения размеров 3,5-6 см переходит к жизни у дна
2,00 – 3,08	Глазчатый губан	*Придонный вид*, бентофаг. Питание – моллюски, мелкие ракообразные	*Икра - донная*
1,7	Атерина	*Мелкий пелагический вид*. Питание – планктонные ракообразные	*Икра – донная*, выметывается на водоросли. Личинки и молодь питаются ракообразными
1,73	Бычок-кругляк	*Донный вид*, хищник. Питание – преимущественно моллюски, черви, ракообразные, рыбы	*Икра донная.* Питание мальков – ракообразные
1,41	Бычок-черныш	*Донный вид*, хищник. Питание - моллюски, креветки, крабы, полихеты	*Икра донная.* Питание мальков - ракообразные
0,65 –0,71	Морской ерш	*Донный вид*, хищник. Питание - взрослые рыбы и их молодь (≈ 20 видов), беспозвоночные, ракообразные, крабы	*Икра пелагическая.* Личинки и молодь держатся в толще воды недолго и вскоре переходят к жизни у дна
0,38	Бычок-мартовик	*Донный вид*, хищник. Питание – мелкие рыбы (атерина, хамса, тюлька, молодь кефали, султанка, ставрида, бычки)	*Икра донная*, личинки не имеют плавательного пузыря, после выклевывания ведут донный образ жизни. Питание - ракообразные и черви

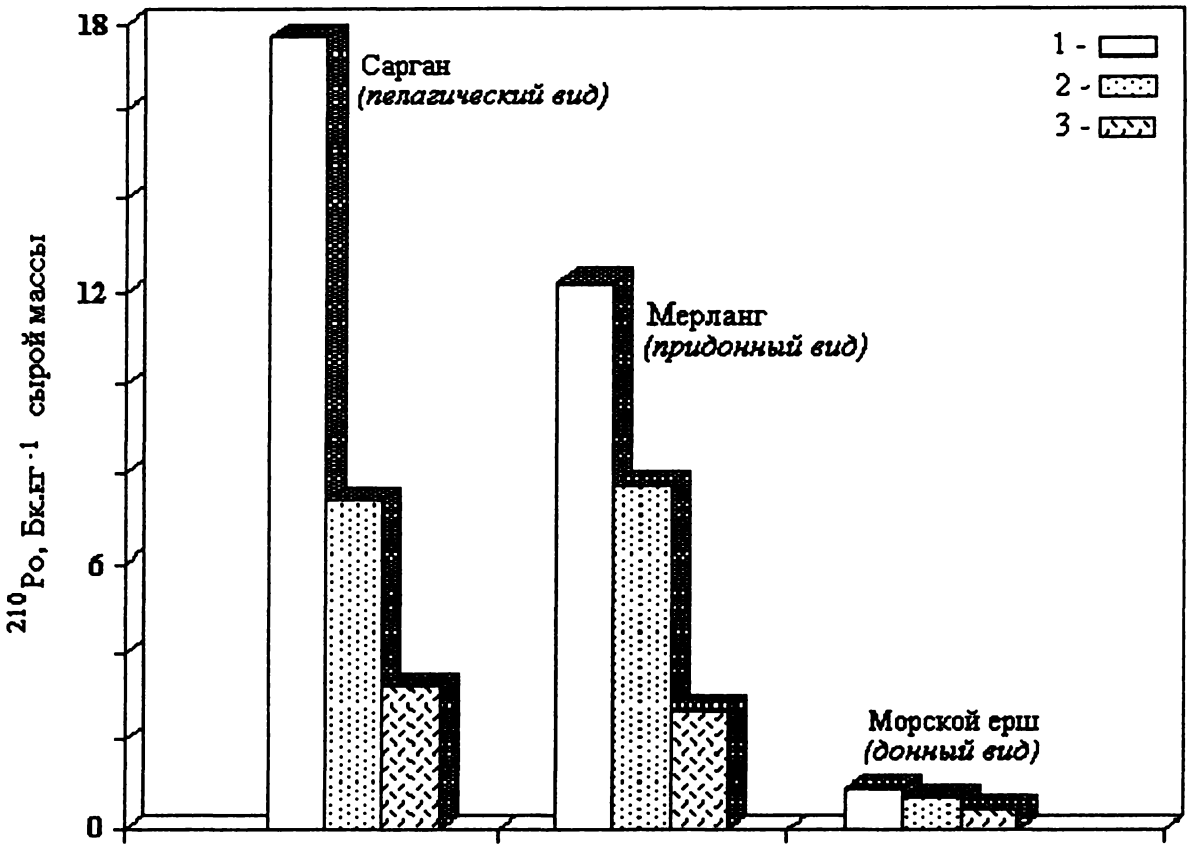

Рис.2. Концентрации ^{210}Po в печени (1), в целых (2) и выпотрошенных (3) рыбах из разных экологических групп.

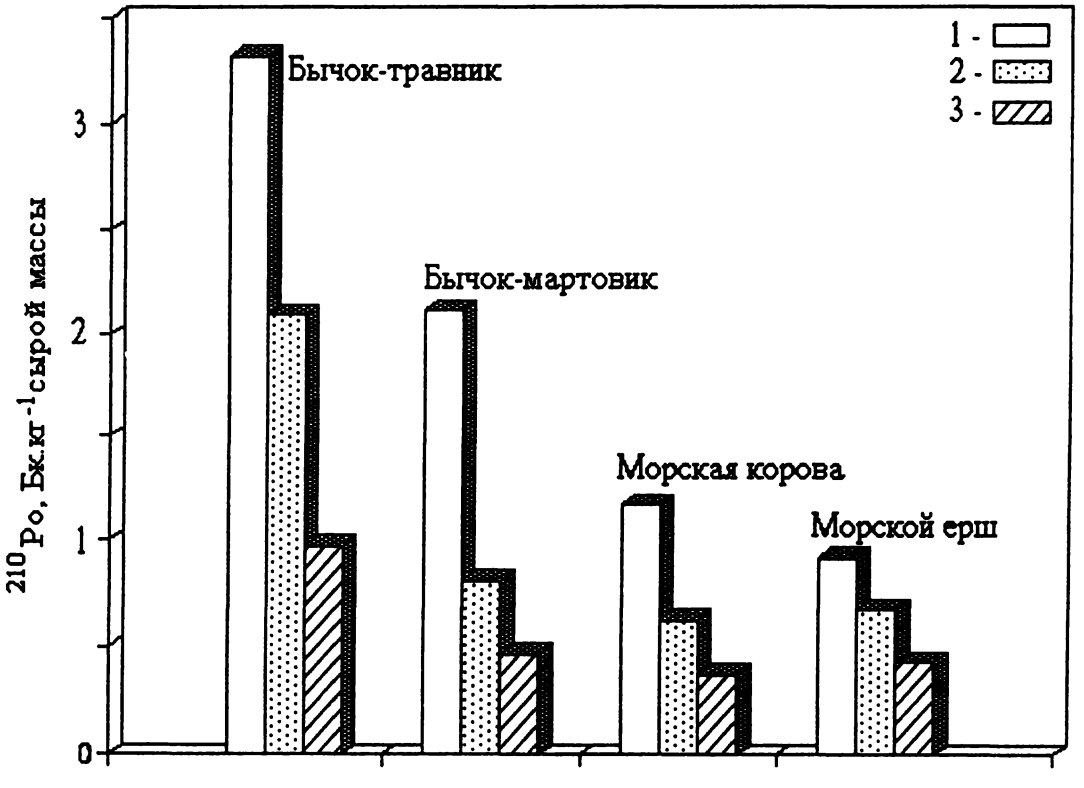

Рис.3. Концентрации ^{210}Po в печени (1) донных видов рыб, их целых (2) и выпотрошенных (3) тушках.

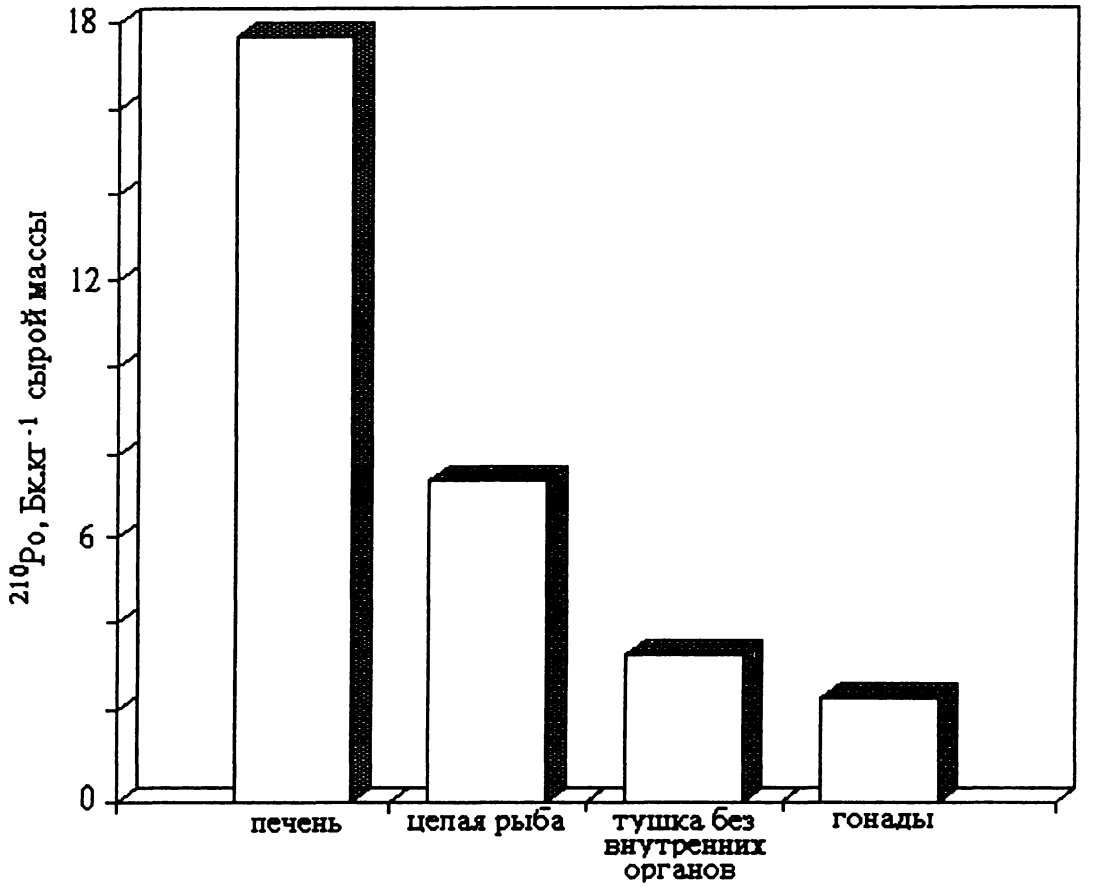

Рис.4. Концентрации ^{210}Po в целых и выпотрошенных тушках, печени и гонадах саргана.

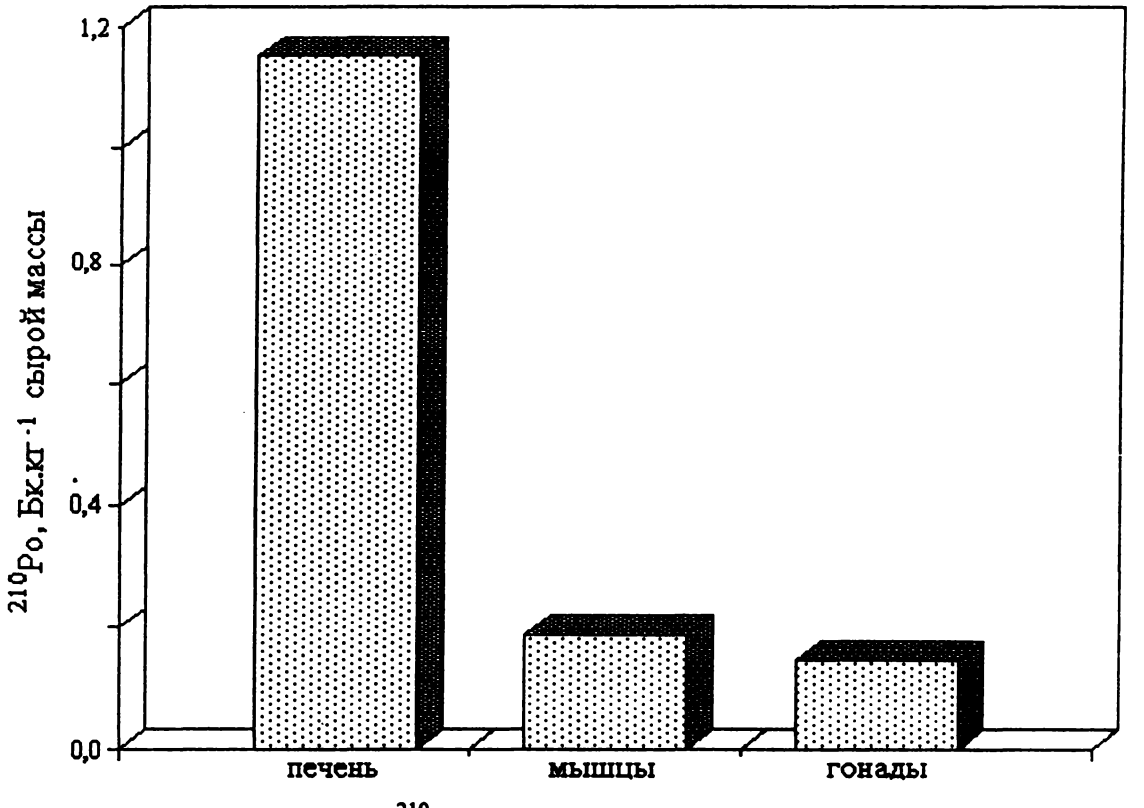

Рис.5. Концентрации ^{210}Po в печени, гонадах и мышцах камбалы-калкан.

Шпрот (*Sprattus sprattus phalericus)* - самый массовый промысловый вид рыб в Черном море. За последнее десятилетие на юго-западе Крымского шельфа объемы его вылова выросли более чем в 400 раз, а его доля в вылове всех рыб превысила 95% [13]. Поэтому изучение способности шпрота аккумулировать ^{210}Po представляет большой интерес.

Результаты первых определений концентраций ^{210}Po в черноморском шпроте приведены в табл.7. Отмечена зависимость концентраций ^{210}Po в шпроте от стандартной длины рыб, а значит, их возраста (табл.7, рис.6). Такая же зависимость проявляется для внутренних органов, выделенных целиком из рыб тех же размерных групп (рис.7), их отдельных органов и мышц (рис.8) [10].

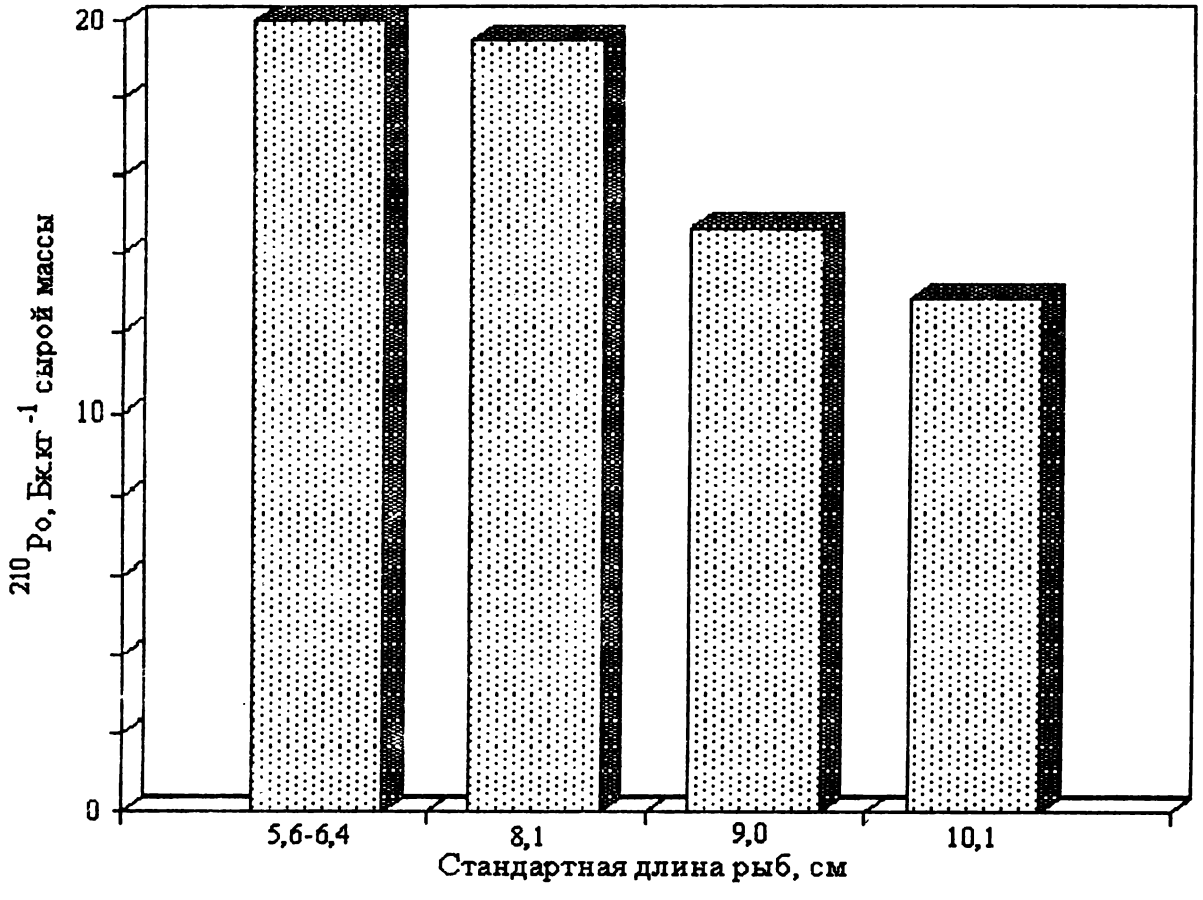

Рис.6. Концентрации ^{210}Po в шпроте с разной стандартной длиной тушек.

Вклады отдельных органов и тканей черноморского шпрота в аккумуляцию ^{210}Po, как видно из табл.7 и рис.8-9, различны и могут быть представлены в порядке убывания в виде ряда: внутренние органы целиком > желудок > скелет > жабры > мышцы. Подобные тенденции отмечены ранее для ряда других видов рыб семейства сельдевых, обитающих в разных регионах Мирового океана [1].

Таблица 7

Концентрации ^{210}Po в черноморском шпроте, отловленном в прибрежной зоне Севастополя и юго-западной части Крыма, июнь-август 1999 г.

Дата вылова	Координаты вылова	Стандартная длина рыбы (SL), см	Исследованный материал	^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы
3 июня	φ = 44°26'8 N	5,6-6,4	тушки целиком	20.00 ± 1,89
	λ = 33°26'7 E			
	-/-	8,1	-/-	19.50 ± 1,99
	-/-	9,0	-/-	15.12 ± 1,48
	-/-	10,1	-/-	12.80 ± 1,37
7 июня	φ = 44°54'5 N	6,8-8,0	-/-	18.80 ± 1,92
	λ = 33°18'0 E			
	-/-	6,8-8,0	внутренние органы целиком	73.4 ± 7,11
	-/-	7,8-8,6	тушки целиком	16.22 ± 1,92
	-/-	7,8-8,6	внутренние органы целиком	53,6 ± 5,14
	-/-	8,6-9,7	тушки целиком	14,92 ± 1,68
	-/-	8,6-9,7	внутренние органы целиком	51,8 ± 4,87
1 июля	φ = 44°53'2 N	6,8-7,2	тушки целиком	17,45 ± 1,86
	λ = 33°19'5 E			
	-/-	6,5-7,2	внутренние органы целиком	53,20 ± 5,15
	-/-	8,2-9,2	тушки целиком	13,80 ± 1,33
	-/-	8,2-9,2	внутренние органы целиком	38,10 ± 3,71
1 августа	φ = 44°41'0 N	7,6-8,6	тушки целиком	21,80 ± 1,98
	λ = 33°24'0 E			
	-/-	7,6-8,6	скелет	22,30 ± 2,65
	-/-	-/-	жабры	10,30 ± 1,31
	-/-	-/-	мышцы	7,28 ± 0,80
	-/-	-/-	желудок	59,40 ± 6,28
	-/-	9,0-10,0	тушки целиком	18,50 ± 2,02
	-/-	9,0-10,0	скелет	10,16 ± 0,98
	-/-	-/-	жабры	8,42 ± 0,96
	-/-	-/-	мышцы	5,61 ± 0,64
	-/-	-/-	желудок	48,90 ± 5,15

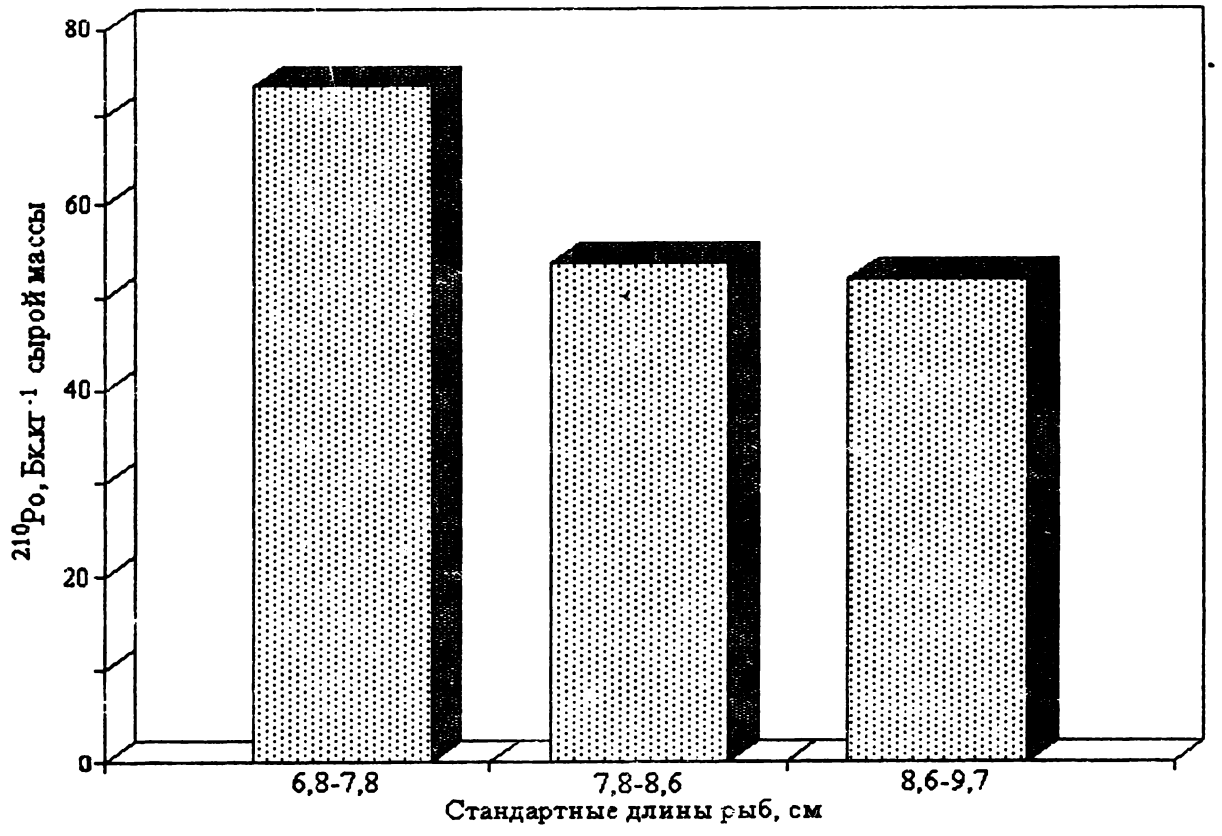

Рис.7. Концентрации ^{210}Po во внутренних органах шпрота разной стандартной длины.

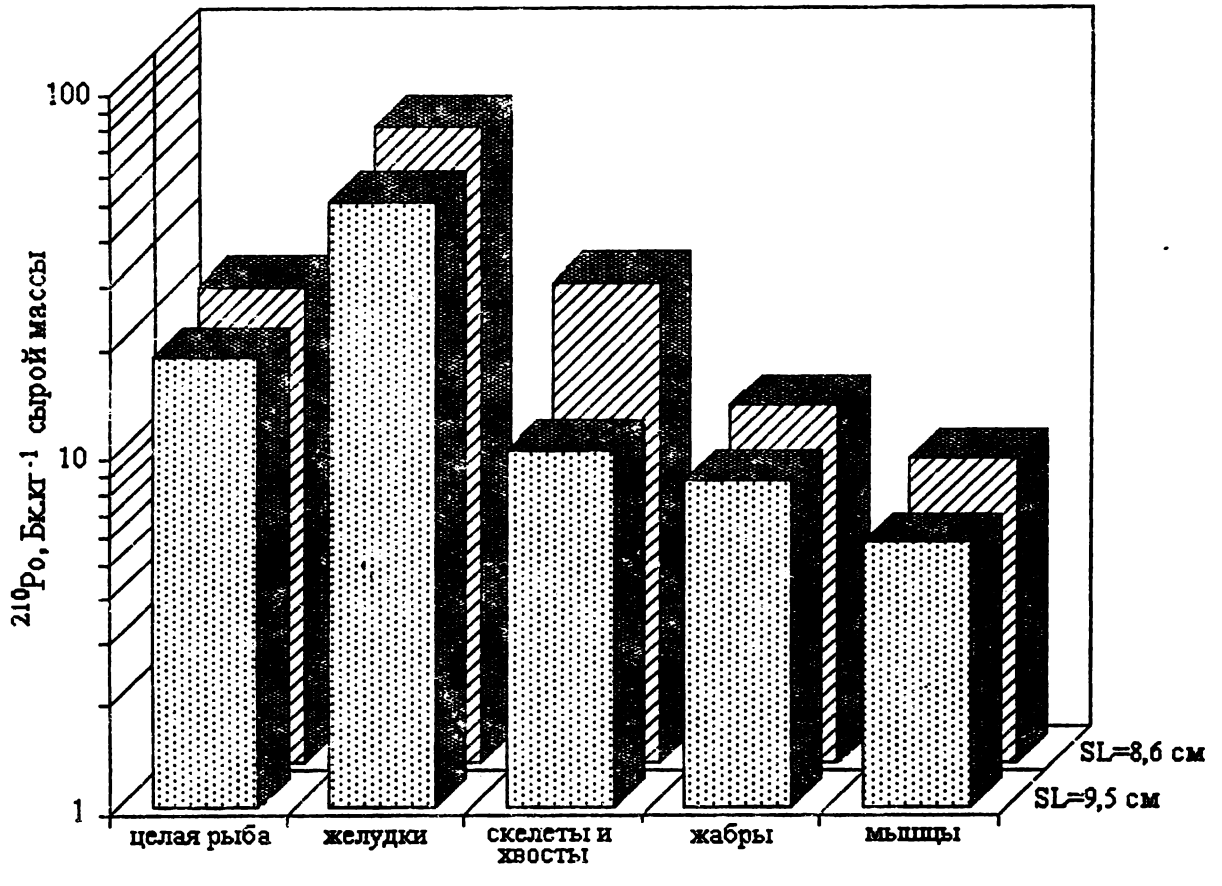

Рис.8. Концентрации ^{210}Po в ряде органов, тканей и целых тушках шпрота разной стандартной длины (SL).

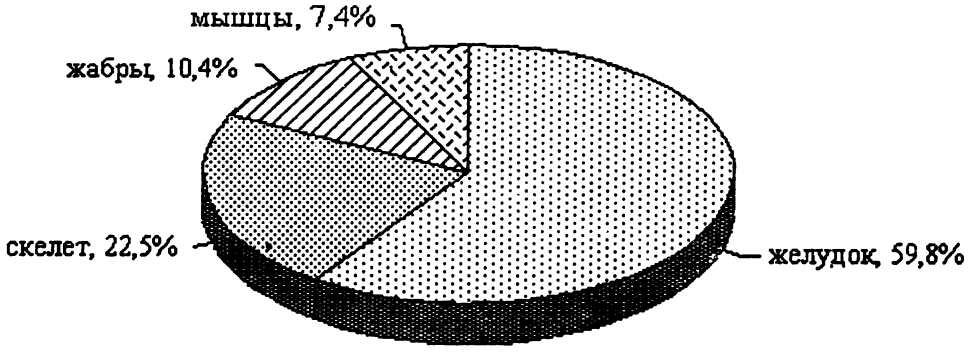

Рис.9. Вклады отдельных органов и тканей шпрота в аккумуляцию ^{210}Po. Оценка дана для групп рыб, состоящих из 50-70 особей стандартной длины 7,6-8,6 см.

Черноморские мидии. Концентрации ^{210}Po, определенные нами в теле черноморских мидий *Mytilus galloprovincialis* представлены в табл.8.

Таблица 8

Концентрации ^{210}Po в теле мидий *Mytilus galloprovincialis,* отобранных в Севастопольских бухтах в 1998 –1999 гг.

Дата и место отбора	Длина раковин, см	^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сырой массы
23.06.1998 г., бухта Казачья	моллюски разных размеров, суммарная проба	6,21 ± 0,81
04.11.1998 г., Севастопольская бухта	моллюски разных размеров, суммарная проба	18,46 ± 1,36
15.05.1999 г., бухта Стрелецкая	5,6-6,5	14,51 ± 1,28
08.06.1999 г., бухта Стрелецкая	2,0	7,81 ± 0,99
-/-	3,6	15,00 ± 1,69
-/-	4,8	14,30 ± 1,54
-/-	7,6-8,1	12,10 ± 1,31

Из табл.8 видно, что концентрации ^{210}Po в теле *Mytilus galloprovincialis* варьировали от 6,21 до 18,46 Бк.кг$^{-1}$ сырой массы, что находится в пределах величин, полученных ранее для этого вида моллюсков [1]. В теле исследованных нами мидий в некоторой степени проявляется зависимость концентраций полония от размеров длины их раковин (табл.8), однако для установления закономерностей, по которым можно судить о направленности их взаимосвязи, такие исследования необходимо продолжить в дальнейшем.

Концентрации ^{210}Po в теле мидий зависит от мест их отбора – они были ниже в пробах из относительно чистой бухты Казачьей (6.21 ± 0.81 Бк.кг$^{-1}$ сырой массы), в то

же время в пробах из Севастопольской бухты они была почти в три раза выше (табл.8). В близко расположенных бухтах – Севастопольской и Стрелецкой, концентрации ^{210}Po в теле мидий были близки, что позволяет косвенно судить о сопоставимости уровней антропогенного загрязнения этих бухт. Известно, что на содержание ^{210}Po в мидиях влияет присутствие в воде различных химических загрязнителей, в частности, фосфатов [4].

Черноморские макрофиты. Концентрации ^{210}Po в разных видах макрофитов, исследованных различными авторами, варьируют в широких пределах, при этом рассчитанная по многим данным средняя величина равна 11,1 Бк.кг$^{-1}$ сухой массы [1]. Результаты наших измерений, представленные в табл.9, свидетельствуют о том, что концентрации ^{210}Po в черноморских макрофитах были почти на порядок ниже. В цистозире они определялись в диапазоне 1,35-1,72 Бк.кг$^{-1}$ сухой массы. Превышение этих величин наблюдалось в пробе из бухты Камышовой.

Таблица 9

Концентрации ^{210}Po в черноморских макрофитах, собранных в Севастопольских бухтах в 1998 – 1999 г.

Название водоросли	Дата и место отбора	^{210}Po, Бк.кг$^{-1}$ сухой массы
Цистозира	23.06.1998 г., бухта Казачья	1,38 ± 0,21
-/-	08.06.1999 г., бухта Стрелецкая	1,67 ± 0,45
-/-	04.06.1999 г., бухта Батилиман	1,35 ± 0,31
-/-	-/-	1,72 ± 0,35
Цистозира	04.07.1999 г., бухта Камышовая	7,31± 1,89
Ульва	-/-	1,06± 0,17
Энтероморфа	-/-	4,11± 0,56
Лауренция	-/-	2,08± 0,32

Из сопоставления концентраций ^{210}Po в других водорослях из бухты Камышовая (табл.9) видно, что по своей способности аккумулировать этот радионуклид их можно расположить в следующий ряд: цистозира > энтероморфа > лауренция > ульва.

Выводы

1. Способность черноморских организмов аккумулировать природный альфа-излучающий радионуклид ^{210}Po увеличивается в ряду: морские водоросли, донные и придонные виды рыб, моллюски, пелагические рыбы. Возглавляют группу черноморских пелагических видов хамса и шпрот.
2. Концентрации ^{210}Po в шпроте - самом массовом виде промысловых рыб Черного

моря зависят от его размерно-возрастных характеристик. Распределение ^{210}Po в самой рыбе неравномерное и варьирует значительно от органа к органу. В порядке возрастания его можно предствить в виде ряда: мышцы < жабры < скелет < желудок < внутренние органы целиком.

3. Концентрации ^{210}Po в теле черноморских мидий *Mytilus galloprovincialis* определялись на уровне 6,21-18,46 Бк.кг$^{-1}$ сырой массы, что соответствует уровню величин, установленных для этого вида моллюсков из других морей.
4. Концентрации ^{210}Po в черноморских макрофитах ниже, чем в родственных им видах, обитающих в других регионах Мирового океана.

Литература

1. Cherry R.D., Shannon L.V. The alpha radioactivity of marine organisms // Atomic Energy Rev. - 1974. – Vol.12. - P. 3-45.
2. Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS) / Inter. Atomic Energy Agency: Final report of a co-ordinated research programme.– IAEA, Vienna, October 1995. – IAEA-TECDOC-838. – 1995. - 55 p.
3. Aarkrog A., Baxter M.S., Bettencourt A.O. et al. A comparison of Doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in Marine Food: A Major International Study // J. Environ. Radioactivity - 1997. – Vol.34. – N 1. - P. 69-90.
4. Swift D. J., Smith D. L., Allington D.L & Winpenny K. A laboratory and field study of ^{210}Po depuration by edible winkles (Littorina littorea L.) from the Cambrian Coast (North-Eastern Irish Sea) // J. Environ. Radioactivity. – 1995. – Vol.26. – P.119-133.
5. Pentreath R. J. Radionuclides in the aquatic environment / In: Radionuclides in food chain /Eds. J. H. Harvey, G. D. Schmidt, G. Silini.: Spring-Verlag, Berlin, Germany. – 1988. – P.99-119.
6. Wildgust M.A., McDonald P., White K.N. & Bowsher C.G. Effect of Cd on accumulation and loss of ^{210}Po in the mussel *Mytilus edulis* // Marine Biology. – 1999. – Vol.133. – P.683-689.
7. Aposhian H.V., Bruce D.C. Binding of polonium metallotheonein // Rad. Res. – 1991. – Vol.126 . – P.379-382.
8. Wildgust M.A., McDonald P., White K.N. Assimilation of ^{210}Po by mussel *Mytilus edulis* from the alga Isochrisis galbana // Marine Biology. – 2000. – Vol.136. – P.49-53.
9. Лазоренко Г.Е. Аккумулирующая способность черноморских рыб в отношении

естественного радиоэлемента полония // Докл. НАН Украины. - 2000. - в печати.

10. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г., Болтачев А.Р. Определение естественного радиоэлемента полония в рыбах Черного иоря // Биология моря. – 2000. – сдано в печать.

11. Chen Q., Dalhgaard H., Nielsen S.P. & Aarkrog A. Determination of ^{210}Po and ^{210}Pb in Mussel, Fish, Sediment, Petroleum // Department of Nuclear Safety Research and Facilities, Risoe National Laboratory, Denmark. – November 1998. – 1998. – 10 p.

12. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. - М.: Наука. – 1986. – 552 с.

13. Зуев Г.В., Гаевская А.В., Корнийчук Ю.М., Болтачев А.Р. О внутривидовой дифференциации черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus*) у побережья Крыма (предварительное сообщение) // Экология моря. – 1999. – Вып.49. – С.10-16.

ОЦЕНКА УЛОВОВ ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО БАССЕЙНА ДЛЯ РАСЧЕТОВ КОЛЛЕКТИВНЫХ ЭФФЕКТИВНЫХ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ОТ ПРИРОДНОГО РАДИОНУКЛИДА ^{210}Po

А.Р.Болтачев, Г.Е. Лазоренко

Природный радионуклид ^{210}Po, поступая в организм человека с морепродуктами, формирует дозу внутреннего облучения, превышающую таковую от ^{137}Cs на два-три порядка [1, 2]. В литературе накоплен значительный материал о способности гидробионтов, обитающих в разных морях и океанах, аккумулировать ^{210}Po [3]. Однако, такие данные для черноморских гидробионтов, в первую очередь, рыб, добываемых в коммерческих целях в украинской части акватории Черного моря, до 1998 г. отсуствовали.

В настоящее время, благодаря участию отдела радиационной и химической биологии Института биологии южных морей в международном техническом проекте МАГАТЭ RER/2/003 "Marine Environmental Assessment of the Black Sea Region" определение ^{210}Po в гидробионтах Черного моря стало возможным [4-6]. Установлено, что наибольшей способностью аккумулировать полоний обладают шпрот и хамса [4-6] – самые массовые виды Азово-Черноморского бассейна, на долю которых приходится более 95% общего вылова [7].

Для оценки коллективных эффективных доз облучения населения от употребления в пищу черноморских рыб необходимы точные данные об их уловах, способах и времени их хранения до поступления в торговую сеть, соотношениях съедобной и несъедобной частей тушек.

Цель работы состояла в оценке среднегодовых уловов коммерческих видов черноморских рыб, добываемых в прибрежной зоне Севастополя, для дальнейшего использования их в расчетах коллективных эффективных доз облучения населения.

Материал и методика

Ихтиологический материал собран в 1999-2000 гг. в прибрежной зоне Севастопольского региона от мыса Лукулл до мыса Сарыч и в бухтах – Балаклавской, Стрелецкой и Севастопольской. В прибрежной зоне отбор проб осуществляли из уловов траулеров, ведущих промысел разноглубинными тралами в диапазоне глубин от 40 до 95 м, камбальных сетей, выставленных на глубинах от 25 до 65 м. В бухтах и непосредственно вдоль побережья рыбу облавливали ставными неводами, донниками и крючьевыми снастями. Данные по многолетним промысловым уловам

рыбохозяйственных организаций г. Севастополя и Крыма были любезно предоставлены заведующим. отделом регулирования рыболовства Управления "Крымазчеррыбвод" К.Э.Эстерлейном и начальником контрольно-наблюдательного пункта Севастопольской Государственной рыбинспекции Д.К.Гуцалом, которым авторы выражают сою искреннюю благодарность.

Результаты и обсуждение

Как указывалось выше, для Черного моря исследования такого плана только начаты, а в Азовском они до сих пор не проводились вообще.

Базисными данными для расчетов коллективной эффективной дозы является видовой состав средних многолетних уловов региональных рыбодобывающих организаций, временной интервал от поимки рыбы до ее реализации, особенности удельного потребления рыбы населением, средние концентрации полония в основных видах промысловых рыб.

Физиологически обоснованная норма потребления рыбопродукции в Украине должна быть на уровне 20,1 кг.год$^{-1}$ на человека. В настоящее время, в связи с глубоким кризисом рыбной промышленности, этот показатель значительно ниже и равен 5–6 кг. Исключение составляют прибрежные регионы Украины, в частности Автономная Республика Крым, где на душу населения приходится в год до 20-25 кг. рыбы.

Севастопольский регион является одним из основных промысловых районов Азово-Черноморского бассейна. Так, в 1999 г. севастопольскими рыбодобывающими организациями выловлено около 11406 т рыбы, что составляет 22.5% от общего улова добывающими предприятиятиями Украины в этих морях.

В бухтах и прибрежной зоне г.Севастополя постоянно или сезонно обитают около 40 видов рыб, употребляемых в пищу [8]. Однако, количество промысловых видов к настоящему времени значительно снизилось и составляет менее десяти видов. Шпрот облавливается только на шельфе траулерами, а остальные виды, в зависимости от особенностей их распространения и поведения, - непосредственно у берегов и в бухтах самыми разнообразными орудиями лова - от сетей и ставных неводов до различных крючьевых снастей.

Анализ видовой структуры уловов в прибрежной зоне Севастополя за последние пять лет показывает, что абсолютно доминирующим видом в них является черноморский шпрот, на долю которого приходится от 94.2 до 98.3% всего вылова (табл.1). Далее следуют черноморская хамса – от 0.7 до 3.7 % и султанка – 0.1 – 0.4%. Доля остальных промысловых рыб, как правило, составляет менее 0.1%. Такое

Таблица 1

Уловы промысловых предприятий Севастополя в Черном море в 1995 - 1999 гг.

	Улов, т				
Название рыб	1995 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	1999 г.
Шпрот	4236.2	5807.3	5816.5	9516.5	11099.0
Хамса черноморская	44.8	113.8	228.5	69.4	263.0
Хамса азовская	119.2	4.0	-	-	-
Султанка	16.5	8.0	15.3	22.9	24.5
Катран	9.5	3.1	2.9	10.5	6.9
Мерланг	-	1.4	12.8	7.3	4.0
Калкан	-	5.4	5.4	5.4	3.4
Ставрида	0.8	0.8	2.2	0.5	1.0
Смарида	-	1.0	-	-	-
Скорпена	0.4	0.2	-	-	-
Прочие	5.1	3.4	94.0	50.7	4.2
Всего	4432.3	5944.4	6177.6	9683.2	11406.0

соотношение видов в целом характерно для экономической зоны Украины в Черном море [9].

Официальная статистика, как правило, дает несколько заниженные данные, особенно в отношении прилова, по сравнению с действительным выловом, однако более или менее достоверно отражает структуру и межгодовую динамику промысла. Следует отметить, что не поддается учету вылов морепродуктов рыболовами-любителями. По сравнению с промышленным ловом он крайне незначителен.

Необходимо подчеркнуть, что значительная часть рыбы, выловленной в прибрежной зоне Севастополя, реализуется в свежем, соленом и реже в мороженом виде. Основная масса рыбы поступает в продажу уже через несколько часов после вылова. Согласно санитарным нормам срок хранения свежей рыбы определяется ее состоянием и обычно в зависимости от вида и окружающей температуры составляет от нескольких часов (мелкие виды) до 2-3-х суток (например, камбала). Слабосоленая продукция должна быть реализована в течение одних суток летом и до семи суток - зимой. Соленая продукция хранится до одного месяца, а мороженая – до трех месяцев. В таком случае мороженая рыба может вывозиться, в частности, в другие регионы страны.

Согласно данным по среднему многолетнему вылову в Черном и Азовском морях, их основу в 1993-1997 гг. составляли шпрот и азовская хамса (табл. 2).

Общий вылов в Украине морских рыб в Азово-Черноморском бассейне в 1999 г. был равен 51.4 тыс.т. Таким образом, доля вылова рыб в Севастопольской зоне

Таблица 2

Средний вылов морских видов рыб в Крыму в 1993-1998 гг.

Название вида рыб	Средний улов, т	Доля в общем вылове, %
Шпрот	8987.1	61.5
Хамса черноморская	182.9	1.3
Хамса азовская	4894.9	33.5
Султанка	13.3	0.1
Мерланг	9.3	> 0.1
Калкан	22.9	0.2
Ставрида	0.9	>> 0.1
Прочие	496.3	3.4
Всего	14607.6	100

составляет около 28%. Однако, потребление этой рыбопродукции на душу населения в Севастопольском регионе и Автономной Республике Крым в целом, как уже отмечено выше, превышает таковое для населения всей Украины почти в 4 раза. Поэтому необходимо учитывать в дальнейшем данное соотношение при расчетах коллективных эффективных доз, получаемых населением от потребления морской рыбной продукции.

Выводы

1. Выполнен анализ суммарного вылова морской рыбы, добываемой в коммерческих целях в прибрежной зоне г. Севастополя и его бухтах.
2. Учет доли съедобной части морских рыб в коммерческих уловах, а также продолжительности хранения до реализации рыбной продукции позволит использовать эти данные в расчетах коллективной эффективной дозы облучения населения от природного альфа-излучающего радионуклида ^{210}Po как от основного вкладчика в эту дозу, формируемую в результате потребления морских продуктов, прежде всего, рыбы.
3. При расчетах коллективных эффективных доз облучения необходимо учитывать значительную разницу в количестве потребляемой черноморской рыбной продукции населением разных регионов Украины.

Литература

1. Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS) / Intern. Atomic Energy Agency: Final report of a co-ordinated research programme.– IAEA, Vienna, October 1995. – IAEA-TECDOC-838. – 1995. - 55 p.

2. Aarkrog A., Baxter M.S., Bettencourt A.O. et al. A comparison of Doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in Marine Food: A Major International Study // J. Environ. Radioactivity - 1997. – Vol.34. – N 1. - P. 69-90.
3. Cherry R.D., Shannon L.V. The alpha radioactivity of marine organisms // Atomic Energy Rev. - 1974. – Vol.12. - P. 3-45.
4. Лазоренко Г.Е. Аккумулирующая способность черноморских рыб в отношении естественного радиоэлемента полония // Докл. НАН Украины . - 2000. - в печати.
5. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г., Болтачев А.Р. Определение естественного радиоэлемента полония в рыбах Черного иоря // Биология моря. – 2000. – сдана в печать.
6. Лазоренко Г.Е. ^{210}Po в гидробионтах Черного моря / наст. сборник. – 2000. – 17 с.
7. Зуев Г.В., Гаевская А.В., Корнийчук Ю.М., Болтачев А.Р. О внутривидовой дифференциации черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus*) у побережья Крыма (предварительное сообщение) // Экология моря. – 1999. – Вып.49. – С.10-16.
8. Овен Л.С., Гордина А.Д., Миронов О.Г. и др. Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. - Киев: Наук. думка. - 1993. - 144 с.
9. Зайдинер Ю.И., Попова Л.В. Уловы рыб и нерыбных объектов рыбохозяйственными организациями Азово-Черноморского бассейна (1990 - 1995 гг.) / Статистический сборник, Ростов-на-Дону: Молот. - 1997. - 98 с.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

Н.Ю.Мирзоева, Г.Г.Поликарпов, В.Н.Егоров, С.И.Архипова, Н.Ф.Коркишко

В результате Чернобыльской аварии на акваторию Черного моря выпало около 1700-2400 ТБк ^{137}Cs и 300 ТБк ^{90}Sr [1, 2]. При воздушном распространении радиоактивных продуктов аварии их концентрации в черноморской воде были выше в прибрежных зонах, чем в открытом море, что определялось влиянием рельефа местности, особенностями ветровых потоков в контактной зоне «вода-суша», малыми глубинами и другими особенностями прибрежных акваторий [3]. В послеаварийные годы радиоэкологическая ситуация в Крыму, как географически близкого к зоне аварии региона, определялась вторичным радионуклидным загрязнением со стоками рек, преимущественно Днепра, хроническим радиоактивным загрязнением, в основном за счет водопользования из Северо-Крымского канала. Определено, что за период с 1986-1995 гг. с водами Днепра и Дуная в Черное море поступило 114.7 ТБк ^{90}Sr и за период с 1986 по 1994 гг. - 26.0 ТБк ^{137}Cs, что составляет 38.2% и 1.5% соответственно от атмосферного поступления радионуклидов [4].

Цель радиоэкологического мониторинга водных экосистем Севастопольских бухт состоит в: оценке долгосрочного радиоактивного загрязнения абиотических и биотических компонентов исследуемых экосистем; изучении динамических закономерностей перераспределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде, водорослях, моллюсках и рыбах; изучении влияния биологических факторов на распределение радионуклидов; прогнозировании возможных изменений экологической обстановки экосистем севастопольских бухт в отношении радиоактивного загрязнения.

Следует отметить, что работы по изучению искусственной радиоактивности морской среды были начаты в СБС АН СССР (впоследствии – ИнБЮМ) еще в конце 1950 годов [5, 6], и затем радиоэкологический мониторинг прибрежных и открытых акваторий Черного моря занимает особое место в научных исследованиях отдела радиационной и химической биологии ИнБЮМ. Ухудшение экологического состояния Черного моря в настоящее время вызвало озабоченность у правительств причерноморских и ряда европейских стран, а также у таких международных организаций, как ЕС и МАГАТЭ. Причерноморскими странами и межправительственными организациями был принят ряд конвенций по согласованию деятельности в черноморском регионе, а также были профинансированы и утверждены

программы экологических и океанографических исследований в Черном море. Разделом одной из таких программ МАГАТЭ RER/2/003, выполняемым ОРХБ ИнБЮМ с 1998 года, предусмотрен мониторинг радиоэкологического загрязнения севастопольских бухт.

Материал и методика

Материалом исследований служили вода, донные отложения, гидробионты севастопольских бухт, отобранные в течение 1998-1999 гг. Отбор проб осуществлялся не реже, чем два раза в год. Результаты сравнивались с таковыми, полученными ранее в процессе мониторинга. В перечень наблюдаемых объектов входили бурые водоросли Cystoseira crinita и моллюски Mytilus galloprovincialis, которые были выбраны нами в качестве основных биологических объектов радиоэкологического мониторинга.

Исследования выполнялись по методикам и на оборудовании, прошедшем интеркалибрацию под эгидой МАГАТЭ (Вена, Австрия) и РИСОЕ Национальной Лаборатории (РИСОЕ, Дания). Методическую базу составляли радиохимические [7, 8] методы, математическая обработка данных, балансовое моделирование изучаемых процессов в системе мониторинга.

Основными этапами радиохимической обработки проб для определения ^{90}Sr были:

- совместное соосаждение (концентрирование) ^{90}Sr и ^{137}Cs в виде карбонатов щелочноземельных элементов, ферроцианидов цезия и щелочноземельных элементов в отобранных пробах воды (20 - 50 л);

- извлечение радиостронция из донных отложений (минимально на анализ отбиралось 50 г сухого веса), из золы гидробионтов (не менее 200 г) и из карбонатных осадков воды в виде солянокислой вытяжки;

- радиохимическая очистка раствора ^{90}Sr после переосаждения карбонатов или оксалатов;

- достижение радиохимического равновесия ^{90}Sr с дочерним ^{90}Y (минимально через 14 суток) из раствора, содержащего радиостронций;

- расчет активности ^{90}Sr по результатам измерения ^{90}Y, выделенного из раствора, по его черенковскому излучению с использованием низкофонового жидкостно-сцинтилляционного счетчика «Quantulus» Wallac-1220. Относительная погрешность измерений не превышает 15%;

- гамма-спектрометрические измерения ^{137}Cs в специальном помещении малого фона на гамма-спектрометрическом комплексе с датчиком NaI(Tl) 150x150 мм и

анализатором АИ-1024. Для дополнительного уменьшения гамма фона детекторы помещали в специальную защиту из свинца. Относительная погрешность измерений не превышает 20%.

Результаты и обсуждение

Координаты станций отбора проб представлены в таблице 1.

Таблица 1

Координаты станций отбора проб по программе «Мониторинг»

№ станций	Название места отбора	Координаты		Глубина (м) в месте пробоотбора
		С.Ш., градусы, минуты	В.Д., градусы, минуты	
1	Устье реки Черной	44°36·45N	33°36·08E	3-6
2	Бухта Южная (Павловский мысок)	44°37·06N	33°32·13E	12 –15
3	Бухта Северная (Коррозионная ст.)	44°37·63N	33°31·90E	10
4	Мартынова бухта	44°36·97N	33°30·30E	5
5	Бухта Стрелецкая	44°36·55N	33°28·21E	1 – 4
6	Бухта Омега	44°35·95N	33°26·65E	2-5
7	Бухта Казачья	44°35·26N	33°24·31E	2-5
8	Станция вылова рыбы	44°36·9N	33°28·6E	20-30

Среди перечня станций, представленных в таблице 1, реперными станциями для Mytilus galloprovincialis были Коррозийная станция (N 3) и Мартынова бухта (N 4), для водорослей Cystoseira crinita - Мартынова бухта (N 4) и Стрелецкая бухта (N 5). Для остальных станций наблюдения проводились с меньшей периодичностью в качестве контрольных.

Анализ полученных результатов показал, что после Чернобыльской аварии в прибрежных акваториях Севастопольских бухт максимальные концентрации ^{137}Cs достигали 815 мБк·л$^{-1}$, ^{90}Sr - 157 мБк·л$^{-1}$, превышая соответственно в 100 и 10 раз концентрацию этих радионуклидов в черноморской воде, сформировавшуюся в конце 1970-х годов в результате атмосферных выпадений продуктов испытаний ядерного оружия [6, 9]. Результаты последних десяти лет показывают снижение концентрации радионуклидов в воде севастопольских бухт, приближающееся к доаварийным значениям: ^{90}Sr – 15 мБк·л$^{-1}$, ^{137}Cs - 19 мБк·л$^{-1}$ [9]. Средняя концентрация ^{137}Cs в воде севастопольских бухт за период 1998-1999 гг. составляла 20 ±4.5 мБк·л$^{-1}$. В табл. 2

приведены результаты мониторинга в 1998-1999 гг. по содержанию ^{90}Sr в воде севастопольских бухт.

Таблица 2

Содержание ^{90}Sr в воде севастопольских бухт (1998-1999 гг.)

№ станций	Дата отбора проб	Концентрация радионуклидов, мБк·л$^{-1}$	
		^{90}Sr	1σ
1	23.06.1998	8.3	0.8
	04.11.1998	9.3	0.7
	08.06.1999	8.4	0.6
2	23.06.1998	10.2	1.0
	04.11.1998	9.9	1.1
	08.06.1999	8.2	0.6
3	23.06.1998	10.7	1.2
	04.11.1998	9.0	1.1
	08.06.1999	8.6	0.6
4	10.03.1998	8.5	0.6
	15.04.1998	22.0	1.2
	08.06.1998	21.2	1.1
	15.06.1998	8.4	0.7
	23.06.1998	11.6	1.1
	09.02.1999	11.6	0.7
	08.06.1999	10.2	0.7
5	23.06.1998	10.1	1.1
	08.06.1999	10.4	0.7

Необходимо отметить, что концентрация ^{90}Sr в воде севастопольских бухт в среднем уже достигла доаварийного уровня и, как установлено с помощью математической модели [10], продолжает уменьшаться вдвое за каждые 6.9 года. Та же закономерность наблюдается и для ^{137}Cs, где уменьшение в два раза концентрации этого радионуклида в воде севастопольских бухт происходит каждые 5.9 года.

Результатами исследования радиоэкологического состояния севастопольских бухт в 1986-1987 гг. [3] показано, что в течение второй половины 1986 г. отмечалось резкое снижение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, а в последующем в водорослях и моллюсках. В 1986 г. максимальная концентрация ^{90}Sr в сырой массе цистозиры была 7,8 Бк·кг$^{-1}$, что в 3-4 раза превышает дочернобыльский уровень (0,74-4,7 Бк·кг$^{-1}$) и на порядок выше таковых значений, регистрируемых в настоящее время (табл. 3). Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в Cystoseira crinita и Mytilus galloprovincialis, подобно такой же ситуации в морской воде [10], продолжает уменьшаться вдвое с 1987 г. за каждые 4.0 и 6.7 года (для ^{90}Sr) и 4.4 и 4.3 года (для ^{137}Cs). Определение концентрации ^{90}Sr в рыбах

севастопольских бухт (Scorpaena porcus, Odontogadus merlangus euxinus) показало, что в 1986 г. эта величина была на порядок выше, чем в 1998-1999 гг., но не превышала величину максимальных уровней 1965-1969 гг. Концентрация ^{137}Cs в черноморских рыбах в 1986-1989 гг. превышала как дочернобыльские уровни [11], так и уровни, определяемые в настоящее время, в 10-50 раз (табл. 3)

Таблица 3

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах севастопольских бухт за период 1998-1999 гг.

№ станций	Гидробионт	Дата отбора проб	Концентрация радионуклидов, Бк·кг$^{-1}$ сырой массы				Коэффициент накопления ($K_н$)	
			^{90}Sr	1σ	^{137}Cs	1σ	^{90}Sr	^{137}Cs
1	2	3	4	5	6	7	8	9
3	Моллюски Mytilus galloprovincialis							
	- // - , 7 см	23.06.98	3.15	0.23	1.1	0.06	294	55
	- // - , 5-7 см	04.11.98	5.36	0.30	-	-	596	-
	- // - , 4-5 см	04.11.98	2.00	0.24	-	-	222	-
	- // - , 5-7 см	08.06.99	2.42	0.17	-	-	281	-
	- // - , 4-5 см	08.06.99	1.14	0.09	-	-	136	-
4	Моллюски Mytilus galloprovincialis							
	- // - , 5-6 см	08.06.98	5.94	0.36	1.7	0.08	280	85
	- // - , 4-5 см	22.07.99	1.68	0.11	-	-	123	-
	Водоросли Cystoseira crinita	08.06.98	0.29	0.02	-	-	14	-
	Ulva rigida	08.06.98	-	-	1.2	0.07	-	60
	Cystoseira crinita	08.06.99	-	-	1.2	0.06	-	60
	Ulva rigida	22.07.99	0.64	0.06	-	-	47	-
5	Водоросли Cystoseira crinita	23.06.98	0.15	0.02	1.6	0.08	15	80
	- // -	04.11.98	0.45	0.03	-	-	41	-
	- // -	08.06.99	-	-	1.4	0.07	-	70
7, 8	Рыбы Scorpaena porcus	01.07.98	0.02	0.02	1.4	0.07	2	70
	Odontogadus merlangus	01.07.98	-	-	3.7	0.2	-	185
	euxinus	08.06.99	0.07	0.01	1.9	0.3	5	95

Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в морских организмах, как правило, было пропорциональным изменению концентрации этих радионуклидов в водной среде с некоторым запаздыванием во времени. При изменении концентрации этих радионуклидов в воде коэффициенты накопления ($K_н$) ^{90}Sr и ^{137}Cs в севастопольских гидробионтах практически не изменяются с 1987 года по настоящее время [3] (табл.3).

Концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях севастопольских бухт за период 1998-1999 гг., а также рассчитанные для донных отложений факторы радиоемкости (F) представлены в табл. 4. Формула определения фактора радиоемкости [12]:

$$F = \frac{kh}{kh + H}$$

k - коэффициент накопления;

h - накапливающий слой донных отложений (согласно авторам, этот слой составляет порядка 3-5 см на мелководье и 1 см - на больших глубинах);

H - глубина водоема в сантиметрах.

Отмечается, что к лету 1999 года содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях севастопольских бухт не превышает доаварийные уровни [11], тогда как в 1986 году эти значения превышали доаварийный уровень на два порядка.

Таблица 4

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений севастопольских бухт за период 1998-1999 гг.

№ станций	Дата отбора проб	Тип донных отложений	Концентрация, Бк·кг$^{-1}$, Сухой массы				Фактор радиоемкости (F) донных отложений, %	
			^{90}Sr	1σ	^{137}Cs	1σ	^{90}Sr	^{137}Cs
1	04.11.98	Ил	1.14	0.10	-	-	51	-
	08.06.99	Ил	0.74	0.07	27.05	1.32	42	92
2	04.11.98	Ил	0.77	0.08	-	-	22	-
	08.06.99	Ил	0.77	0.09	47.12	1.57	26	90
4	23.06.98	Песок	1.03	0.080	-	-	47	-
	26.06.98	Ил	0.33	0.040	-	-	23	-
5	23.06.98	Песок	0.68	0.070	-	-	50	-

Фактор радиоемкости характеризует долю изымаемости радионуклида из водной среды донными отложениями, выраженную в процентах. Как видно из таблицы, не более 50% ^{90}Sr изымается донными отложениями из водной экосистемы севастопольских бухт, тогда как ^{137}Cs практически весь (свыше 90%) депонируется в

донных отложениях. Подобная особенность поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресноводной экосистеме отмечалась еще в 60-е годы Е.А. Тимофеевой-Ресовской [13]. Согласно ее классификации, ^{137}Cs является педотропом, т.е. принадлежит к классу элементов, которые на 95-100% связываются донными отложениями, тогда как ^{90}Sr относится к эквитропам, т.е. элементам равномерно распределяющимися в водной толще, биоте и донных отложениях экосистемы.

Выводы

1. Анализ данных мониторинга в 1998-1999 гг. севастопольских бухт показал, что к настоящему времени концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, гидробионтах, донных отложениях этого района моря снизились до уровней, предшествовавших аварии на ЧАЭС.
2. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в морских организмах , как правило, было пропорциональным изменению концентрации этих радионуклидов в водной среде с некоторым запаздыванием во времени.
3. Тенденции изменения концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде севастопольских бухт таковы: с 1987 г. отмечается закономерность экспоненциального снижения концентрации этих радионуклидов в воде бухт с постоянной времени 6,9 года (^{90}Sr) и 5.9 года (^{137}Cs), а в бурых водорослях и моллюсках с постоянными времени, соответственно, 4.0 и 6.7 года (^{90}Sr) и 4.4 и 4.3 года (^{137}Cs).
4. Созданная Е.А.Тимофеевой-Ресовской классификация радионуклидов по способности связываться с отдельными компонентами водных экосистем подтверждается и результатами исследования радионуклидного загрязнения морских экосистем севастопольских бухт после чернобыльской катастрофы.

Литература

1. Livingston H., Clarke W., Honjo S. et.al. Chernobyl fallout studies in the Black Sea and other oceans areas // EML.- 1986. - 460. - P.214-223.
2. Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г., Стокозов Н.А. Радиоактивное загрязнение вод, гидробионтов и донных отложений Черного моря после аварии на ЧАЭС через проливы Босфор в моря Средиземноморского бассейна // Загрязнение морей вокруг побережья СНГ (преимущественно, Арктики): Матер. Межд. конф. ACOPS, Архангельск, 19-23 июня 1993. - Севастополь, 1993. - Ч.2. - С.82-84.

3. Кулебакина Л.Г. Изучение миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в экосистемах шельфа Черного моря и нижнего Днепра после Чернобыльской аварии // Радиоэкология: Успехи и перспективы: Матер. Межд. Семинара. - Севастополь, 1996. - С. 127-141.
4. Egorov V.N., Povinec P.P., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Gulin S.B., Kulebakina L.G., Osvath I. ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications // J. Environmental Radioactivity. – 1999. – 43. – P.137-155.
5. Поликарпов Г.Г. Радиоактивные изотопы и ионизирующие излучения в морской биологии // Тр. Севастопольской биол. станции. – 1960. - Т. 13. - С.275-292.
6. Поликарпов Г.Г Радиоэкология морских организмов. - М.: Атомиздат, 1964. - 295с.
7. Harvey B.K., Ibbett R.D., Lovett M.B., Williams K.J. Analytical procedures for the determination of strontium radionuclides in environmental materials // Aquatic Env., Prot.: Analytical Methods. - Lowestoft, 1989 - 33 p.
8. Иванова Л.М. Метод одновременного определения стронция-90, цезия-137 и церия-144 в морской воде // Радиохимия. – 1967. – Т.9, № 5. - С.622-633.
9. Вакуловский С.М., Катрич В.М., Краснопевцев Ю.В. и др. Пространственное распределение и баланс ^{3}H и ^{137}Cs в Черном море в 1977 г. // Атомная энергия. - 1980. - 49, Вып.2. - С.105-108.
10. Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Мирзоева Н.Ю., Кулебакина Л.Г., Артемов Ю.Г. Тенденции изменения концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и гидробиотнтах севастопольских бухт после аварии на ЧАЭС // Экология моря. - 2000. - Вып.50. - С. 83-88.
11. Кулебакина Л.Г. Радиоэкологические исследования в окислительной зоне Черного моря (1986-1989) // Молисмология Черного моря. - Киев: Наук.думка, 1992. - С.129-135.
12. Агре А.А., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме // Мед. радиология. - 1960. - № 1. - С.67-73.
13. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов // Тр. Ин-та биологии Урал.фил. АН СССР. - 1963. - Вып. 30. - 77 с.

VII. Хемоэкология

БИОТИЧЕСКИЙ ОБМЕН МИНЕРАЛЬНОГО ФОСФОРА В ЭВФОТИЧЕСКОЙ ЗОНЕ ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

В.Н.Поповичев, В.Н.Егоров

Фосфор является одним из наиболее важных биогенных элементов [1, 3], участвующих в основных метаболических процессах гидробионтов, для различных представителей которых его коэффициенты накопления варьируют от десятков и сотен до десятков тысяч единиц [4]. Сочетание методов радиоактивных индикаторов и математического моделирования были важным эволюционным этапом радиоэкологических исследований, проводимых в отделе радиационной и химической биологии ИнБЮМ [5], и которые, в частности, были положены в основу изучения его сотрудниками кинетики обмена минерального фосфора как культурами одноклеточных водорослей, так и морским микропланктонным сообществом [6, 7]. В последнее время в гидробиологии сложилось общее мнение об определяющей роли фосфора в лимитировании продукционных процессов [8].

Целью данного исследования было изучение биотического поглощения и круговорота минерального фосфора в эвфотической зоне западной части Черного моря с использованием ^{32}P в экспериментах, близких in situ, в условиях воздействия ряда биотических и абиотических факторов.

Материал и методика исследований

Исследования выполнялись в декабре 1987 г. и в июле 1990 г. в центре западной халистатической зоны Черного моря (43°25.0' N; 31°10.0' E) на НИС "Профессор Водяницкий" (соответственно 25-й и 31-й рейсы), а также в июле-августе 1995 г. и в апреле-мае 1997 г. в 48-м и 49-м рейсах НИС "Профессор Водяницкий" по Международным программам «Европейские системы река–море» EROS–2000 и EROS–21.

Материалом для экспериментов служила природная взвесь, содержащаяся в пробах морской воды, отбираемых с различных горизонтов с помощью кассеты батометров зондирующего комплекса MARK–III. Воду по 300 мл разливали в стеклянные колбы, куда вносили радиоактивный фосфор (^{32}P) в форме ортофосфорной кислоты без носителя. В экспериментах использовали также добавки изотопного носителя в форме однозамещенного фосфата натрия (NaH_2PO_4) и насыщенного

раствора сулемы ($HgCl_2$). Экспонирование проводили в лабораторных условиях при люминесцентном освещении (~ 600 лк). Фракционирование природной взвеси осуществляли последовательной фильтрацией воды (по 100 мл) через ряд мембранных фильтров (Sartorius) с уменьшающимися размерами пор (от 8 до 0.2 мкм) при вакуумном разрежении не более 0.4 кг · см$^{-2}$ [7].

Радиоактивность среды в каждой склянке оценивали по скорости счета импульсов от излучения фильтров и проб воды. Каждое измерение радиоактивности природных взвесей и воды выполнялось в 2–3 повторностях. Измерения проводили на автоматическом спектральном жидкостно-сцинтилляционном анализаторе 1209–Rack Beta (LKB Wallac, Финляндия) с использованием сцинтилляционной жидкости «OptiPhase 'HiSafe' II» той же фирмы.

Соотношение между живой и косной компонентами взвешенного вещества определяли по разности поглощения взвесью ^{32}P в опытах без добавок и с добавкой сулемы, в количестве 0.3 мл на 0.3 л воды, для прекращения процессов жизнедеятельности.

Концентрирующую способность взвеси в отношении ^{32}P выражали величиной показателя скорости (относительной скоростью) обмена (V_r, ч$^{-1}$) ^{32}P:

$$V_r = \frac{N_f}{N_w \cdot m \cdot t}, \qquad (1)$$

где N_f и N_w – соответственно средняя скорость счета фильтров (имп · мин$^{-1}$) и проб воды (имп · мин$^{-1}$ · мл$^{-1}$); m – объем фильтрата (мл); t – время экспонирования (ч).

Скорость поглощения (V, мкгР·л$^{-1}$·ч$^{-1}$) минерального фосфора взвесью определяли как произведение: $V = V_r \cdot C_w$, а время его оборота (T, ч (час) или сут (сутки)): $T = 1/V_r = C_w/V$, где C_w - концентрация минерального фосфора в воде (мкгР·л$^{-1}$). Вклад биотических процессов в общем обмене фосфора взвешенным веществом (V_b) определяли по разности концентрации ^{32}P на фильтрах, полученных в опытах без добавок и с добавками сулемы.

Профили флюоресценции, измеренные в относительных единицах, определялись на датчике зондирующего комплекса MARK–III. Определения концентрации фосфатов и хлорофилла «а» в воде проводили болгарские

S. Moncheva, A. Krastev, R. Pentcheva) и румынские (A. Cociasu, L. Popa) специалисты по стандартным гидрохимическим методикам [9].

Для описания кинетических закономерностей взаимодействия природной взвеси с минеральным фосфором применимость уравнения Михаэлиса-Ментен

$$V = V_s \cdot C_w / (K_s + C_w) \qquad (2)$$

проверяли с помощью модифицированного уравнения Лайнуивера-Бэрка, являющегося линеаризованной формой уравнения Михаэлиса-Ментен [10]. Гипотеза принималась, если получаемые экспериментальные значения обратной величины относительной скорости ($1/V_r$) поглощения ^{32}P взвесью располагались вдоль прямой в координатах этого уравнения:

$$\frac{C_w}{V} = \frac{1}{V_s} C_w + \frac{K_s}{V_s}, \qquad (3)$$

где V_s – максимальная скорость поглощения фосфора взвесью (мкгР·л$^{-1}$·ч$^{-1}$); K_s – константа Михаэлиса-Ментен (мкгР· л$^{-1}$).

Параметры V_s и K_s определяли графическим методом при получении линейной зависимости: $1/V_r = f(C_w)$.

Результаты и их обсуждение

Карта района работ, проводившихся летом 1995 г. и весной 1997 г. иллюстрируется рис. 1.

Изучение кинетических закономерностей накопления ^{32}P природной взвесью из эвфотической зоны западной акватории Черного моря показало, что со взвесями было связано до 80% фосфора, находящегося в воде в минеральной форме. Типичная картина иллюстрируется рис. 2, на котором представлены результаты экспериментов поглощения ^{32}P взвешенным веществом, отобранным в точке с координатами 44°49.5' N; 30°15.0' E, с глубины 30 м, на которой были зарегистрированы максимумы флуоресценции и концентрации хлорофилла «а». Из рисунка видно, что стационарность системы «взвешенное вещество – ^{32}P в воде» наступала через 15–20 ч. Разность между уровнями поглощения ^{32}P в экспериментах без добавок сулемы, а также с добавками сулемы, достигла 70%. Это свидетельствовало о превалировании биотических процессов во взаимодействии взвешенного вещества с минеральным фосфором из водной среды. Получение кинетической кривой накопления ^{32}P взвесью позволило

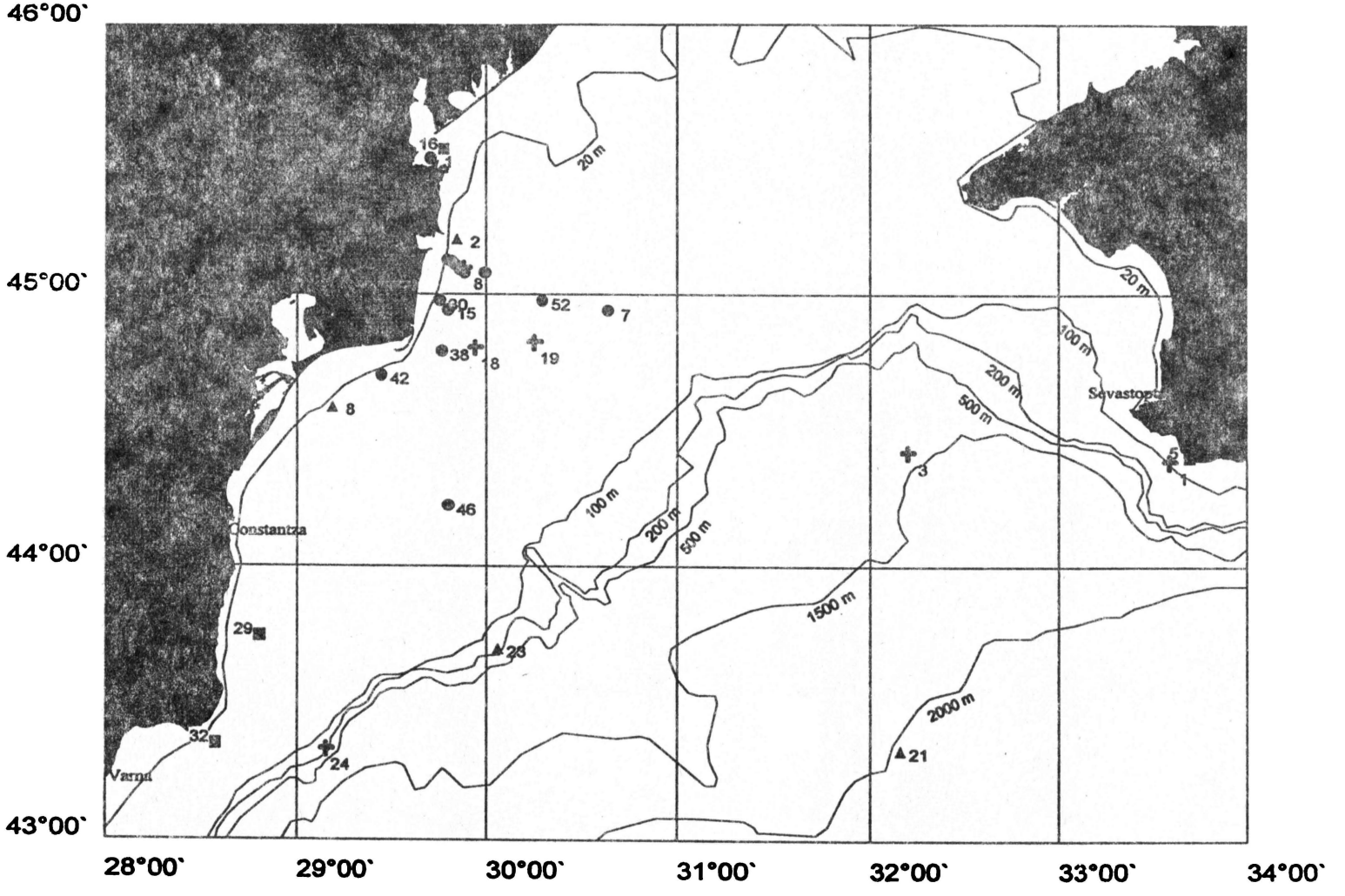

Рис. 1. Карта района работ (с номерами станций), проводившихся с ^{32}P летом 1995 г. (48-й рейс: : - 1 этап; ν - 2 этап) и весной 1997 г. (49-й рейс: λ - 1 этап; σ - 2 этап) на НИС "Профессор Водяницкий"

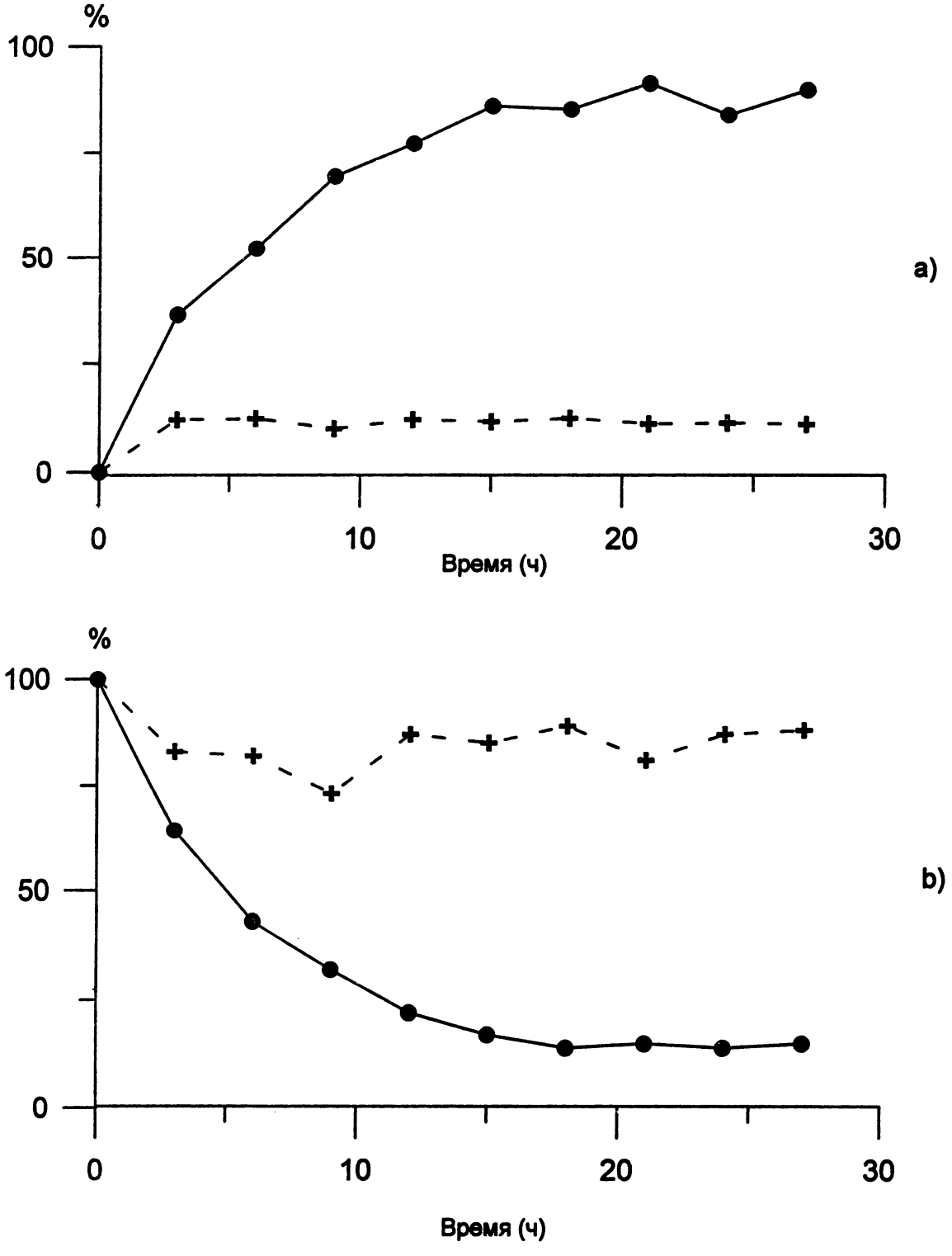

Рис. 2. Относительное (%) изменение концентрации ^{32}P во взвесях размерной фракции свыше 0.45 мкм (a) и в воде (b) 27.07.95 г. в акватории с координатами 44° 49.5 N; 30° 15.0 E.
● - аквариумы без добавок сулемы (HgCl-2); + - аквариумы с добавками сулемы

определить оптимальное время экспозиции в экспериментах по оценке скорости биотического и сорбционного обмена минерального фосфора взвешенным веществом, т. е. время, в течение которого мгновенная скорость процесса накопления ^{32}P взвесью ещё совпадала со скоростью поглощения ею минерального фосфора. Это время характеризуется линейным отрезком на кинетической кривой. В наших исследованиях оно определялось 2–3 часами.

Тенденции изменения соотношения между сорбционным и биотическим механизмами поглощения минерального фосфора из водной среды изучались на разрезе по градиенту изменения солености от Сулинского гирла реки Дунай до открытой части северо-западной акватории Черного моря. Для воды с поверхности было установлено, что при изменении солености от 0.3 до 18.0 промилле вклад абиотических (сорбционных) процессов в поглощении фосфора взвесями линейно снижался в среднем с 80 до 20% (рис. 3).

Исследования с ^{32}P показали, что с увеличением вклада биотических процессов вертикальные профили поглощения фосфора взвесями все более коррелировали с профилями вертикального распределения флуоресценции и содержания хлорофилла «а» в воде фотического слоя. При превалировании биотических процессов в поглощении взвесями минерального фосфора эти профили были практически идентичны (рис. 4).

В экспериментах по поглощению ^{32}P взвесью, в условиях добавок изотопного носителя, была подтверждена ранее установленная закономерность [6, 11, 12], что скорость поглощения минерального фосфора живым компонентом взвешенного вещества фотического слоя описывается уравнением Михаэлиса-Ментен. Нами было получено, что фосфорный метаболизм различных размерных фракций взвесей в слое максимума содержания хлорофилла «а» и флуоресценции описывается уравнением Михаэлиса-Ментен с различающимися значениями параметров этого уравнения (рис. 5). Расчеты показали, что взвесь, представленная фракцией (> 0.2 мкм), содержащая и более мелких представителей микропланктона по сравнению с фракцией (> 8 мкм), имела большую скорость поглощения фосфора (для C_w = 3.3 мкгР·л$^{-1}$, соответственно – 0.63 и 0.41 мкгР·л$^{-1}$·ч$^{-1}$).

Из литературы известно [13], что оценки параметров уравнения Михаэлиса-Ментен дают основу для изучения конкурентных отношений между отдельными видами водорослей за биогенные вещества. Закономерен вопрос: если различные

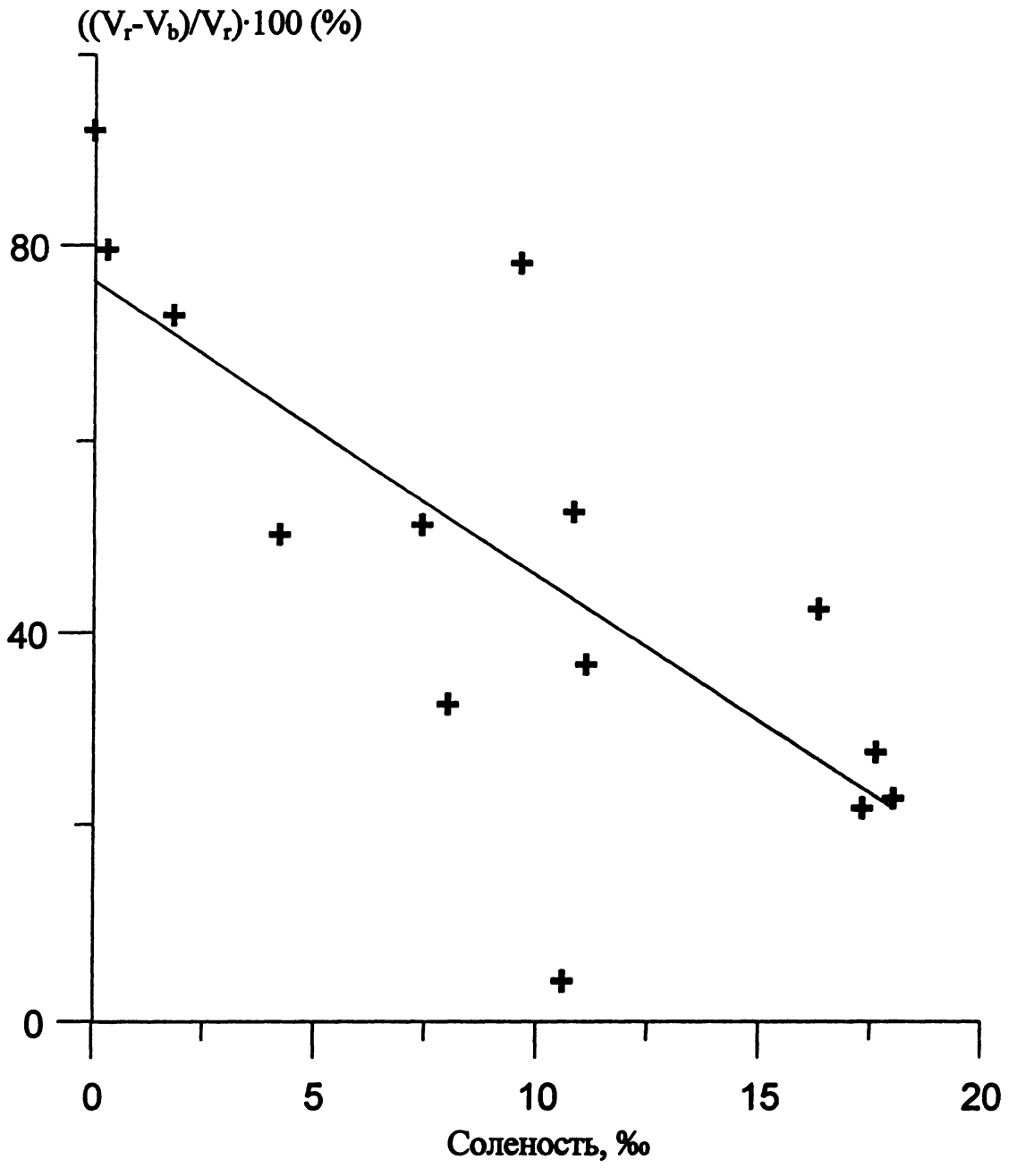

Рис.3. Соотношение между соленостью вод и относительным (%) вкладом сорбционных процессов в поглощении минерального фосфора взвешенным веществом из водной среды.

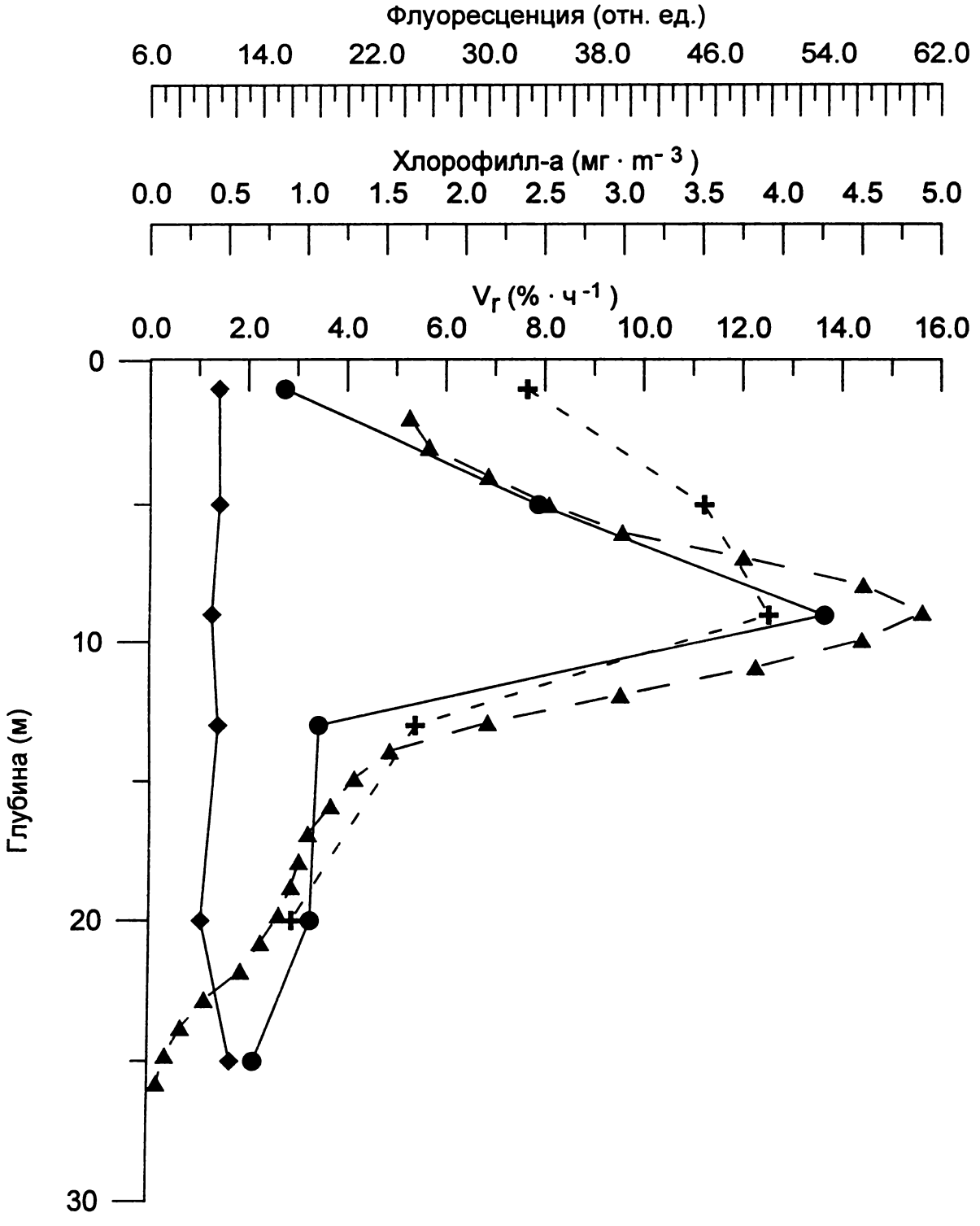

Рис. 4. Профили вертикального распределения хлорофилла-а (✚) флуоресценции (▲), показателей скорости биотического (●) и абиотического (◆) поглощения фосфора фракцией взвесей свыше 0.45 мкм в точке с координатами 44° 58.73 N; 29° 45.18 E 26.04.97 г.

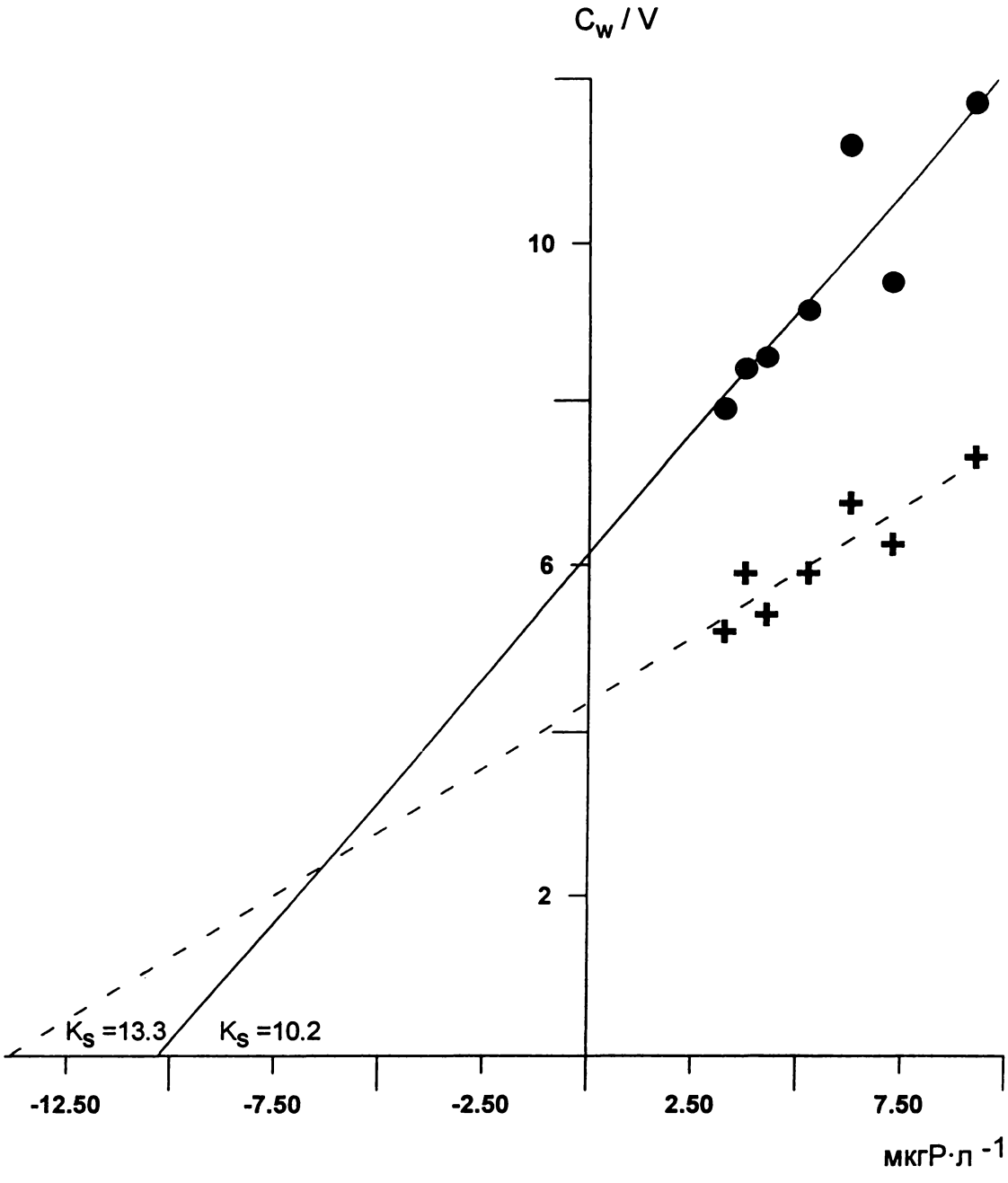

Рис. 5. Зависимость в координатах Лайнуивера-Бэрка скорости поглощения минерального фосфора в летний период взвешенным веществом северо-западной части Черного моря: ✚ - размерная фракция взвесей свыше 0.2 мкм; ● - фракция взвесей свыше 8 мкм.

размерные фракции взвесей характеризуются разной совокупностью параметров (K_s и V_s) уравнения Михаэлиса-Ментен, которые можно рассматривать как биотические факторы водной среды, то имеется ли какая-либо закономерность их распределения в «пространство-временном континууме» исследуемого региона Черного моря?

Исследования показали, что в летний период биотический круговорот фосфора был более интенсивен, чем весной и наименее интенсивен он был в акватории Сулинского гирла реки Дунай (рис. 6). В летний сезон средний период биотического круговорота фосфора в фотическом слое Черного моря оценивался в 1.6 суток, в весенний он составлял 5.2 суток, а в Сулинском гирле Дуная весной он был равен в среднем 23.4 суткам. Для весеннего и летнего сезонов года величина параметра K_s, независимо от размерных фракций взвесей, имела в целом тенденцию к снижению с возрастанием солёности (S, ‰) (рис. 7a). Связь этой константы с концентрацией фосфатов в воде имела противоположную зависимость (рис. 7b), а акваториям с повышенным содержанием хлорофилла «а» соответствовали более высокие значения K_s (рис. 7c).

Продемонстрированные на рис. 7 тенденции указывают на зависимость фосфорного метаболизма живого вещества, содержащегося во взвесях, от абиотических и биотических факторов среды. По-видимому, эти зависимости могут быть как прямыми, так и опосредованными коррелированностью абиотических и биотических факторов. Анализ полученных болгарскими и румынскими специалистами данных показал, что повышенные концентрации хлорофилла «а» в Черном море были отмечены в интервале солености 10–16 промилле (рис. 8a), а концентрация минерального фосфора по мере повышения солености вод снижалась (рис. 8b). Иллюстрируемый рис. 8 феномен свидетельствует, что представленные на рис. 7 тенденции определяются, в том числе, и коррелированностью факторов. Поэтому необходим поиск ведущего фактора, влияющего на фосфорный метаболизм содержащегося во взвесях живого вещества.

Проведенные в этом направлении исследования показали, что при интерпретации интенсивности фосфорного метаболизма в относительных единицах, при пересчете скорости биотического поглощения фосфора, отнесенной к содержанию хлорофилла «а» в воде (V_b/хл-а), зависимость относительного поглощения минерального фосфора живым веществом, независимо от размерной

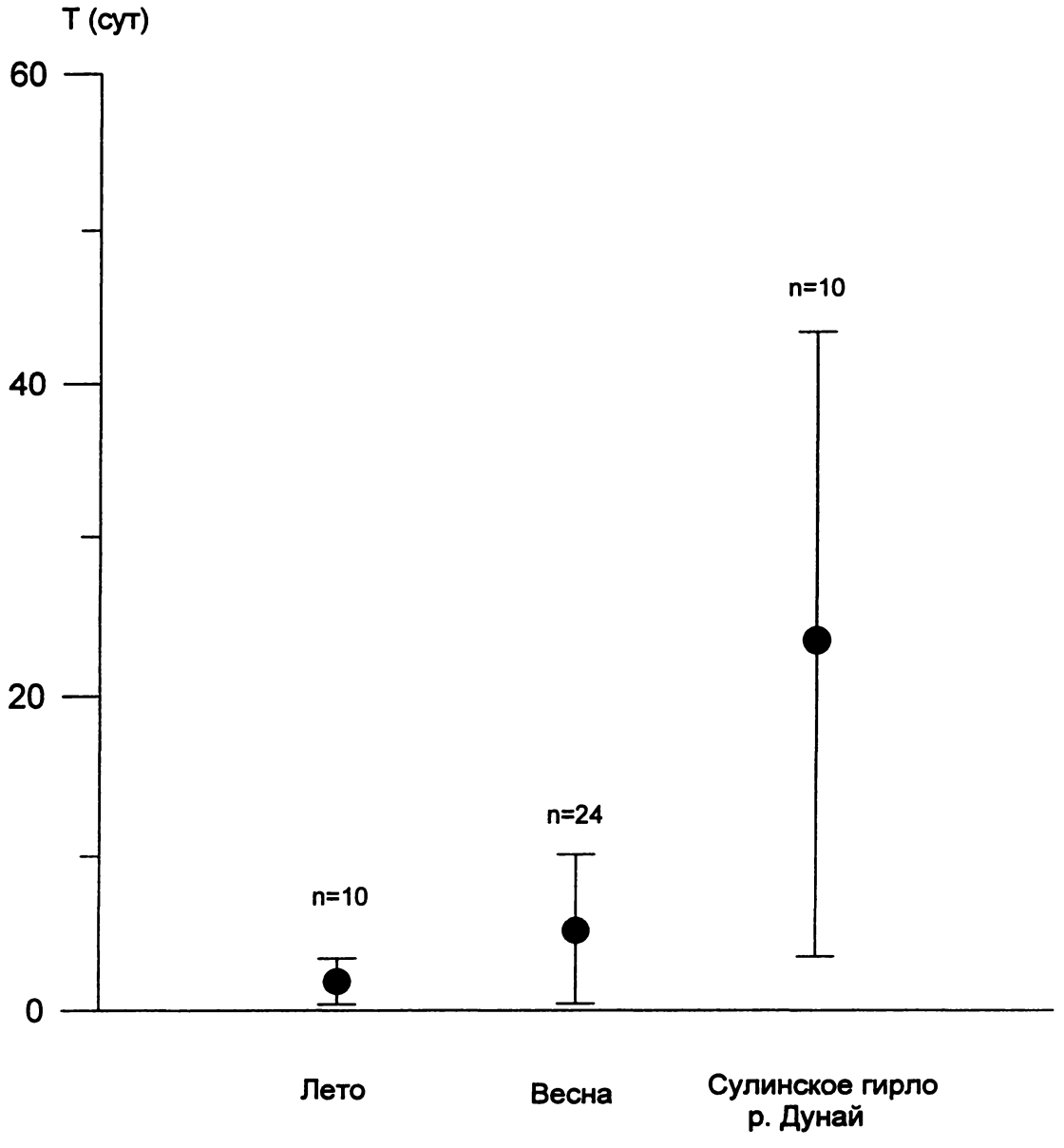

Рис. 6. Средние значения периодов биотического круговорота минерального фосфора в фотическом слое северо-западной части Черного моря (n - число определений; доверительным интервалом ограничены стандартные отклонения).

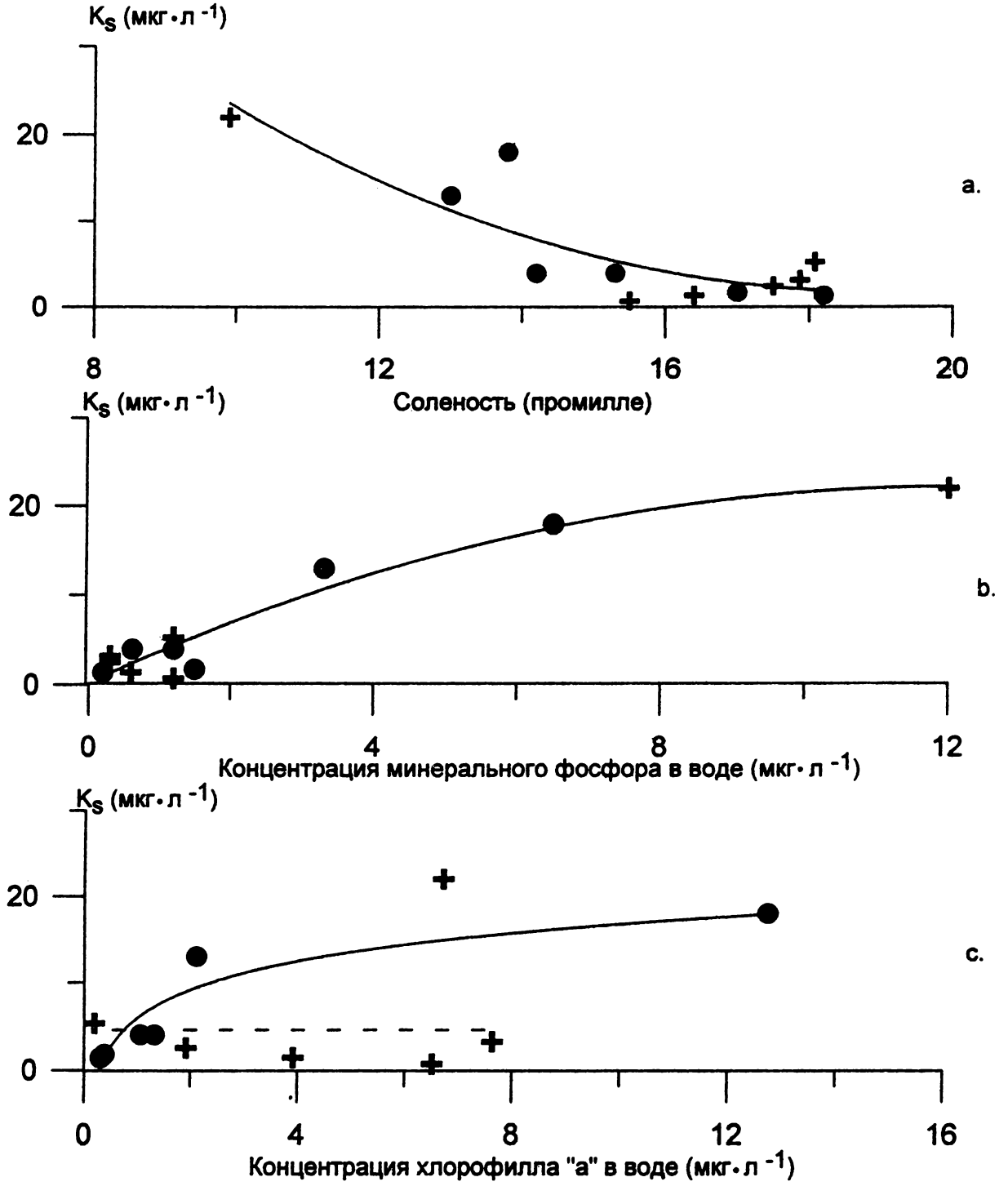

Рис. 7. Зависимость константы Михаэлиса-Ментен (K_s) от солености вод (a), концентрации минерального фосфора (b) и хлорофилла "a" (c) в воде: ● - в летний период 1995 г; + - в весенний период 1997 г.

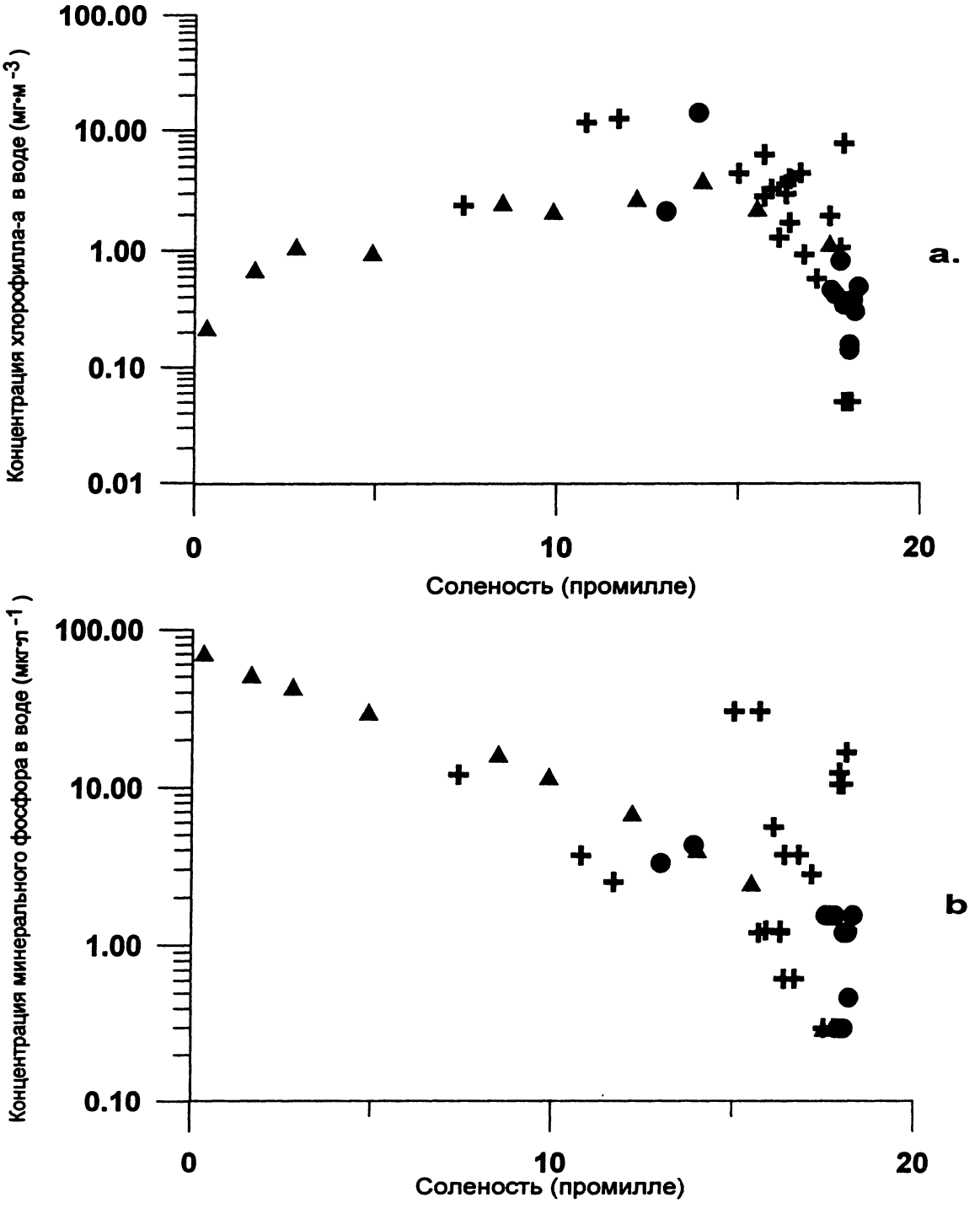

Рис. 8. Изменение содержания хлорофилла-а (а) и концентрации минерального фосфора в северо-западной части Черного моря в условиях разной солености вод: ● - летом 1995 г.; + - весной 1997 г.; ▲ - весной 1997 г. в Сулинском гирле реки Дунай.

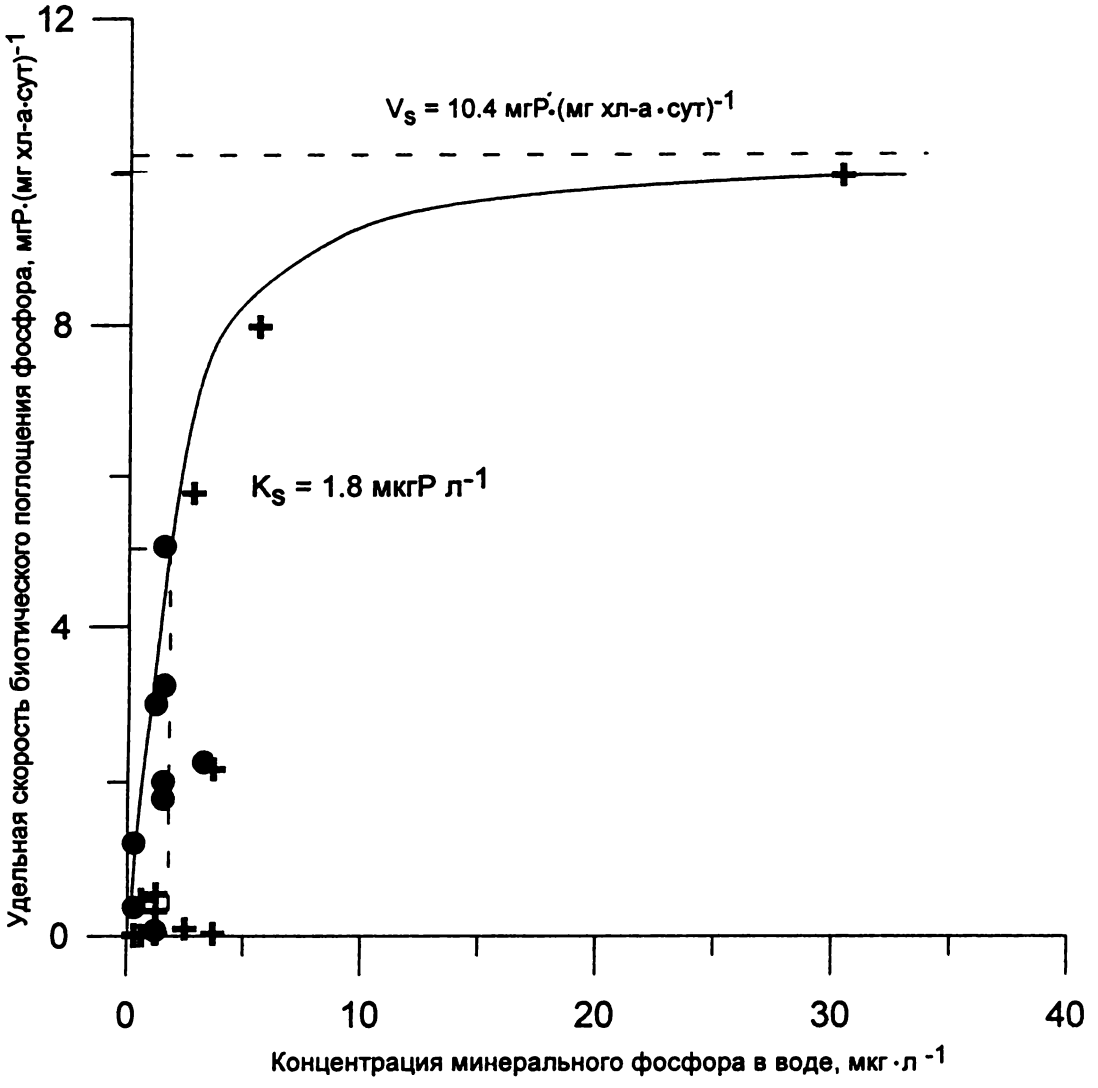

Рис. 9. Изменение относительной скорости биотического поглощения минерального фосфора взвесями в северо-западной части Черного моря при различной его концентрации в воде фотического слоя.
● - лето 1995 г., фракция взвесей свыше 0.2 мкм;
✚ - весна 1997 г., фракция взвесей свыше 0.45 мкм.

фракции взвесей, описывалась уравнением Михаэлиса-Ментен со значением $K_s = 1.8$ мкгР·л$^{-1}$ (рис. 9).

Приведенные данные свидетельствуют, что в среднем, при концентрации минерального фосфора в воде $C_w = 1.8$ мкгР·л$^{-1}$ удельная скорость биотического поглощения фосфора во взвесях составляла половину от максимальной. При такой интерпретации константа K_s может рассматриваться не только как метаболическая функция отдельного вида фитопланктона, а как осредненный показатель степени фосфорного лимитирования всего фитопланктонного сообщества.

Таким образом, сравнение K_s с C_w даёт возможность судить о потенциальной обеспеченности минеральным фосфором фитопланктона, содержащегося в составе взвесей, а также оценить предельное значение C_w, начиная с которого скорость поглощения фосфатов фитопланктоном постоянна, равное значению V_s, и не зависит от C_w, что важно при рассмотрении вопросов эвтрофирования акваторий.

Результаты расчетов скорости биотического поглощения фосфора живым компонентом взвесей, полученные из экспериментов с ^{32}P, приведены на рис. 10. Они свидетельствуют, что метаболическая функция живого вещества в значительной степени зависит от содержания минерального фосфора в водной среде. По литературным данным [14] и результатам измерений, выполненных Dr. K. Lancelot в 48 и 49 рейсах НИС «Профессор Водяницкий» [9], минимальное значение скорости продуцирования фитопланктона оценивается в 20–23 мгС·м$^{-3}$·сут$^{-1}$. Расчеты с использованием известного стехиометрического соотношения C : P = 100 : 1 показали, что для обеспечения отмеченного уровня первичного продуцирования скорость биотического поглощения фосфора из водной среды должна быть не менее 0.2 мгС·м$^{-3}$·сут$^{-1}$. Этот уровень отмечен на рис. 10 пунктиром. Рисунок в целом показывает, что в районах, в которых скорость биотического поглощения фосфора была ниже отмеченного уровня, могло проявляться фосфорное лимитирование первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном.

Результаты сопоставления расчетных значений потоков поглощения минерального фосфора (V_p) в процессе первичного продуцирования фитопланктона, определенного Крупаткиной Д.К. экспонированием склянок с добавками ^{14}C на разных горизонтах фотического слоя, с измеренными потоками биотического

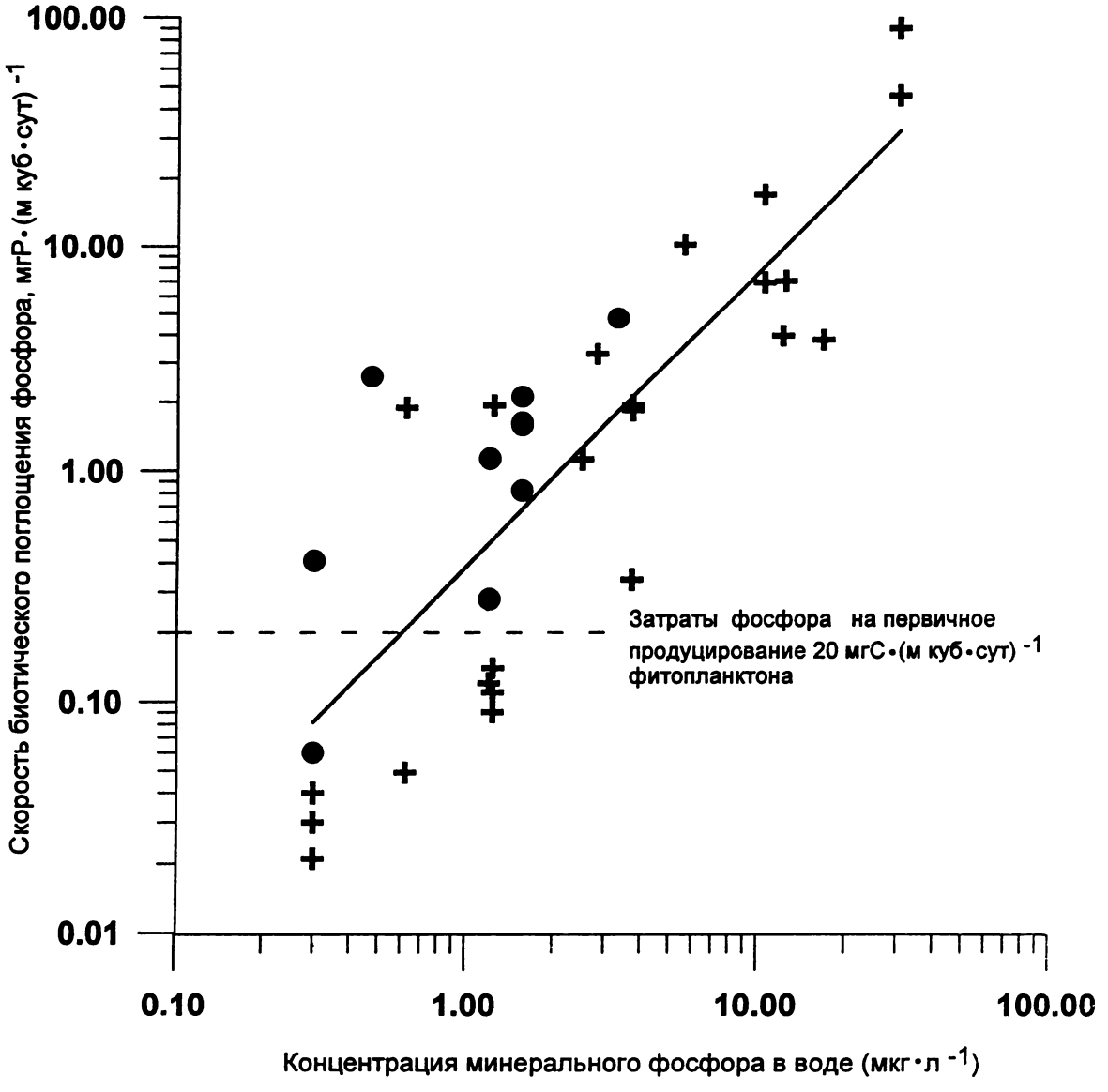

Рис. 10. Зависимость скорости биотического поглощения минерального фосфора взвесями в летний (●) и весенний (+) сезоны года при изменении его концентрации в поверхностных водах западной части Черного моря.

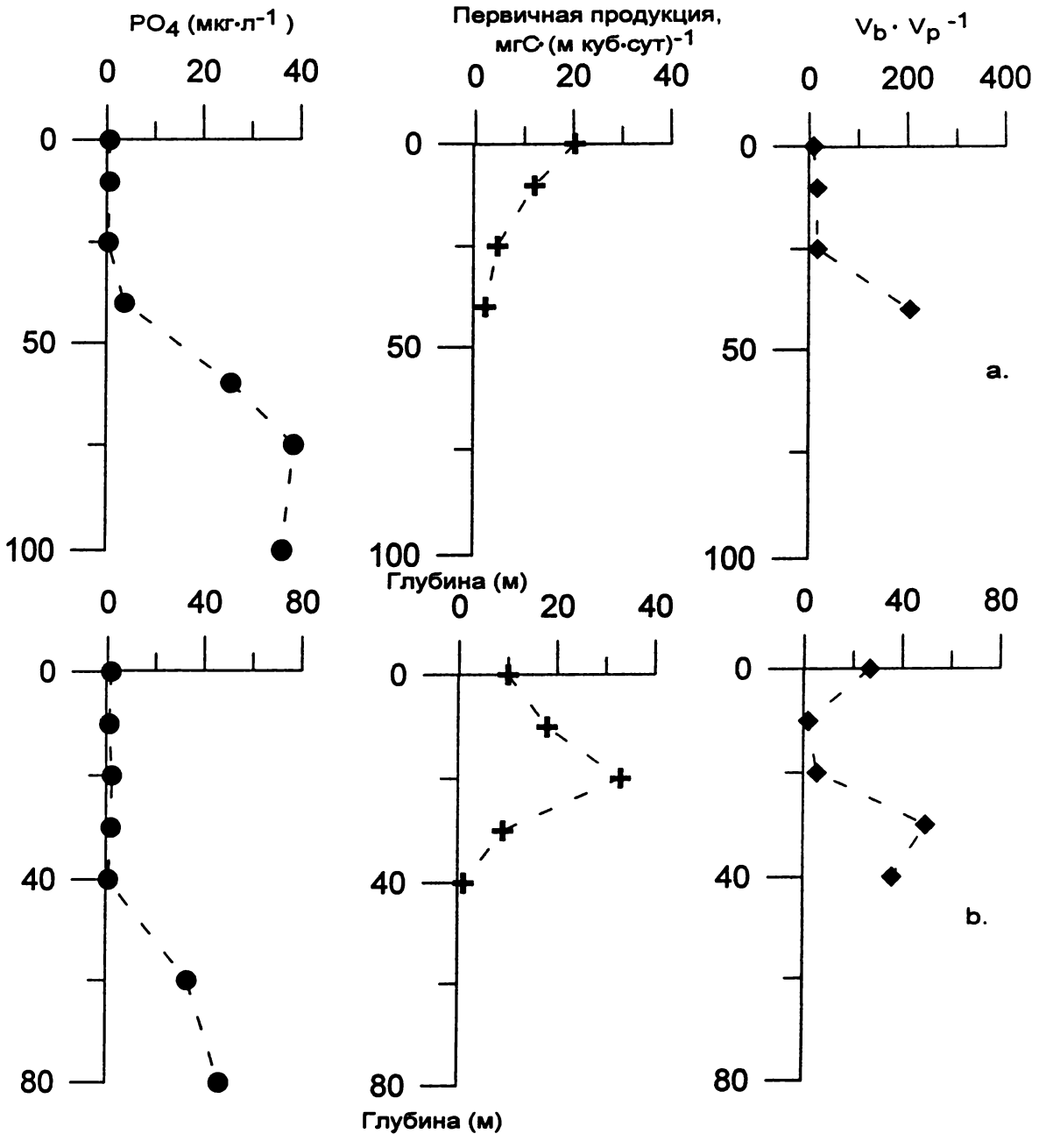

Рис. 11. Вертикальное распределение концентрации минерального фосфора в воде (●), первичной продукции (+) и отношения (◆) скорости биотического поглощения фосфора (V_b) к скорости его поглощения продуцентами (V_p) в зимний (a) и летний (b) периоды в центре западной халистатической зоны Черного моря (43° 25.0 N; 31° 10.0 E).

поглощения фосфора из водной среды по данным экспериментов с ^{32}P (V_b/V_p) проиллюстрированы рис. 11. На рисунке видно, что в западной халистатической зоне Черного моря как в зимний (рис. 11a), так и в летний (рис. 11b) сезоны минимальные значения величины V_b/V_p соответствовали глубинам, на которых была зафиксирована повышенная или максимальная первичная продукция. В летний период минимальные значения V_b/V_p были близки к единице, что свидетельствует о том, что фосфор может лимитировать первичное продуцирование в Черном море.

Заключение

Приведенные в настоящей работе материалы показывают, что влияние взвесей имеет высокую значимость в распределении фосфора в западной части Черного моря. Вклад косного вещества взвесей снижается по мере повышения солености вод. Показатели фосфорного метаболизма живого вещества взвесей опосредованно зависят от сезона года, коррелируя с соленостью вод, концентрацией хлорофилла «а» и в первую очередь – с содержанием PO_4 в воде. В летний сезон интенсивность биотического круговорота минерального фосфора в фотическом слое в 3–4 раза выше, чем в весенний, что обусловлено в среднем более низким содержанием в воде PO_4 в летний период, которое связано с деэвтрофирующей функцией экосистемы – седиментационным выносом фосфатов из фотического слоя. При содержании PO_4 в воде ниже 1 мкгР·л$^{-1}$ может наблюдаться фосфатное лимитирование процессов первичного продуцирования органического вещества. При концентрации PO_4 в воде, составляющей 1.8 мкгР·л$^{-1}$, скорость поглощения минерального фосфора фитопланктонным сообществом в среднем составляет половину от максимальной. При повышении C_w до уровней 10–15 мкгР·л$^{-1}$, величина биотического поглощения минерального фосфора практически достигает максимального значения (V_s = 10.4 мгР·(мг хл-а·сут)$^{-1}$). В этом случае следует ожидать гиперэвтрофирущего действия фосфора на состояние экосистемы фотического слоя, а также снижения вклада биотических процессов в деэвтрофикацию вод северо-западной части Черного моря по мере повышения содержания PO_4 в водной среде.

Литература

1. Ведерников В.И., Сергеева О.М., Коновалов Б.В. Экспериментальное изучение зависимости скорости роста и фотосинтеза фитопланктона Черного моря от условий

минерального питания // Экосистемы пелагиали Черного моря. – М.: Наука, 1980. – С. 140–157.

2. Сорокин Ю.И. Количественная оценка потоков минерального фосфата в планктонных сообществах пелагиали // Журн. общей биологии. – 1985. – Т. 46. – С. 608–624.
3. Сорокин Ю.И., Авдеев В.А. Потребление и время оборота фосфата в водах Черного моря. – В кн.: Изменчивость экосистемы Черного моря: Естественные и антропогенные факторы. – М.: Наука, 1991. – С. 153–157.
4. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. – М.: Атомиздат, 1964. – 295 с.
5. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемоэкология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
6. Егоров В.Н., Зесенко А.Я., Пархоменко А.В., Финенко З.З. Математическое описание кинетики обмена минерального фосфора одноклеточными водорослями // Гидробиол. журн. – 1982. – Т. 18. – Вып. 4. – С. 45–50.
7. Пархоменко А.В. Применение фосфора-32 для оценки задерживающей способности мембранных фильтров в экспериментах с микропланктоном // Гидробиол. журн. – 1984. – Т. 20. – Вып. 3. – С. 92–96.
8. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод. – Л.: Наука, 1988. – 204 с.
9. Biogeochemical interactions between the Danube river and the NW Black Sea. – Annual Progress Report 1997, Inco-Copernicus Program 1994-1998, Contract N° IC20-CT96-0065. – 151 p.
10. Паттон А. Энергетика и кинетика биохимических процессов. – М.: Мир, 1968. – 159 с.
11. Пархоменко А.В., Кирикова М.В. Исследование кинетики поглощения фосфатов микропланктонным сообществом в Черном море // Экология моря. – 1984. – Вып. 18. – С. 3–8.
12. Поповичев В.Н., Егоров В.Н. Поглощение минерального фосфора взвешенным веществом фотического слоя. – В кн.: Молисмология Черного моря. – К.: Наук. думка, 1992. – С. 62–70.
13. Раймонт Дж. Планктон и продуктивность океана: Том. 1. Фитопланктон. Пер. с англ. – М.: Легкая и пищевая пром.-сть, 1983. – С. 378–380.
14. Финенко З.З., Крупаткина Д.К. Первичная продукция в Черном море в зимний-весенний период // Океанология. – 1993. – Вып. 33. – С. 97–114.

КИНЕТИКА ПИЩЕВОГО ПОГЛОЩЕНИЯ И ОБМЕНА "МИНЕРАЛЬНОГО" И "ОРГАНИЧЕСКОГО" КОБАЛЬТА ЧЕРНОМОРСКИМИ ИДОТЕЯМИ

В.Н.Поповичев, В.Н.Егоров

Основным экспериментальным методом изучения кинетических характеристик минерального обмена гидробионтов является метод радиоактивных индикаторов, высокая чувствительность которого даёт возможность использовать невесомое количество радиоактивного вещества в экспериментах, не вызывая в объектах исследования значительных внешних изменений, что позволяет проводить многократные прижизненные измерения гидробионтов.

Изучение пищевого пути поглощения морскими организмами различных химических форм кобальта по его радиоизотопу представляет теоретический и практический интерес для радиоэкологии и исследования трофодинамики гидробионтов. Этот интерес продиктован также важной биохимической ролью кобальта в физиологии организмов.

Кобальт – микроэлемент, отличающийся разнообразным влиянием на жизненные процессы, протекающие в организме. Он связан с деятельностью ферментов, витаминов, гормонов, оказывает влияние на белковый, жировой, углеводный и минеральный обмены, а также на функции размножения и роста. Кобальт положительно влияет на обмен витаминов, например, аскорбиновой кислоты (витамина С), на синтез никотиновой кислоты (витамина РР) и особенно цианокобаламина (витамина B_{12} – $C_{63}H_{90}N_{14}PCo$), в состав которого он входит в количестве 4.5%. Ионы Co^{2+} и Co^{3+}, являясь обязательным компонентом ферментных систем, образуют в организме большое количество комплексов и являются также катализаторами гидролитических, окислительно–восстановительных и других ферментов [1].

Концентрация кобальта в морской воде находится в диапазоне от 0.0018 до 4.1 мкг·л$^{-1}$ [2]. Согласно Б.А. Скопинцеву [3], в воде кислородной зоны Черного моря аналитически найденная концентрация кобальта составляет 0.2 – 0.5 мкг·л$^{-1}$.

Содержание витамина B_{12}, определённое микробиологическим методом, в 0 – 1000–метровом слое Черного моря колебалось от 0.00 до 4.86 нг·л$^{-1}$ и было того же порядка, как и в прибрежных районах Мирового океана [4].

Считается, что стабильный "минеральный" кобальт содержится в морской воде в основном в ионной форме [5], а "органический" (витамин B_{12}) – в растворенной и взвешенной формах [6]. При "старении" в морской воде ^{60}Co встречается не только в катионной, но и в электронейтральной форме, и введённый в морскую воду в ионной форме, он остаётся там в растворённом состоянии [7].

Коэффициенты накопления стабильного кобальта в форме витамина B_{12} в морских растениях и животных измеряются тысячами и десятками тысяч единиц, что значительно превышают данные по коэффициентам накопления кобальта в минеральной форме [8]. В экспериментах с двойной меткой показано, что ионный ^{58}Co накапливался в основном в раковинах моллюсков Donax denticulatus, меченный ^{57}Co витамин B_{12} – в мягких тканях. Коэффициент накопления ионного ^{58}Co в креветках Pannularis argus в равновесии составлял 100, а ^{57}Co в форме цианокобаламина – 36. Фитопланктон в 15 раз больше аккумулировал цианокобаламин с ^{57}Co, чем ионный ^{58}Co [9].

Целью наших исследований было изучение кинетических закономерностей пищевого поглощения и обмена "минерального" и "органического" кобальта черноморскими идотеями.

Материал и методика

Объектами исследования служили самцы морских тараканов (Idotea baltica basteri (Aud.)) с массой особей 40–50 мг, которые питались меченной радиоизотопами кобальта (^{58}Co и ^{60}Co) водорослью ульвой (Ulva rigida Ag.).

Для приготовления меченого корма талломы ульвы предварительно помещали в стеклянные аквриумы с морской водой, содержащей одновременно как минеральную форму кобальта ($CoCl_2$), так и органическую (в форме цианокобаламина – витамина B_{12}), где минеральную форму представлял ^{60}Co, а органическую – ^{58}Co. После недельной "фазы накопления" ульвой данных радионуклидов, её талломы переносили в аквариумы с периодически сменяемой нерадиоактивной водой, где в течение двухнедельной экспозиции достигалась относительная стабилизация концентраций радионуклидов в ульве, и на момент начала эксперимента активность корма составляла: по ^{60}Co – 540 и по ^{58}Co – 61 имп·мин$^{-1}$·мг$^{-1}$.

Кинетику накопления и выведения радиоизотопов кобальта идотеями оценивали в относительных единицах. Показателем накопительной способности гидробионтов служил коэффициент концентрирования, представляющий собой отношение концентраций химического элемента в двух последовательных звеньях цепи миграции, т. е. аналог коэффициента накопления ($К_н$), когда предшествующим звеном служит не вода, а пища – ($К_{нп}$), и расчитываемый по экспериментальным данным как отношение концентраций соответствующего радионуклида в идотеях и в пище (ульве).

Степень усвоения идотеями радионуклида из пищи характеризовали коэффициентом усвоения (q) – долей радиоактивности суточного рациона особи, вошедшей в состав тела животного, без учёта радиоактивности наполненного пищей кишечника.

Кинетику выведения ^{58}Co и ^{60}Co идотеями изучали по изменению во времени отношения концентраций радионуклида в гидробионте в текущий и начальный моменты времени. За начальный момент принималось время замены в питании идотей радиоактивного корма на нерадиоактивный.

В экспериментах применяли прижизненное радиометрирование гидробионтов на установке "ВОРЯ" с кристаллом NaI(Tl) 63x63 мм и амплитудным анализатором АИ-128. Погрешность радиометрических измерений не превышала 5%. Величины доверительного интервала составляли 10–15% значений выборочных средних и расчитывались при уровне значимости 0.05 для нормального закона распределения вариант в выборках.

Содержание радиоизотопов кобальта в воде и гидробионтах оценивалось по величине их фотопиков, соответствующим энергии излучения гамма-квантов: $E\gamma$ = 811 кэв для ^{58}Co; 1173 и 1333 кэв для ^{60}Co. Период полураспада ^{58}Co и ^{60}Co составляет соответственно 70.8 суток и 5.27 лет, поэтому при снятии кинетических характеристик их обмена гидробионтами в получаемые данные вносили поправку на распад ^{58}Co.

Результаты и обсуждение

Рис. 1. иллюстрирует накопление радиокобальта идотеями (m = 40–50 мг) пищевым путём из ульвы, предварительно накапливавшей его из раствора, содержащего одновременно и минеральный ^{60}Co, и органический ^{58}Co. Из данного рисунка видно, что коэффициенты пищевого накопления ($К_{нп}$) ^{58}Co имеют в

среднем более повышенную тенденцию роста, чем ^{60}Co, что указывает на большую усвояемость животными радиокобальта, представленного первоначально (в воде) в форме цианокобаламина.

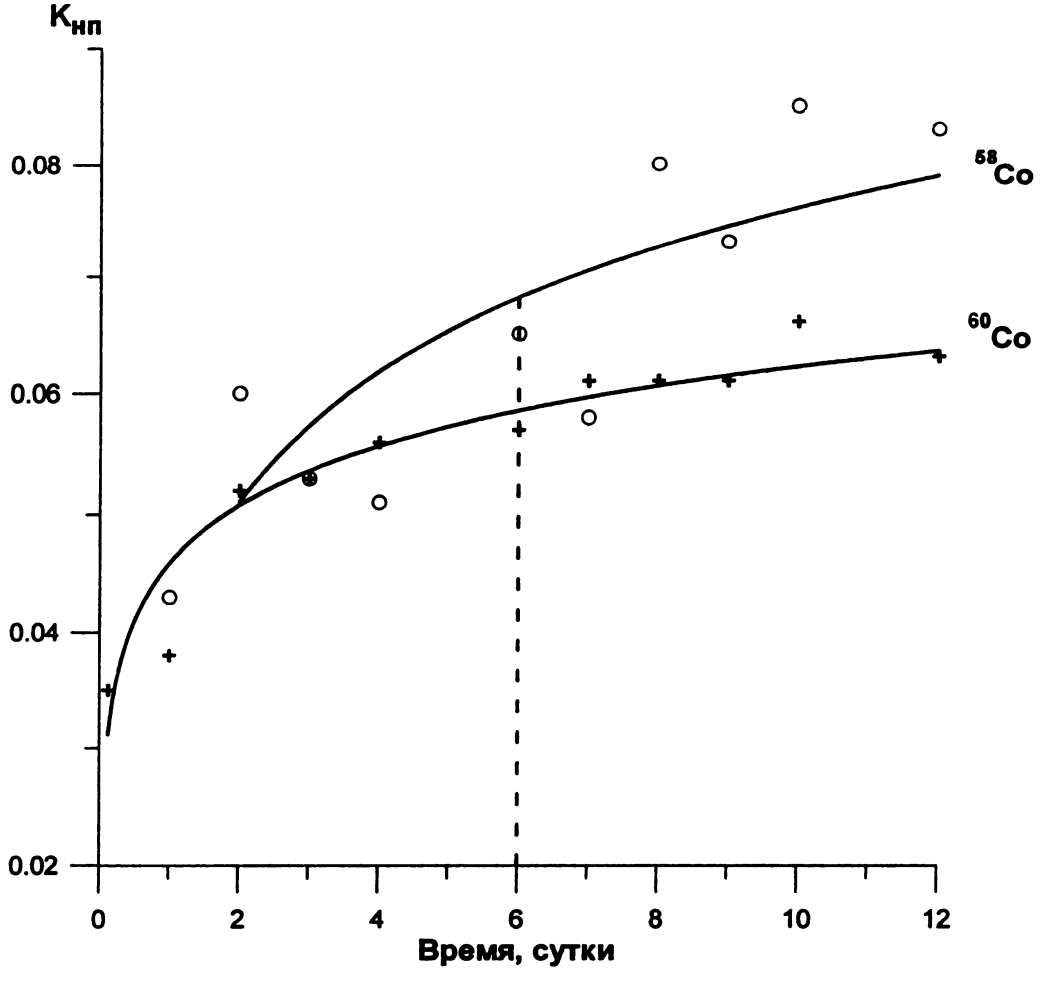

Рис. 1. Кинетика накопления идотеями пищевым путём минеральной, меченной по ^{60}Co, и органической (^{58}Co) форм кобальта.

Кинетика процессов их выведения (после 6-суточной "фазы накопления") отражена на рис. 2, анализ которого показывает, что органическая форма радиокобальта (^{58}Co), ассимилированная ульвой, а затем и идотеями, выводится ими с меньшей скоростью, чем радиокобальт (^{60}Co), представленный первоначально в воде в минеральной форме. Так, за 17 суток от начала выведения ^{58}Co вывелось примерно 26 %, а ^{58}Co – 50 % (рис. 2).

Графическое вычленение экспонент из полученных аппроксимирующих кривых приводит к следующим математическим выражениям:

для ^{58}Co : $$C_г / C_{го} = 0.74 \cdot e^{-0.002\,t} + 0.26 \cdot e^{-1.386\,t}, \quad (1)$$

для ^{60}Co : $$C_г / C_{го} = 0.68 \cdot e^{-0.018\,t} + 0.32 \cdot e^{-1.066\,t} \quad (2)$$

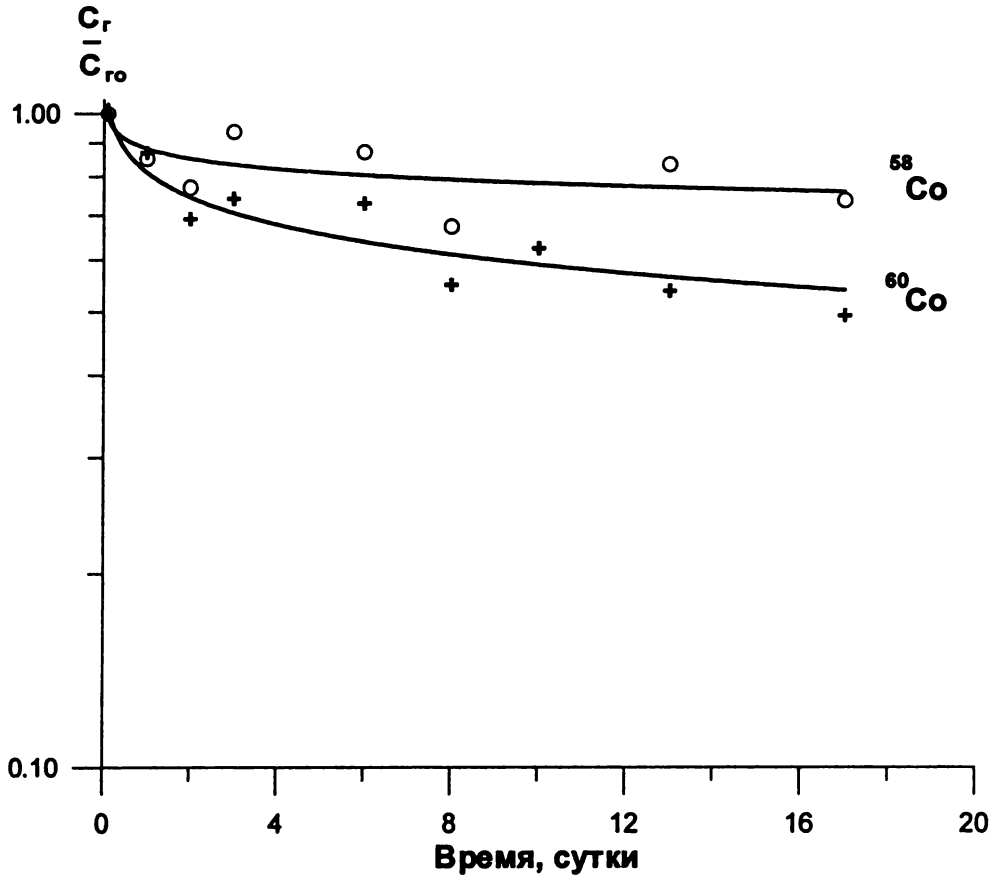

Рис. 2. Выведение идотеями радиоизотопов кобальта (^{58}Co и ^{60}Co) после 6-суточного их поглощения с пищей, меченной одновременно обоими радиоизотопами, внесённых в воду в разных формах: органической (^{58}Co) и минеральной (^{60}Co).

Наличие двух экспонент в выражениях (1) и (2) позволяет формально отразить все множество механизмов, определяющих кинетику обмена кобальта, процессом концентрирования его двумя обменными фондами, каждый из которых обменивает этот элемент со скоростями метаболических реакций первого порядка, тогда изменение его концентрации в обменных фондах выразится системой уравнений [10]:

$$\begin{cases} dC_1 / dt = \alpha \cdot C_п \cdot R \cdot q - p_1 \cdot C_1, \\ dC_2 / dt = (1 - \alpha) \cdot C_п \cdot R \cdot q - p_2 \cdot C_2, \end{cases} \quad (3)$$

где $C_п$ и C_1, C_2 – концентрации радиокобальта соответственно в пище и обменных фондах гидробионта (имп·мин$^{-1}$·мг$^{-1}$), причём $C_г = C_1 + C_2$; R – относительный суточный рацион животных (сут$^{-1}$); q - коэффициент усвоения радиокобальта из пищи; α – часть потока радионуклида из пищи, поступающего в первый обменный фонд; p_1 и p_2 – показатели скоростей обмена нуклида соответственно первым и вторым обменными фондами (сут$^{-1}$).

При постоянных значениях параметров, входящих в систему уравнений (3), кинетика изменения концентрации элемента в гидробионте описывается выражением:

$$C_г(t) = K_{нпс} \cdot C_{по} + (C_{10} - C_{по} \cdot B_1) \cdot e^{-p_1 t} + (C_{20} - C_{по} \cdot B_2) \cdot e^{-p_2 t}, \qquad (4)$$

где C_{10}, C_{20} и $C_{по}$ – концентрации кобальта в обменных фондах животного и пище при $t = 0$; B_1 и B_2 – объёмы обменных фондов гидробионта, численно равные отношению предельной концентрации в них элемента к известной его концентрации в пище:

$$B_1 = \alpha \cdot R \cdot q / p_1 \quad \text{и} \quad B_2 = (1 - \alpha) \cdot R \cdot q / p_2, \qquad (5)$$

причем, $B_1 + B_2 = K_{нпс}$ – предельный или статический коэффициент пищевого накопления элемента.

Определим методику интерпретации результатов экспериментов, иллюстрируемых рис. 1. и рис. 2., для нахождения параметров данной математической модели и проверки её адекватности. Так, из соотношения (4) следует, что накопление радиоизотопов кобальта идотеями с пищей в течение времени " t_1 " определяется формулой:

$$C_г(t_1) = C_п \cdot [B_1 \cdot (1 - e^{-p_1 t_1}) + B_2 \cdot (1 - e^{-p_2 t_1})]. \qquad (6)$$

После "фазы накопления" радиокобальта и перевода животных (в момент t_1) на питание нерадиоактивным кормом ($C_п = 0$), кинетику выведения радионуклида, выраженную в относительных единицах, можно описать соотношением:

$$C_г(t) / C_г(t_1) = [\, C_{10} / C_г(t_1) \,] \cdot e^{-p_1 t_1} + [\, C_{20} / C_г(t_1) \,] \cdot e^{-p_2 t_1}, \qquad (7)$$

где $C_г(t_1) = C_{го} = C_{10} + C_{20}$.

Сравнивая (7) с выражениями (1) и (2), получим для органической формы кобальта (^{58}Co): $p_1 = 0.002$ и $p_2 = 1.386$ (сут$^{-1}$); $C_{10} / C_{го} = 0.74$ и $C_{20} / C_{го} = 0.26$ и, соответственно, для минеральной (^{60}Co): $p_1 = 0.018$ и $p_2 = 1.066$ (сут$^{-1}$); $C_{10} / C_{го} = 0.68$ и $C_{20} / C_{го} = 0.32$. Поэтому за время " t_1 " коэффициенты накопления (соответственно медленного и быстрого) обменных фондов гидробионта будут составлять величины:

для ^{58}Co –
$$\begin{cases} 0.74 \cdot (\, K_{нп}(t_1) - \Delta B_o \,) = B_1 \cdot (\, 1 - e^{-p_1 t_1} \,), \\ 0.26 \cdot (\, K_{нп}(t_1) - \Delta B_o \,) = B_2 \cdot (\, 1 - e^{-p_2 t_1} \,), \end{cases} \qquad (8)$$

для ^{60}Co –
$$\begin{cases} 0.68 \cdot (\, K_{нп}(t_1) - \Delta B_o \,) = B_1 \cdot (\, 1 - e^{-p_1 t_1} \,), \\ 0.32 \cdot (\, K_{нп}(t_1) - \Delta B_o \,) = B_2 \cdot (\, 1 - e^{-p_2 t_1} \,), \end{cases} \qquad (9)$$

где ΔB_o – "фоновая нагрузка" на величины коэффициентов накопления обменными фондами радиоизотопов кобальта, обусловленные радиоактивной пищей в кишечнике животного, время переваривания которой составляет в среднем 3 часа [11, 12]. Экспериментально установлено [13], что после предварительного суточного голодания первоначальный рацион в 1.8 раз превышает среднесуточный рацион, а это и обусловливает относительный скачок в начале кинетики накопления радиокобальта, величина которого и соответствует значению "фоновой нагрузки": $\Delta B_o = 1.8 \cdot R \cdot (3 / 24) = 0.225 \cdot R$.

Учитывая также, что средняя масса особей идотей из исследуемого интервала (40–50 мг) составляет $m = 0.045$ грамм, величина относительного среднесуточного рациона по формуле: $R = 0.053 \cdot m^{-0.352}$ [13] будет равна 0.157 (сут$^{-1}$) и $\Delta B_o = 0.035$.

Таким образом, для $t_1 = 6$ суток объёмы обменных фондов, по данным, иллюстрируемым на рис. 1 (верхняя кривая), для органической формы кобальта (^{58}Co) при $K_{нп}(t_1) = 0.065$ будут иметь значения $B_1 = 1.912$ и $B_2 = 0.007$, входящие в аппроксимирующее уравнение:

$$K_{нп}(t) = 1.954 - 1.912 \cdot e^{-0.002\,t} - 0.007 \cdot e^{-1.386\,t}. \qquad (10)$$

В аналогичном аппроксимирующим уравнении, удовлетворительно описывющим данные для минеральной формы кобальта (^{60}Co) (нижняя кривая на рис. 1), соответствующие объёмы обменных фондов при $K_{НП}(t_1) = 0.057$ будут отражены значениями $B_1 = 0.146$ и $B_2 = 0.007$:

$$K_{НП}(t) = 0.188 - 0.146 \cdot e^{-0.018\,t} - 0.007 \cdot e^{-1.066\,t}. \qquad (11)$$

Из этих данных следует, что быстрообмениваемый фонд "органического" кобальта для идотей массой 40–50 мг составляет 0.4% от общего пула и обменивается примерно 1.4 раз в сутки, в то время как медленнообмениваемый фонд обменивается в сутки всего на 0.2%. Для "минерального" кобальта – "быстрый" фонд составляет 4.6% от общего пула и обменивается примерно 1.1 раз в сутки, а "медленный" фонд обменивается в сутки на 1.8%.

Полученные уравнения (10) и (11) для кривых, аппроксимирующих кинетику накопления идотеями соответственно органическую и минеральную формы кобальта, без отражения фактора роста гидробионтов и изменения их физиологических функций, в первом приближении достаточно адекватно отражают процесс исследуемого микроэлементного обмена. Математическое моделирование данного процесса позволяет получить оценки кинетических параметров. Так, из выражения (5) вытекает уравнение для оценки "α" [10]:

$$\alpha = B_1 \cdot p_1 \,/\, (B_1 \cdot p_1 + B_2 \cdot p_2). \qquad (12)$$

Расчёт по уравнению (12) даёт значение $\alpha = 0.277$ для "органического" кобальта и $\alpha = 0.259$ для "минерального".

Из выражения (5) также вытекает уравнение для оценки коэффициента усвоения кобальта идотеями из пищи (q):

$$q = (B_1 + B_2) \,/\, R \,/\, [\alpha / p_1 + (1 - \alpha) / p_2]. \qquad (13)$$

По этой формуле значения коэффициентов усвоения будут составлять: $q = 0.088$ для органической формы кобальта и $q = 0.065$ – для минеральной.

Используя найденные оценки параметров и учитывая вклад "фоновой нагрузки", преобразуем полуэмпирические зависимости (10) и (11) в окончательную форму,

отражающую для различных масс животных процесс аккумуляции ими кобальта, поступающего с пищей, соответственно для его органической и минеральной формы:

$$K_{нп}(t) = 0.660 \cdot m^{-0.352} (1 - 0.978 \cdot e^{-0.002\,t} - 0.004 \cdot e^{-1.386\,t}), \qquad (14)$$

$$K_{нп}(t) = 0.064 \cdot m^{-0.352} (1 - 0.775 \cdot e^{-0.018\,t} - 0.037 \cdot e^{-1.066\,t}). \qquad (15)$$

В дифференциальной же форме этот процесс, описываемый выражением (3), с учётом эмпирических зависимостей приобретет вид для "органического" кобальта:

$$\begin{cases} dC_1 / dt = 0.0013 \cdot m^{-0.352} \cdot C_п - 0.002 \cdot C_1, \\ dC_2 / dt = 0.0034 \cdot m^{-0.352} \cdot C_п - 1.386 \cdot C_2, \end{cases} \qquad (16)$$

и соответственно для "минерального":

$$\begin{cases} dC_1 / dt = 0.0009 \cdot m^{-0.352} \cdot C_п - 0.018 \cdot C_1, \\ dC_2 / dt = 0.0026 \cdot m^{-0.352} \cdot C_п - 1.066 \cdot C_2. \end{cases} \qquad (17)$$

Таким образом, выраженная системой дифференциальных уравнений (16) и (17), и верифицированная контрольными экспериментами, камерная математическая модель адекватно описывает кинетику обмена кобальта, поступающего с пищей и представленного первоначально (в воде) соответственно в органической и минеральной формах.

При оценке пребывания (времени круговорота) атомов кобальта в идотеях (T) для равновесного (стационарного) процесса воспользуемся соотношением [14]:

$$T = C_г / V_{об}, \qquad (18)$$

где $C_г$ – концентрация химического элемента в гидробионте; $V_{об}$ – скорость обмена элемента гидробионтом, равная при условии стационарности сумме скоростей его выведения из обменных фондов гидробионта [10]:

$$V_{об} = p_1 \cdot C_1 + p_2 \cdot C_2. \qquad (19)$$

Воспользовавшись формулой (12) для коэффициента α, получаем выражение для определения периода круговорота химического элемента через обменные фонды гидробионта [10]:

$$T = [p_1 + \alpha \cdot (p_2 - p_1)] / p_1 / p_2 . \qquad (20)$$

Подставляя в формулу (20) соответствующие значения показателей скоростей обмена и коэффициента α, получим среднее время круговорота атомов кобальта через обменные фонды идотей для его минеральной и органической формы, которые соответственно составят: 15 и 139 суток. Отсюда видно, что скорость метаболизма идотей для минеральной формы кобальта почти на порядок (139 / 15 = 9.3) выше, чем для органической.

Заключение

Математическое описание кинетических закономерностей обмена радиоизотопов кобальта идотеями, при кормлении их меченной данными радионуклидами ульвой, привело к созданию камерной математической модели, достаточно адекватно отражающей процесс обмена кобальта. Результаты экспериментов позволяют получать количественные оценки параметров модели, однозначно характеризующие популяционные, трофические, физиологические и метаболические характеристики гидробионтов. В данной работе физиологическая и метаболическая способности идотей по отношению к различным химическим формам кобальта характеризуются оценками скорости их обмена, относительными размерами метаболических фондов и значениями коэффициентов усвоения идотеями (массой 40–50 мг) из пищи минеральной и органической форм кобальта, составивших соответственно 6.5 и 8.8% суточного рациона. Скорость метаболизма идотей для минеральной формы кобальта почти на порядок выше, чем для органической, а среднее время круговорота его атомов для этих форм соответственно составляет 15 и 139 суток.

Литература

1. Хухрянский В.Г., Цыганенко А.Я., Павленко Н.В. Химия биогенных элементов. – К.: Выща шк., 1990. – 207 с.
2. Попов Н.И., Федоров К.Н., Орлов В.М. Морская вода // Справочное руководство. – М.: Наука, 1979. – 327 с.

3. Скопинцев Б.А. Формирование современного химического состава вод Черного моря. – Л.: Гидрометеоиздат, 1975. – 336 с.
4. Супрунов А.Т., Бенжицкий А.Г., Бугаева Л.Н. Некоторые данные о содержании и распределении витамина B(12) в прибрежной зоне Черного моря // Динамика вод и вопросы гидрохимии Черного моря. – К.: Наук. думка, 1967. – С. 35–41.
5. Goldberg E.D., Broecker W.S., Gross M.G., Turekian K.K. Marine Chemistry // Radioactivity in the marine environment. – Washington, 1971. – P. 137– 161.
6. Ohwada K., Taga N. Distribution and seasonal variation B_{12}, thamine and biotin in the sea // Marine. Chem., 1972. – Vol. 1. – № 1. – P. 61– 73.
7. Иванов В.Н. Экспериментальное изучение накопления зоопланктонными организмами марганца–54, железа–59, кобальта–60, цинка–65 и рутения–106 в связи с физико–химическим поведением в морской воде // Формы элементов и радионуклидов в морской воде. – М., 1974. – С. 138–147.
8. Радиохемоэкология Черного моря / Под ред. Г.Г. Поликарпова и Н.С. Рисика. – К.: Наук. думка, 1977. – 232 с.
9. Lowman F.G., Ting R.M. State of cobalt in sea water and its uptake by marine organisms and sediments // Symposium on the interaction of radioactive contaminants with the constituents of the marine environment. – Seatle (Wash.), 1972. – P. 369–383.
10. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемоэкология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
11. Хмелева Н.Н. Биология и энергетический баланс морских равноногих ракообразных (Idotea baltica basteri). – К.: Наук. думка, 1973. – 184 с.
12. Печень–Финенко Г.А., Павловская Т.В. Действие температуры среды на скорость потребления и переваривания пищи у некоторых ракообразных // Экология, 1983. – № 3. – С. 54–60.
13. Поповичев В.Н. Исследование кинетики обмена фосфора-32 черноморскими идотеями при пищевом пути его поступления // Экология моря, 1992. – Вып. 42. – С. 58–67.
14. Поповичев В.Н. Сравнение пищевого и непищевого путей поглощения фосфора–32 черноморскими идотеями // Экология моря, 1993. – Вып. 43. – С. 60–64.

ВЛИЯНИЕ ФЕНОЛЬНЫХ СОЕДИНЕНИЙ НА НАКОПЛЕНИЕ ^{137}CS ЧЕРНОМОРСКИМИ ВОДОРОСЛЯМИ - МАКРОФИТАМИ

Н.В.Жерко

Интерес к фенольным соединениям вообще и биологическому действию в частности вызван всеобщим распространением их в растительном и животном мире, наличием у этого класса веществ достаточно высокой и разнообразной биохимической и физиологической активности. Известна способность некоторых фенолов вызывать мутагенные и антимутагенные эффекты и проявлять защитные свойства при воздействии облучения на организм [1, 2].

Фенолы и их производные как аллохтонного, так и автохтонного происхождения, продукты их окисления часто выступают как биологически активные соединения. Содержание этих соединений в среде особенно увеличивается при индуцировании фенолов внешним γ-облучением [3]. Выделенные из облученных растений полифенолы могут обладать радиомодифицирующими свойствами [4].

Известны работы по действию внешнего γ-облучения на фенольный состав растений. Было показано, что при облучении растительного материала значительно возрастает количество таких фенольных соединений, как хлорогеновая и кофейная кислоты. Экстракты из облученных семян, плодов способны снижать радиочувствительность растений, что связано с подавлением процессов метаболизма в результате накопления в них ингибиторов фенольной и терпиноидной природы, способствующих развитию устойчивости к неблагоприятным условиям [5]. Присутствие фенольных соединений в водорослях отмечалось многими зарубежными авторами [6, 7, 8].

Довольно широко распространены в водоемах фенолы автохтонного происхождения, которые можно рассматривать как вещества, преспективные для использования в народном хозяйстве, медицине и как вещества, загрязняющие водоемы. Выполненные нами ранее работы по изучению накопления фенола-1^{14}C черноморскими водорослями *Ulva regida* и *Cystoseira barbata* показали, что фенол активно включается в водоросли. Коэффициенты накопления составляли 500 и 600 соответственно [9].

В литературе имеется достаточно данных по влиянию внешнего γ-облучения и фенольных соединений на скорость поглощения минеральных солей и

накопления радионуклидов высшими растениями [10, 11]. Действие ионизирующей радиации и фенолов на аккумуляцию радионуклидов морскими макрофитами не изучено. По данным Лейнерте М.П. [12], облучение пресноводных растений ряски, роголистника и элодеи снижало включение ^{137}Cs в 4-10 раз. Поскольку эти исследования представляют определенный интерес, нами была поставилена задача – изучить действие фенольных соединений, как синтетического, так и природного происхождения на накопление ^{137}Cs черноморскими водорослями – макрофитами. Были проведены исследования по влиянию ионизирующего излучения (10, 200 Гр) на фенольный состав водорослей, которые могут быть использованы как сырьё для получения ценных фенольных соединений природного происхождения.

Материал и методика

Основные работы были выполнены в отделе радиационной и химической биологии Института биологии южных морей НАНУ.

В качестве объектов исследования использовали черноморские водоросли: бурую – *Cystoseira barbata* и зеленую – *Ulva regida*.

Для изучения действия физико-химических факторов на аккумуляцию радионуклидов водорослями использовали общепринятые методы исследований в морской радиобиологии [13]. Критерием ответной реакции водорослей на воздействие γ-облучения и химических соединений служили величины коэффициентов накопления радионуклидов ($К_н$), которые определяются как отношение концентрации элемента (изотопа) в организме к его концентрации в воде:

$$K = \frac{C_1}{C_2}$$

где C_1 и C_2 - концентрация изотопов в гидробионте и водной среде (имп/мин) соответственно. $К_н$ выражали на сырую массу макрофитов.

Биохимические исследования по фенольному составу водорослей проводили экстракцией гомогенизированного сырого материала водорослей на холоде методом свободного настаивания (20 час) подкисленным и очищенным от перекисей серным эфиром. Для экстракции фенольных соединений использовали также этиловый спирт (80%) с последующей очисткой экстракта толуолом от пигментов. Многие фенольные соединения извлекали из водорослей водой, настаивая на водяной бане (t=60°) с последующей экстракцией этилацетатом [14]. Полученные экстракты хроматографировали на хроматографе «Цвет-5». Перевод в летучие производные

осуществляли методом силирования с помощью гексаметилсилазана в пиридине (1:1). Условия разделения проводили на пламенно-ионизационном детекторе в режиме программирования температуры.

Результаты исследований

Как и следовало ожидать, способ экстракции и выбор экстрагента существенно влияют на состав выделяемых фенольных соединений из водорослей. Однако, несмотря на различия, обусловленные экстрагентом, влияние облучения (200 гр) просматривается четко. В среднем содержание феруловой кислоты (спиртовой экстракт) увеличивается в 8 раз по сравнению с контролем (пик 5, рис.1 а, б).

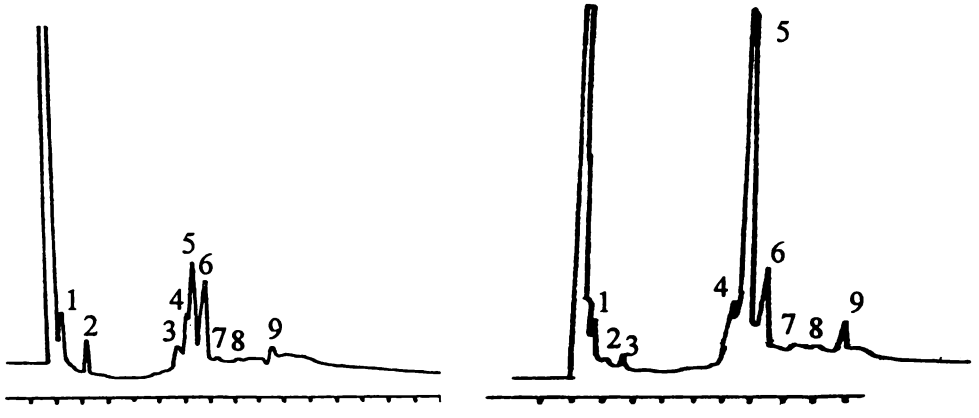

Рис. 1. Хроматограммы спиртового экстракта : а – необлученной, б - облученной цистозиры

Увеличивается также содержание компонента, идентифицированного как гентизиновая кислота. Что касается летучих фенолов, таких, как р- и о-крезол, их присутствие отмечено только на хроматограммах, полученных из экстрактов этилацетатом.

При облучении зеленой водоросли ульвы отмечено также возрастание в ней количества фенольных соединений. В контроле из экстракта необлученной водоросли выделены в небольшом количестве шикимовая и бензойная кислоты. Увеличивается количество бензойной кислоты, появляется галловая, гентизиновая и синаповая кислоты. Известно, что синаповая и феруловая кислоты в результате биосинтеза образуют лигнин. Необходимо отметить, что при облучении водорослей дозой 10 Гр увеличения фенольных соединений в водорослях не происходило.

Таким образом, судя по полученным данным, можно принять как достоверный факт увеличения фенолов в облученной цистозире и ульве. При облучении появляются новые соединения, не характерные для контроля. Это делает крайне интересным

проведение подобных исследований с природными фенольными соединениями, влияние которых на организмы известно по широко представленным работам [2, 3].

Проведенные нами исследования по влиянию облучения и экстрактов из цистозиры на накопление ^{137}Cs ульвой, показали, что облучение водоросли дозой 200 Гр вызывает небольшую стимуляцию в концентрировании ею ^{137}Cs. К 13 суткам эксперимента устанавливается равновесие при коэффициенте накопления ($К_н$) равным 9 в контроле и 13 в облученных водорослях. Экстракты, выделенные из облученной цистозиры, вызывали увеличение $К_н$ ^{137}Cs у ульвы, которые достигали 17.

Сочетание действия радиации и экстрактов из облученной цистозиры еще в большей степени способствовало включению ^{137}Cs в водоросли. $К_н$ у ульвы с добавлением экстракта из необлученной и облученной цистозиры составляли 19 и 25 соответственно (рис.2).

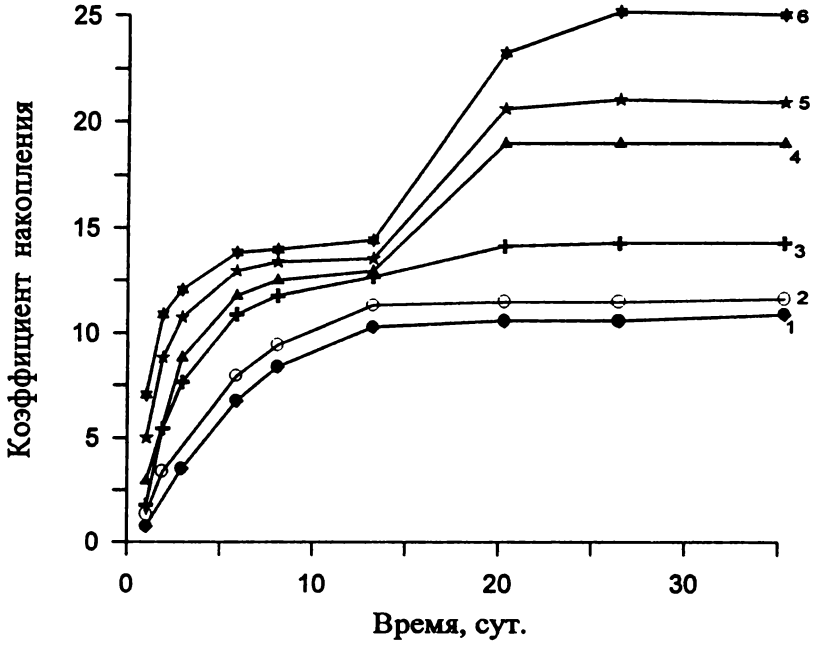

Рис. 2. Изменение накопления ^{137}Cs в интактной (1) и облученной в дозе 200 Гр (2) ульве, в присутствии экстракта из необлученной (3) и облученной в дозе 200 Гр (4) цистозиры, а также при совместном действии γ-облучения и экстракта из необлученной (5) и облученной (6) цистозиры.

Необходимо отметить, что облученная ульва в присутствии экстрактов, особенно из облученной цистозиры, длительное время (до 70 суток) оставалась живой, в то время как в контроле гибель водорослей была отмечена на 40-е сутки эксперимента.

Выполненные нами исследования по действию внешнего γ-облучения и синтетического фенола на аккумуляцию ^{137}Cs бурой водорослью *Cystoseira barbata*

также показали стимулирующие действие радиации на накопление цезия водорослями в присутствии фенола. Фенол в концентрации 5 и 10 мг · $л^{-1}$ не оказывали заметного действия на аккумуляцию цезия водорослями. $К_н$ при этом не отличались от контрольных и были равны 11. Совместное действие радиации (10 Гр) и фенола в тех же концентрациях стимулировало включение ^{137}Cs на 30-40 %. Доза в 200 Гр с последующей добавкой фенола вызвала увеличение $К_н$ по сравнению с контролем на 60-70%, коэффициенты накопления составляли 16-18. Таким образом, фенолы в сочетании с облучением модифицируют процесс накопления ^{137}Cs водорослями.

Выводы

Можно предполагать, что вещества фенольной природы, выделенные из цистозиры при облучении дозой 200 Гр и фенол синтетического производства в определенной концентрации обладают свойствами, способствующими стимуляции процессов концентрирования ^{137}Cs водорослями из окружающей среды.

В области прикладной радиобиологии изучение действия ионизирующего излучения на водорослей может найти применение при получении из них ценных фенольных соединений для химической, фармацевтической промышленности и медицинской радиологии.

Литература

1. Лаккасань А., Дюплан Ж., Быу-хой Н. Защитные свойства фенольных производных при воздействии на мышей летальных доз излучения //Вопросы радиобиологии. – 1956. – С. 107-110.
2. Кабиев О.К., Балмуханов С.Б. Природные фенолы – перспективный класс противоопухолевых и радиопотенциирующих соединений. – М.: Медицина, 1975. – 152 с.
3. Кузин А.М. Радиотоксины, их возможная природа и роль в развитии радиационного поражения // Радиотоксины, их природа и роль в биологическом действии радиации высокой энергии. – М., 1966. – С. 5-17.
4. Барабой В.А. Биологическое действие растительных фенольных соединений. – Киев: Наукова думка, 1976. –260 с.
5. Крюкова Л.М. Изменение радиочувствительности растений под влиянием регуляторов роста // Радиобиология. –1975. – Т. 15, вып. 2. – С. 317-318.

6. Katajma T. Chemical studies on votile constituents of seaweed. VI. On volatile constituents of Sargassum sp. // Bull. Japan Soc. Sci. Fisch. - 1955. – Vol. 21, № 6. – P. 412 – 425.
7. Fries L. The Influence of Phenolic Compounds on the Growth of Coniotrichum elegans (chauv) // Seventh Inter. Seaweed Symposium, Tokyo. – 1971. - P. 575-579.
1. Larsen B., Haug A. Chemical composition of the brown algae Ascophyllum nodosum (L.) Le lol // Nature. – 1958, Vol. 181, № 1224.
2. Демина Н.В. Усвоение фенола–1^{14}C некоторыми макрофитами Черного моря // Биол. науки. – 1977.- № 6. – С. 97-100.
3. Демина Н.В. Действие фенольных соединений на накопление фосфатов и кадмия черноморскими водорослями // II Всесоюзный съезд океанологов. Тез. докл. (Ялта, 10-17 декабря, 1982).- Севастополь, 1982. – Вып. 5, ч. 2.- С. 35.
4. Прищенко Р.С., Столгнева Э.В., Тулупов В.Д., Преснякова О.Е. Изучение кислотно-основных и сорбционных свойств катионитов на основе фенольных соединений // Неорганические ресурсы моря. – Владивосток, 1978. – С. 55-63.
5. Лейнерте М.П. Влияние внешнего γ - облучения высших водных растений на накопление Sr^{90}, Cs^{137}, Ce^{144} // Радиобиология. –1966. – Т. 9, вып. 3. – С.427-430.
6. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. – М.: Атомиздат, 1964.- 295 с.
7. Волынец А.П., Маштаков С.М. Определение фенольных соединений в растительном материале // Методы определения фитогормонов, ингибиторов роста, дефолиантов и гербицидов. – Минск, 1973. – С. 39-49.

ХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ХЛОРОРГАНИЧЕСКИМИ СОЕДИНЕНИЯМИ ЗОНЫ ЧЕРНОМОРСКОГО ФАЗЕОЛИНОВОГО БИОЦЕНОЗА У ЗАПАДНЫХ БЕРЕГОВ КРЫМА

Н.Н.Терещенко, Г.Г.Поликарпов, Н.В.Жерко

Мониторинг представляет собой систему наблюдений, оценки и прогноза антропогенных изменений параметров окружающей среды [1, 2, 3]. Хемоэкологический комплексный мониторинг включает в себя исследования уровней загрязнения природных сред, включая морскую среду (вода, взвесь, донные отложения, биота), а также состояния и ответных реакций биологических систем на воздействие загрязнений.

За многие годы осуществления мониторинг проявил себя как важнейшая составная часть в системе познания экосистем, оценки и прогноза их состояния, в выборе направлений регулирования природных процессов. При изучении экосистем все большее внимание уделяется биогеохимическим циклам загрязняющих веществ [1, 2, 4]. Так как биогеохимические циклы химических элементов и веществ являются интегрирующими характеристиками экосистемы, они заключают в себе все процессы, протекающие в ней – физические, химические и биологические. Биогеохимические циклы можно рассматривать как явление тотального «метаболизма» экосистемы [2]. И одним из важных направлений в связи с этим является изучение распределения в различных компонентах морских экосистем загрязняющих веществ, содержание которых в водах мирового океана уже приблизилось к критическим значениям. Согласно литературным данным [5], к таким загрязняющим веществам относятся полихлорбифенилы (ПХБ) – представители хлорорганических соединений. Если в 1979 г. концентрация ПХБ в морской воде мирового океана была равна 0,01 – 0,1, а в среднем 0,035 мкг·л$^{-1}$, а критическая концентрация, при которой происходит снижение первичной продукции фитопланктона на 50%, составляет для ПХБ 0,01 – 1 мкг·л$^{-1}$ (а в среднем 0,1 мкг·л$^{-1}$), то таким образом, загрязнение ПХБ способно к 2000 году вызвать возможное изменение первичной продукции на 25% [5], это свидетельствует о накоплении в мировом океане этого загрязнителя в биологически значимых количествах. Поэтому ПХБ, равно как и другие хлорорганические соединения, наряду с тяжелыми металлами (свинец, кадмий, ртуть и др.), нефтью и нефтепродуктами, детергентами входят в число важных загрязнителей морской среды [3].

Задачей наших исследований в настоящей работе было изучение распределения хлорорганических соединений в отдельных компонентах морской экосистемы в Черном

море в районе комплексного хемоэкологического мониторинга «фазеолиновый дозор» [6, 7] с целью количественной оценки роли биотических и абиотических компонентов системы в процессах перераспределения и концентрирования ПХБ в морских экосистемах.

В оценке качества морской среды преобладают физико-химические методы определения концентрации загрязнителей в воде и донных отложениях. Но высокая изменчивость концентрации в воде, большое количество проб, затрудняют получение интегральных характеристик. Зная только характеристику воды, особенно сложно оценивать обстановку в периферийных прибрежных районах, подверженных различным влияниям (течения, стоки, взмучивания и т.д.). Донные отложения также характеризуются рядом особенностей (скорость седиментации взвеси, содержание органического вещества, размерный и качественный состав и т.д.), которые затрудняют анализ и формулирование однозначных оценок. Кроме того, остается открытым вопрос о количестве загрязнителя, поступившего и аккумулированного непосредственно в самой биоте. В связи с этим в последние десятилетия для определения содержания загрязнителей используются виды-мониторы или биоиндикаторы [1, 3]. Биологические индикаторные виды концентрируют загрязнители из среды и позволяют оценить средние уровни биологической аккумуляции загрязнителя в изучаемом районе, роль биоты в его круговороте и перераспределении в экосистеме, степень его биологической доступности и количественное соотношение между содержанием загрязнителя в биомониторе и эффектом его воздействия на биоту, если последний проявляется.

Требования к биологическим видам-мониторам – индикаторам химического загрязнения обсуждены многими исследователями [3, 4]. Одними из подходящих организмов-мониторов оказались моллюски [3].

Видом-монитором в наших исследованиях был избран двустворчатый моллюск Modiolus phaseolinus (фазеолина) как обладающий целым рядом характеристик, необходимых для проведения хемоэкологического мониторинга [6, 7, 9] и в том числе наличием информации о более ранних поселениях фазеолины, так как они изучались в начале века, в 60 – 70-е годы [9]. Мы исследовали как биологические характеристики поселений фазеолины, так и уровни накопления хлорорганических соединений моллюсками и абиотическими компонентами экосистемы, с целью изучения качества морской среды и выявления тенденций изменения экологической ситуации, состояния поселений фазеолины в изучаемом районе, а также количественного вклада биогенных и

абиогенных компонентов в процессы перераспределения поступающих в экосистему загрязнителей.

Материал и методы исследований.

Исследования проводили в Черном море в районе Каламитского залива на основном реперном разрезе комплексного экологического мониторинга "фазеолиновый дозор" и трех дополнительных разрезах. Точки отбора проб расположены в меридиональном направлении начиная с изобаты 50 м до 140-320 м вдоль четырех разрезов: I – 32°10' в.д., II - 32°40' в.д., III – 33°00' в.д., IV – 33°10' в.д. [7, 9].

Пробы бентоса и донных отложений отбирали дночерпателем "Океан" и обрабатывали по известным методикам [7, 8]. Исследования проводили 1986-1993 гг. на НИС "Профессор Водяницкий" и НИС "Академик Ковалевский". В пробах определяли количество особей фазеолины и их биомассу и на основании полученных данных рассчитывали численность моллюска (a, экз.·м$^{-2}$) и его биомассу (b, г·м$^{-2}$), встречаемость живых фазеолин на разных глубинах, размерный состав фазеолины на разных глубинах, измеряя длину раковин живых особей (l, мм). Также определяли сырой вес ракушек фазеолины (W, г·м$^{-2}$), при отборе проб грунта с толщиной слоя – 150 мм.

В пробах, отобранных в районе Каламитского залива и Западной части Черного моря в 1986–1998 гг., определяли содержание хлорорганических соединений (полихлорбифенилы - ПХБ; 2,2 бис 4-хлорфенил-1,1,1-трихлорэтан – ДДТ и его метаболиты ДДД и ДДЕ, суммарное содержание которых выражается как ∑ДДТ; альфа- и гамма-гексахлорциклогексан – (α-, γ-ГХЦГ). Определения проводили в воде, донных отложениях, створках отмерших фазеолин и в мягких тканях живых фазеолин. Содержание хлорорганических соединений рассчитывали в единицах веса определяемого вещества (нг ПХБ, мг ДДТ, мг α+γ-ГХЦГ) на единицу сырого веса пробы (г, кг), для воды на литр.

Определения хлорорганических соединений проводили по известной методике [10] в стационарных условиях с использованием хроматографов «Янако», «Модель – 2700» с детекторами электронного захвата.

Результаты исследований

Изучение количественного распределения фазеолины по глубинам в исследуемом районе показало, что в конце 80-х - начале 90-х годов по сравнению с 60-ми годами двадцатого столетия глубинный диапазон 100%-ой встречаемости фазеолины в западной части района сузился (табл.1), а в восточной части района поселения фазеолины прекратили свое существование. При этом в восточной части района на III и IV

разрезах под поверхностным слоем песчано-илистых донных отложений была найдена ракуша фазеолины (табл.2) на глубинах, соответствующих зоне фазеолинового биоценоза. Это свидетельствует о том, что в данном регионе поселения фазеолины были засыпаны грунтами слоем 10 см и более, вероятно, в результате антропогенной деятельности, т.к. именно в этом районе осуществляется дампинг [11]. Следовательно, и такое механическое воздействие на морскую экосистему как свал грунтов, может приводить к полной деградации биоценозов, как это мы наблюдали для фазеолинового биоценоза в восточной части Каламитского залива.

Таблица 1

Средняя a_1, экз.·м$^{-2}$ и максимальная a_2, экз.·м$^{-2}$ численность фазеолины на I, II, III и IV разрезах и глубины ее встречаемости в 1986 – 1993 гг.

Период наблюдений	I разрез	II разрез	III разрез	IV разрез	Глубины, м	
	$\frac{a_1}{a_2}$	$\frac{a_1}{a_2}$	$\frac{a_1}{a_2}$	$\frac{a_1}{a_2}$	проводимых исследований	100% встречаемости фазеолины
1960-е - 70-е гг. [8]	$\frac{1148}{3620}$	$\frac{1148}{3620}$	–	–	1 – 200	60 – 125
1986 г.	–	$\frac{752}{1285}$	–	–	50 – 10	55 – 57
1988 г.	$\frac{972}{2480}$	$\frac{985}{2984}$	–	–	50 – 320	50 – 85
1989 г.	$\frac{2848}{3262}$	$\frac{1329}{4440}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	50 – 200	50 – 110
1993 г.	$\frac{932}{1590}$	$\frac{982}{2590}$	–	–	50 – 188	50 – 110

Такие негативные влияния особенно существенны для Черного моря, т.к. зона бентоса в нем ограничена наличием сероводородной зоны и, следовательно, площади дна, занимаемой бентосом, для жизнедеятельности которого необходим кислород, определяются границей кислородсодержащих вод, которая в Черном море проходит в среднем на глубинах 150 – 180 м [6, 7, 9]. Разрушение бентосных поселений в окислительной зоне приводит к уменьшению и без того природно-ограниченной кормовой базы бентосоядных рыб и к общему обеднению морской фауны, снижению биологического кондиционирования морской среды, особенно в случае деградации биоценозов моллюсков-фильтраторов, к которым относится и черноморская фазеолина. Известно, что фазеолиновый биоценоз - один из трех региональных биоценозов Черного моря [8].

Таблица 2

Распределение по глубинам на I - IV разрезах ракуши фазеолины (W, г·м$^{-2}$) и биомассы живой фазеолины (b, г·м$^{-2}$) в 1989 г.

Н, м	I разрез		II разрез		III разрез		IV разрез	
	W	b	W	b	W	b	W	b
50	300	0	100	0,41	0	0	0	0
55	3000	0,1	2000	368	0	0	100	0
60	1300	380	1200	183	0	0	400	0
70	11000	210	290	0	10	0	900	0
80	10000	66,7	8	0	50	0	200	0
90	5000	5,6	800	7,4	10	0	–	–
100	9000	120	200	0,56	700	0	200	0
110	9000	59,8	–	–	70	0	–	–
125	20000	0	300	0	–	–	–	–
130	–	–					200	0
150	–	–	100	0	–	–	–	–
200	0	0	0	0	0	0	0	0

В западной части исследуемого района зона 100%-ой встречаемости фазеолины находится в диапазоне глубин от 50 до 110 метров (в 60-е годы от 60 до 125 метров) с достаточно высокой численностью особей (табл.1), что говорит о стабильном состоянии поселения моллюска на этих глубинах. О стабильном состоянии поселений фазеолины свидетельствуют также данные о её размерном составе. В качестве примера приведены данные о размерном составе фазеолины на глубинах от 55 до 60 метров в 1986 - 1993 гг. на рис. 1. Как видно, моллюск представлен разными размерными группами, в том числе и мелкими особями (1-4 мм), которые характеризуют наличие молоди в биоценозе фазеолины, а значит и процесса пополнения и развития биоценоза, стабильности размножения и его роста. В достаточно большом количестве представлены и половозрелые моллюски (длина раковины более 5 мм); максимальный размер встреченных фазеолин 14 мм.

Располагая данными о стабильном состоянии поселения моллюска, в том числе и ранее опубликованными [6, 7, 9], и данными о количественном распределении моллюска и распределением его биомассы, мы рассмотрели результаты изучения загрязнения зоны фазеолинового биоценоза хлорорганическими веществами и их распределение в основных компонентах экосистемы.

Хлорорганические соединения ПХБ, ∑ДДТ, α+γ- ГХЦГ определяли в зоне фазеолинового биоценоза в районе Каламитского залива и в западной части Черного моря.

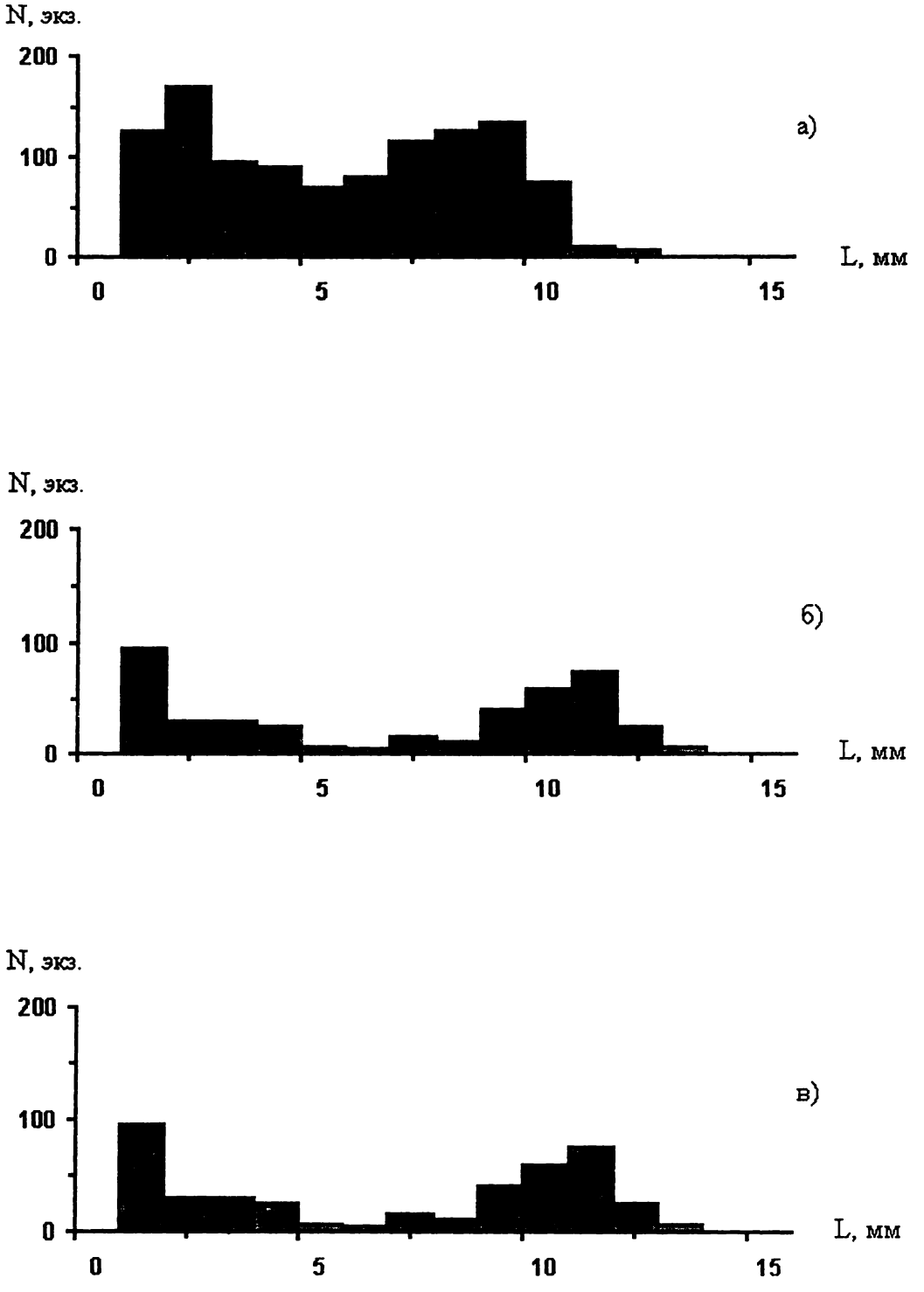

Рис.1. Размерный состав фазеолины в 1987 г. (а), 1988 г. (б), 1989 г. (в) на глубине 55–60 м, где N – количество фазеолин, экземпляры, L – длина раковины фазеолины, мм

Полученные результаты исследований представлены в таблицах 3-7. Анализ полученных данных в зоне фазеолинового биоценоза (табл. 3, 4) указывает на то, что содержание ПХБ наиболее низкое в створках фазеолины. Его величины более чем на порядок ниже по сравнению с содержанием ПХБ в самих фазеолинах и примерно в два раза ниже, чем таковое в донных отложениях.

Таблица 3

Содержание хлорорганических соединений в Modiolus phaseolinus (А), и донных осадках (Б) в районе Каламитского залива

Координаты станции	Глубина станции, м	А			Б		
		ПХБ, нг·г$^{-1}$	∑ДДТ, мг·кг$^{-1}$	α+γ-ГХЦГ, мг·кг$^{-1}$	ПХБ, нг·г$^{-1}$	∑ДДТ, мг·кг$^{-1}$	α+γ-ГХЦГ, мг·кг$^{-1}$
1986 г.							
46°20′ с.ш. 31°10′ в.д.	22	—	—	—	1012	—	—
45°11′ с.ш. 32°24′ в.д.	50	—	—	—	432	—	—
45°09′ с.ш. 32°23′ в.д.	55	—	—	—	942	—	—
44°45′ с.ш. 32°40′ в.д.	62	—	—	—	624	—	—
45°07′ с.ш. 31°40′ в.д.	80	—	—	—	820	—	—
45°04′ с.ш. 32°38′ в.д.	80	—	—	—	284	—	—
44°32′ с.ш. 31°01′ в.д.	116	—	—	—	240	—	—
1988 г.							
45°11′ с.ш. 32°24′ в.д.	48	—	—	—	62	0,03	н.ч.м*
45°09′ с.ш. 32°23′ в.д.	50	—	—	—	942	0,28	н.ч.м.
44°45′ с.ш. 32°40′ в.д.	60	520	1,12	н.ч.м.	820	0,53	н.ч.м.
45°07′ с.ш. 31°40′ в.д.	80	—	—		287	0,35	н.ч.м.
45°15′ с.ш. 32°42′ в.д.	50	—	—	—	35	0,05	0,008
45°15′ с.ш. 32°42′ в.д.	50	—	—	—	50	0,08	0,01
45°13′ с.ш. 32°42′ в.д.	55	896	0,28	н.ч.м.	126	0,12	0,002
45°13′ с.ш. 32°42′ в.д.	55	823	0,73	н.ч.м.	16	0,08	0,01
45°12′ с.ш. 32°41′ в.д.	60	—	—	—	12	0,08	0,012
45°04′ с.ш. 32°10′ в.д.	60	556	0,37	н.ч.м.			
44°57′ с.ш. 32°10′ в.д.	70	631	0,6	н.ч.м.			
45°09′ с.ш. 32°47′ в.д.	71				37	0,04	н.ч.м.
44°57′ с.ш. 33°00′ в.д.	92	—	—	—	71	Следы	н.ч.м.
44°53′ с.ш. 32°40′ в.д.	100	780	1,44	0,03	90	1,48	н.ч.м.
44°57′ с.ш. 33°00′ в.д.	100	—	—	—	80	0,028	н.ч.м.
44°54′ с.ш. 32°40′ в.д.	125	—	—	—	99	0,07	0,004.
44°48′ с.ш. 32°39′ в.д.	150	—	—	—	124	0,04	н.ч.м.
44°27′ с.ш. 33°15′ в.д.	200	—	—	—	10	0,09	н.ч.м.

* - ниже чувствительности метода

Таблица 4

Содержание хлорорганических соединений в створках отмерших фазеолин с разных глубин

Координаты станции	Глубина станции, м	ПХБ, нг·г$^{-1}$	∑ДДТ, мг·кг$^{-1}$	α+γ ГХЦГ, мг·кг$^{-1}$
45°15′ с.ш. 32°42′ в.д.	50	37	н.ч.м.	н.ч.м.
45°04′ с.ш. 32°10′ в.д.	60	16	0,017	0,9
44°53′ с.ш. 32°40′ в.д.	100	53	0,125	н.ч.м.
44°56′ с.ш. 32°40′ в.д.	125	30	0,800	н.ч.м.

В то же время содержание ∑ДДТ в створках моллюска хоть и ниже, чем в фазеолине, но это различие значительно меньше, чем разница в содержании ПХБ в створках и фазеолине.

Содержание ∑ДДТ в створках моллюска изменялось в пределах от 0-0,017 до 0,8 мг·кг$^{-1}$, тогда как в фазеолинах его концентрации составили величины 0,28-1,44 мг·кг$^{-1}$. В донных отложениях содержание ∑ДДТ варьировало от 0,03 до 1,48 мг·кг$^{-1}$, а содержание α+γ-ГХЦГ находилось на самом низком уровне по сравнению с другими хлорорганическими соединениями и составило сотые и тысячные доли мг·кг$^{-1}$, а во многих пробах он практически отсутствовал.

Если проследить изменение содержания хлорорганических соединений в донных отложениях по годам с 1986 по 1989 гг., то можно отметить тенденцию снижения их содержания, особенно в отношении ПХБ. Концентрация ПХБ в донных отложениях в 1986 г. составляла 240-1012 нг·г$^{-1}$, в 1988 г. – 62-942 нг·г$^{-1}$, а в 1989 г. – 12-126 нг·г$^{-1}$, или в средних величинах 631-487-50 нг·г$^{-1}$ соответственно. В то же время содержание ПХБ в моллюсках существенно не изменилось, и, например, на глубине 60 м составило практически одну и ту же величину: 520 и 556 нг·г$^{-1}$ соответственно в 1988 и в 1989 г.

Содержание ∑ДДТ в донных отложениях к 1989 г. также заметно снизилось. Если в 1988 г. среднее содержание ∑ДДТ на глубинах 48-80 м составляло 0,3 мг·кг$^{-1}$, то в 1989 г. в этом же диапазоне глубин оно снизилось до 0,08 мг·кг$^{-1}$.

Обращаясь к литературным источникам гигиенических критериев оценки водных акваторий, загрязненных хлорорганическими соединениями, можно отметить, что, согласно рекомендациям ВОЗ, незагрязненные воды должны содержать ПХБ не более 0,5-5 нг·л$^{-1}$, среднезагрязненные 5-50 нг·л$^{-1}$ и сильнозагрязненные 500 нг·л$^{-1}$. Исходя из этой классификации и того, что коэффициенты накопления ПХБ моллюсками состав-

ляют величины порядка $8 \cdot 10^3$ единиц [12] и учитывая уровни накопления ПХБ, определенные нами в фазеолине, можно оценить уровни загрязнения морской воды в акватории Каламитского залива, которые, по нашим оценкам, составили от 10 до 100 нг·л$^{-1}$, и, следовательно, отнести этот район Черного моря в отношении хлорорганических соединений к средне- и сильнозагрязненным водным акваториям. Очевидно, это обусловлено антропогенной деятельностью, связанной со сбросами неочищенных вод с орошаемых сельскохозяйственных угодий, в частности, рисовых чеков, и промышленными отходами ряда заводов, расположенных на территории Крыма [13].

Такие уровни загрязнения водных масс могут вызывать уже значимое снижение первичной продукции фитопланктона [5], хотя фазеолина как эврибионтный организм при таких уровнях загрязнения сохраняет стабильность по основным биологическим характеристикам (численность, биомасса, размерный состав). ПХБ на сегодня один из наиболее опасных компонентов хлорорганических соединений, которые, обладая высокой токсичностью, продолжают поступать в окружающую среду. Продукты, их содержащие, используются в технике и в быту, главным источником их попадания в окружающую среду являются трансформаторы и конденсаторы, отходы с водного транспорта [12]. Поэтому хемоэкологический мониторинг ПХБ сохраняет свою актуальность.

ДДТ запрещен к использованию, но имеющиеся запасы его продолжают мигрировать в окружающей среде, в том числе поступая и в морские экосистемы. Полулетальная концентрация ДДТ для моллюсков составляет > 10 мг·л$^{-1}$. Поэтому, сравнивая это значение с полученными результатами исследований в зоне фазеолинового биоценоза (табл. 3), где максимальное содержание ∑ДДТ составило в 1989 г. 1,44 мг·кг$^{-1}$, с учетом аккумуляционной способности моллюсков в отношении хлорорганических соединений [12], можно оценить концентрацию ∑ДДД в этом районе (она составляла примерно 0,2 мкг·л$^{-1}$) как допороговую, тогда как, величина пороговой концентрации ∑ДДД для моллюсков определена как 1-10000 мкг·л$^{-1}$ [4]. Это позволяет оценить район Каламитского залива как экологически благополучный в отношении ∑ДДТ.

Как и для ДДТ, для α,γ-ГХЦГ имеются гигиенические оценки только по отношению содержания загрязнителя в водной среде [4], согласно которым допустимая концентрация α, γ- ГХЦГ составляет 0,02 мг·л$^{-1}$. Содержание α, γ-ГХЦГ в фазеолине не превышает указанную концентрацию, что справедливо и по отношению к воде, даже без учета аккумуляционной способности моллюска, которая оценивается в несколько тысяч единиц [12]. Таким образом, можно предположить, что с учетом концентрирую-

щей способности моллюсков концентрация α, γ-ГХЦГ в воде исследованного района ниже как минимум на три порядка величин допустимой концентрации для водоемов [14].

Исходя из вышеописанной экологической ситуации исследуемого района, ограничимся в дальнейшем нашем анализе рассмотрением только ПХБ в зоне фазеолинового биоценоза. Данные о загрязнении ПХБ экосистемы Черного моря в его западной части, включая воду и донные отложения (табл. 5), а также о распределении ПХБ в толще донных отложений по слоям (табл. 6) позволяют перейти к оценке распределения ПХБ по основным биотическим и абиотическим компонентам (вода, донные отложения, ракуша фазеолины и живые фазеолины) в основной зоне фазеолинового биоценоза (табл.7).

Таблица 5

Распределение ПХБ в поверхностной воде и донных отложениях, и коэффициенты накопления ПХБ донными отложениями в западной части Черного моря (1998 г.)

№ пробы	Содержание ПХБ		K_H
	В воде, нг·л$^{-1}$	в донных отложениях, нг·г$^{-1}$	
1	46,6	110	2361
2	21,6	192	8889
3	30	34	1333
4	5,6	35	6250
5	13	57	4385
6	70	440	6286
7	21	43	2048
В среднем	29,7	130	4377

Таблица 6

Распределение ПХБ в донных отложениях по слоям (L – толщина слоя) в западной части Черного моря.

L, мм	Содержание ПХБ, нг·г$^{-1}$	Процентная доля, %, отображающая содержание ПХБ в каждом слое
0–40	41	27,1
40–80	46	30,5
80–120	32	21,2
120-160	5	3,3
160–200	14	9,3
200–250	5	3,3
250–300	8	5,3

Результаты расчетов свидетельствуют, что основным депо для ПХБ выступают донные отложения, которые аккумулируют до 95,5% ПХБ, содержащихся в экосистеме,

что соответствует и литературным данным о ведущей роли донных отложений в накоплении ПХБ [12, 13]. Живые фазеолины среди компонентов экосистемы отмечаются самой высокой аккумуляционной способностью ($К_н$=16674), и при этом процентная доля содержания ПХБ практически соответствует таковой для воды (2% и 2,4% соответственно), хотя биомасса моллюска составляет в системе 0,004%, а воды 99,058% от общего веса системы. Роль ракуши фазеолины в накоплении ПХБ незначительна, т.к. она характеризуется самым низким коэффициентом накопления и небольшой процентной долей веса системы (табл. 7).

Таблица 7

Распределение ПХБ по основным изучаемым биотическим и абиотическим компонентам в основной зоне фазеолинового биоценоза

Название компоненты	Содержание ПХБ, нг·кг$^{-1}$	Коэффициенты накопления ПХБ	Вес компоненты, кг·м$^{-2}$ / Процентная доля компоненты от суммарного веса системы на 1 м^2, %	Содержание ПХБ, мкг·м$^{-2}$ / Процентная доля содержания в компоненте от суммарного содержания в системе на 1 м^2, %
Вода (0-60м)	14,3		6102 / 99,058	87,3 / 2,4
Донные отложения (0-15 см)	62500,0	4371	55,9 / 0,917	3493,8 / 95,5
Ракуша фазеолины (0-15 см)	3400,0	237,8	1,3 / 0,02	4,4 / 0,1
Живые фазеолины	238450	16674	0,3 / 0,004	71,5 / 2,0

Таким образом, полученные данные еще раз подтверждают большую роль биотических компонентов экосистемы в биогеохимических циклах веществ как биогенных, так и загрязнителей-ксенобиотиков [2, 3, 4], как, например, ПХБ. Живые организмы, несмотря на незначительную биомассу по сравнению с абиотическими компонентами экосистем, осуществляют огромную работу по перераспределению вещества в системе, трансформируя вещества и кондиционируя среду. Особь фазеолины длиной 5 мм, весом 0,02 г фильтрует примерно 0,6 л воды в сутки, т.е. по весу в 30 раз, а в год почти в 10000 раз больше, чем весит сама особь. Фазеолина является руководящим видом фазеолинового биоценоза и благодаря именно высокой численности моллюсков-фильтраторов в биоценозе интенсивно происходят процессы биофильтрации и биоседиментации. В среднем объем фильтруемой фазеолиной воды равен 460 л·м$^{-2}$ в сутки, при этом поступает в донные отложения 0,7 г·м$^{-2}$ переработанной взвеси [8]. Наиболее

активно процессы биофильтрации и биоседиментации происходят в основной зоне фазеолинового биоценоза, где отмечается максимальная биомасса моллюсков. Следовательно, за год моллюски, обитающие на 1 $м^2$, фильтруют около 160 т воды, тогда как толща воды в зоне фазеолиновых поселений над 1 $м^2$ составляет 50-120т. Это демонстрирует высокую средообразующую и средовосстанавливающую роль биотической компоненты в экосистеме, степень ее влияния на трансформацию веществ, содержащихся в воде, даже когда масштабы размеров среды и биоты кажутся несоизмеримыми. Поэтому деградация биоценоза фазеолины в восточной части исследуемого района наносит большой ущерб не только кормовой базе бентосоядных рыб, обедняет фауну, но, кроме этого, значительно снижает кондиционирующую способность морской экосистемы, уменьшая экологическую емкость морской среды в отношении химических и других загрязнителей и, как результат, приводит к уменьшению надежности морских экосистем [4].

Выводы

Таким образом, проведенные в районе Каламитского залива исследования позволяют заключить, что:

- хотя зона фазеолинового биоценоза загрязнена ΣДДТ и α+γ-ГХЦГ, уровни их концентрации в компонентах экосистемы значительно ниже установленных уровней для водоемов [4, 14];

- содержание ПХБ в воде составляет значимые количества и по известной классификации [12] исследуемый район относится к средне- и сильнозагрязненным районам;

- содержание хлорорганических соединений в западной части Каламитского залива в компонентах фазеолинового биоценоза не вызывает поражающего эффекта у моллюсков и поселения фазеолин по интегральным характеристикам (численность, биомасса, размерный состав) находятся в стабильном состоянии, хотя самые высокие из наблюдаемых концентраций ~100 $нг \cdot л^{-1}$, по литературным данным, способны вызывать угнетение первичной продукции фитопланктона [5];

- основным депо ПХБ в экосистеме фазеолинового биоценоза являются донные отложения, которые аккумулируют около 95% загрязнителя, находящегося в системе;

- коэффициенты накопления ПХБ донными отложениями составляют величины порядка $n \cdot 10^3$;

- наиболее высокими коэффициентами накопления ПХБ в исследуемой системе (порядка 16000) характеризуются фазеолины, которые оказывают значительное средо-

образующее влияние в экосистеме в процессе своей жизнедеятельности посредством биофильтрации и биоседиментации;

- деградация фазеолинового биоценоза в восточной части Каламитского залива не только уменьшила запасы моллюска, нанеся ущерб кормовой базе бентосоядных рыб и богатству фауны Черного моря, но снизила кондиционирующую способность морской экосистемы на большой площади, уменьшив тем самым экологическую емкость морской среды в отношении химических и других загрязнителей.

Литература

1. Разработка и внедрение на комплексных фоновых станциях методов биологического мониторинга. - Рига: Знание, 1983.- Т.II.- 165 с.
2. Израэль Ю.А., Цыбань А.В., Мак Ласлин Дж. Д.А. и др. Исследование экосистемы Берингова моря. - Л.: Гидрометеоиздат, 1983.-155 с.
3. Христофорова Н.К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. - Л.: Наука, 1989. – 192 с.
4. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемоэкология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
5. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Экология и проблемы комплексного глобального мониторинга // Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана: Тр. I междунар. симпоз. Таллин, 1983 г. Л.: Гидрометеоиздат, 1985, Т.I.- С.19-48.
6. Поликарпов Г.Г., Терещенко Н.Н., Тимощук В.И., Цыцугина В.Г., Лазоренко Г.Е., Демина Н.В. Хемоэкологический мониторинг качества среды нижней краевой зоны обитания моллюска Modiolus phaseolinus в Черном море //Докл. АН УССР.- Сер Б.- 1987.- № 8.- С.77-80.
7. Поликарпов Г.Г., Терещенко Н.Н. Мониторинговые исследования биологических характеристик поселений фазеолины и гидрохимических параметров придонных вод в притарханутском районе черного моря // Экология моря.- 1992. - Вып. 40.- С.21-27.
8. Киселева М.И. Бентос рыхлых грунтов Черного моря.- Киев: Наукова думка, 1981.- 166 с.
9. Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г., Коваленко Т.П. Мониторинговые исследования зоны поселения фазеолины в районе Каламитского залива Черного моря / / Гидробиол. журн..- 1992.- Т.28.- Вып.4.- С.23-30.

10. Клисенко М.А., Александрова Л.Г. Определение остаточных количеств пестицдов.- Киев: Здоровье, 1983.- 247 с.
11. Polikarpov G.G., Zaitsev Y.P., Zats U.I., Radchenko L.A. Pollution of the Black sea (levels and sources) //Proc. of the Black sea Symposium, Ecological Problems and Economical Prospects, Istambul: Black Sea Foundation for Education, Culture and Protection of Nature, 1994.- P.15-42.
12. Полихлорированные бифенилы и терфенилы // Гигиенические критерии состояния окружающей среды 2. ВОЗ. Женева, 1980.- М.: Медицина, 1980. - 98 с.
13. Поликарпов Г.Г., Жерко Н.В. Экологические аспекты изучения загрязнения Черного моря хлорорганическими ксенобиотиками // Экология моря.- 1996. - Вып. 45.- С.92 - 100.
14. Справочник по пестицидам (гигиена применения и токсикология).- Киев: Урожай, 1977.-37 с.

ИЗУЧЕНИЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ МИКРОФИТОБЕНТОСА ЛИТОРАЛЬНЫХ МОРСКИХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

М.А.Сабурова, И.Г. Поликарпов

Введение

Бентосные микроводоросли, населяющие рыхлые грунты, являются одним из важнейших компонентов прибрежных экосистем [1-5] . Фотосинтетическая активность определяет приуроченность этих организмов к фотической зоне донных отложений, глубина которой составляет от 5 мм в промытом кварцевом песке до 0.5 мм в илах [6-10]. Однако, имеются многочисленные свидетельства обнаружения живых клеток микроводорослей (или их фотосинтетических пигментов) на значительной глубине, вплоть до нескольких десятков сантиметров в толще осадка в афотической анаэробной зоне в самых разных биотопах, включая литоральные и сублиторальные донные отложения морских и пресноводных водоемов (Табл. 1).

В настоящее время существуют альтернативные точки зрения на причины этого явления – гипотезы пассивного и активного перемещения организмов вглубь донных отложений. Предполагается, что микроводоросли попадают в глубокие слои осадка в силу перемешивания грунта [16, 27, 31-34], либо в процессе вертикальных передвижений в ненарушенном осадке. Синхронные перемещения различных представителей микрофитобентоса в толще грунта хорошо изучены и в целом имеют сходный характер. В светлое время суток водоросли поднимаются к поверхности грунта на отливе, а с наступлением прилива погружаются в толщу осадка [35-47]. Отмечены также изменения интенсивности фотосинтеза, продукции и концентрации хлорофилла "а" в поверхностном слое осадков, совпадающие с фазами приливно-отливного цикла [48-50], связываемые авторами с вертикальными миграциями микроводорослей.

Основные, не решенные до сих пор вопросы, касающиеся вертикального распределения микроводорослей в толще осадка, сводятся к выявлению причин, обусловливающих нахождение автотрофов вне пределов фотической зоны, а также к изучению физиологического состояния этих клеток и их адаптации к длительному отсутствию света (часто в бескислородных условиях).

Наши исследования вертикального распределения эпипелического микрофитобентоса в сопоставлении с его физиологической активностью дают возможность по-новому взглянуть на этот вопрос. Настоящая работа является попыткой приблизиться к

пониманию механизмов поведения и размножения бентосных микроводорослей в необычных (согласно прежним представлениям) условиях среды.

Таблица 1

Максимальная глубина обнаружения организмов микрофитобентоса или их фотосинтетических пигментов в толще осадка

Способ оценки	Местообитание	Максимальная глубина обнаружения, см	Источник
Прямой счет	Илисто-песчаная литораль	6	[11]
Прямой счет	Песчаная литораль	10	[12]
Прямой счет	Песчаная литораль	12	[13]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	10	[14]
Прямой счет	Песчаная литораль	14	[15]
Прямой счет	Сублитораль	30	[16]
Прямой счет, Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	15	[8]
Прямой счет	Песчаная литораль	10	[17]
Хлорофилл «а»	Сублитораль	10	[18]
Прямой счет	Песчаная литораль	16	[19, 20]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	10	[21]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	10	[22]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	11	[23]
Хлорофилл «а»	Донные отложения оз. Балатон	12	[24]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	10	[25]
Прямой счет	Илисто-песчаная литораль	0.5	[26]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	25-30	[27]
Прямой счет, Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	6	[28]
Хлорофилл «а»	Песчаная литораль	10	[29]
Прямой счет, Хлорофилл «а»	Илистая литораль	7.0-12.5	[30]

Материал и методы исследования

Характеристика района исследования. Исследования эпипелического (неприкрепленного) микрофитобентоса на различной глубине в толще осадка проводились в летние месяцы 1994- 1999 гг. в губе Грязно́й (Кандалакшский залив, Белое море). Грунт на изучаемом участке средней литорали представлен мелкозернистым (средний модальный размер 0.1-0.25 мм) слабо заиленным (2-10 % алевро-пелитовой фракции) олигосапробным (содержание органического вещества до 4 % от сухого веса осадка) песком. Верхняя граница сульфидной зоны (при Eh<0 мВ) расположена на глубине 1-2 см;

мощность фотической зоны (>1 % от падающей радиации) составляет 2.5-3 мм. Период осушения осадков на отливе составляет около 4 часов в течение одного приливно-отливного цикла [51].

Вертикальное распределение. Колонки грунта для анализа вертикального распределения микроводорослей отбирали на средней литорали во время отлива при помощи пластиковых трубок с внутренним диаметром 2.6 см и разделяли лезвием бритвы на слои по 2 мм. Для анализа использовали верхнюю часть колонки - 0-4 см (в ряде случаев до 10 см). Вертикальные профили окислительно-восстановительного потенциала (Eh) измеряли при помощи Eh-тестера (Hanna Instruments) с шагом 3 мм.

Вертикальные миграции. Изучение вертикальных миграций организмов микрофитобентоса в толще грунта проводили 9-10.07.95, 12-14.07.95, 16-17.07.95, 18-20.09.95, 26-28.08.96, 31.08-1.09.96, 31.08-1.09.98, 6-7.09.98, 17-18.06.1999 (в двух различных биотопах). Исследования проводились как в период "белых ночей", так и при смене дня и ночи. Колонки грунта в пластиковых трубках, герметично закупоренных снизу, экспонировались в емкости с морской водой при естественном освещении и температуре, что позволило отбирать пробы на отливе и использовать их впоследствии, когда на полной воде отбор проб технически затруднен. Сравнение вертикального распределения водорослей в колонках, экспонировавшихся более 12 часов, и отобранных на следующих отливах, показало отсутствие различий и сохранение ритмов вертикальных миграций у водорослей в лабораторных условиях в отсутствии влияния приливно-отливного цикла, на что указывали также другие авторы [39-41, 44]. Каждые 2-4 часа в течение всего срока наблюдения (от 14 до 36 часов для разных серий) случайно выбранные колонки грунта разделяли на 2 слоя: 0-3 мм и 3-40 мм, которые соответствовали фотической и афотической зонам данного типа осадков. В ряде случаев распределение микроводорослей учитывали в слоях 0-3, 3-13, 13-23, 23-33 и 33-40 мм. Параллельно с изучением вертикальных миграций проводили измерение освещенности и температуры на поверхности осадка.

Количественный учет организмов микрофитобентоса. Микроводоросли выделяли из грунта при помощи модифицированного метода Улига [52], заменяя лед фильтрованной морской водой. Клетки водорослей учитывали прижизненно в чашках Петри методом случайных полей зрения при увеличении 32х. Учитывали массовые виды фитомастигин *(Amphidinium britannicum* C. E. Herdman и *Gymnodinium sp.*) и эпипелических диатомей (*Pleurosigma aestuarii* Breb., *Donkinia recta* Grun., *Entomoneis paludosa* (W. Sm.) Reim., *Plagiotropis lepidoptera* (Greg.) Reim., *Navicula humerosa* Breb.,

Hantzschia virgata (Roper) Grun.). При учете диатомовых водорослей отдельно отмечали клетки, находящиеся в стадии цитокинеза. Долю таких делящихся клеток (ЧДК) вычисляли как процент от общей численности данного вида в колонке грунта.

Изучение клеточного цикла диатомовых водорослей. Для более детального определения стадий клеточного цикла диатомовых водорослей на разной глубине в толще осадка разделенные послойно (с шагом 5 мм) колонки грунта фиксировали фиксатором Навашина [53]. Далее водоросли отмучивали от осадка и окрашивали карминоуксусной кислотой по Шнейдеру [53]. На постоянных препаратах производили определение стадии клеточного цикла для каждой клетки (интерфаза, митоз, цитокинез) по степени конденсации хроматина в ядре.

Экспериментальные исследования физиологической активности. Для изучения реакции микрофитобентоса на искусственное захоронение на поверхность песка во время отлива помещали 4-см слой стерильного грунта, предохраняя его от размывания пластиковой рамкой. Через 1 и 5 суток отбирали колонки из нижнего (искусственно "захороненного") и верхнего слоев песка и анализировали вертикальное распределение микрофитобентоса.

Параллельно с изучением вертикальных миграций диатомей, мы оценивали митотическую активность клеток (ЧДК).

Для определения оптимальных условий размножения эпипелических диатомей в толще осадка верхний 3-мм ненарушенный слой грунта, содержащий на отливе максимальные концентрации диатомовых, помещали в пластиковые трубки в разные условия. В ходе экспериментов варьировали:

- положение фотического слоя с водорослями (поверхностное или в толще осадка);
- возможность миграций (сплошная или сетчатая перегородка между слоями);
- физико-химические свойства грунта (использовали стерильный песок либо глубокие слои естественного грунта из сероводородной зоны);
- химический состав воды (поверхностная или поровая);
- режим освещенности (естественная освещенность или полная темнота).

После экспозиции в тех или иных условиях (от 6 до 76 часов) клетки диатомей выделяли из грунта и оценивали интенсивность размножения по числу находящихся в цитокинезе клеток (ЧДК), отнесенному к общей численности водорослей.

В ходе экспериментов по изучению реакции диатомей на нарушение вертикальной стратификации осадков верний ненарушенный фотический слой (3 мм), взятый на литорали во время дневного отлива и содержащий микроводоросли, помещали сверху

на стерильный, пропитанный фильтрованной морской водой песок. После экспозиции (3 и 4 сут) анализировали вертикальное распределение клеток послойно.

Результаты и обсуждение

Вертикальное распределение микрофитобентоса. Вертикальное распределение микроводорослей в толще осадка анализировали на примере массовых видов, относящихся к разным систематическим группам – перидиниевым и диатомовым водорослям. Для вертикального распределения микрофитобентоса в толще осадка на изучаемом участке пляжа в светлое время суток на отливе характерен максимум общей численности всех учитываемых видов, приуроченный к первым нескольким мм осадка в пределах фотической зоны, хотя разные группы различаются по глубине проникновения в грунт (рис. 1). Перидиниевые водоросли встречаются преимущественно в поверхност-

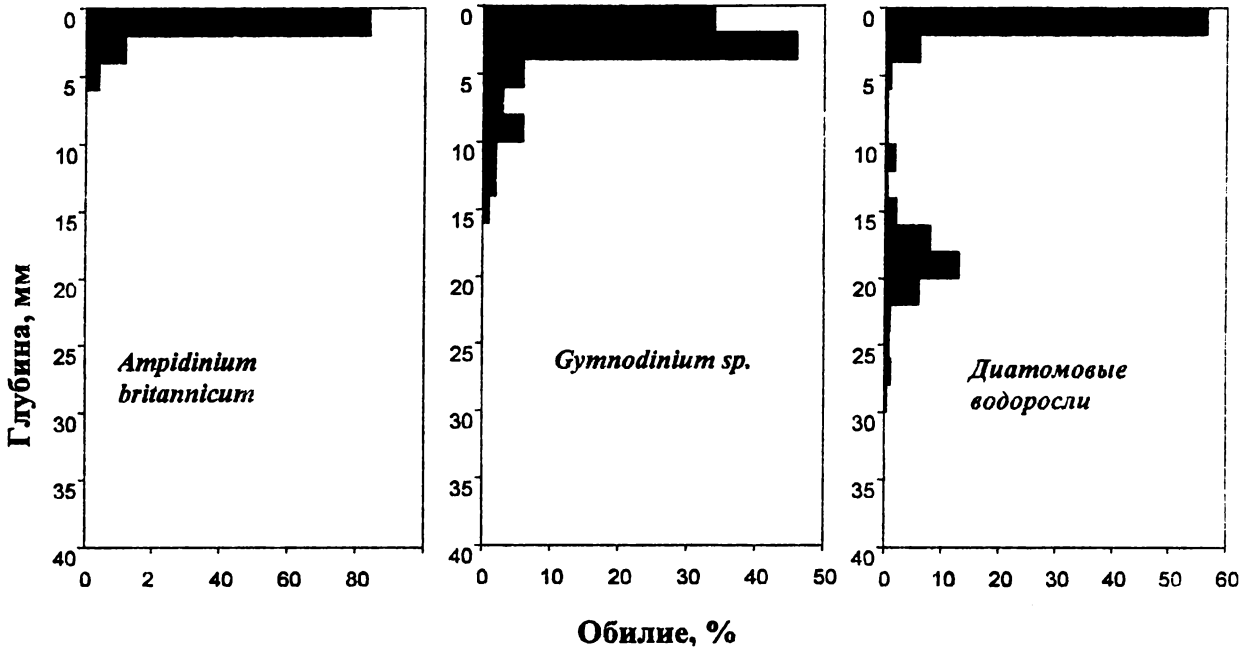

Рис. 1. Вертикальное распределение различных групп микрофитобентоса в толще осадка

ных слоях грунта: *A. britannicum* сосредоточен в верхних 0.6 см осадка, *G. sp.* – в верхних 1.5 см, а отдельные клетки диатомовых водорослей были обнаружены на глубине до 3.5 см, а в ряде случаев – до 7.3 см в толще осадка. Более глубокое, чем у *A. britannicum*, проникновение в толщу осадка *G. sp.* можно объяснить меньшими размерами этого вида и его большей подвижностью. Эпипелические диатомеи отличаются от перидиниевых водорослей характером движения. Они способны двигаться в толще осадка не

только по капиллярам, но и раздвигать частицы грунта. Эта особенность позволяет им проникать глубоко в толщу осадка.

Глубина проникновения водорослей в осадок во многом зависит также от физико-химических свойств среды. Формирование вертикальных градиентов абиотических факторов в осадке сильно зависит от водопроницаемости подстилающего грунта. На изучаемой литорали основным подстилающим слоем является глина, однако встречаются участки, где вместо глины на глубине более 10 см залегает крупный песок. Сравнение вертикального распределения водорослей и профилей Eh из двух таких местообитаний показало, что хотя диатомеи способны обитать в анаэробных слоях осадка, высокие отрицательные значения окислительно-восстановительного потенциала лимитируют глубину их проникновения в толщу осадка. На участках с глинистым подстилающим слоем зона с высокими отрицательнами значениями Eh расположена ближе к поверхности осадка и глубина проникновения организмов микрофитобентоса не превышает 4-5 см, тогда как в местообитаниях с подстилающим крупным песком зона обитания микроводорослей простирается на глубину более 7 см.

Деление клеток диатомовых водорослей в афотической зоне осадка. Анализ распределения отдельных видов диатомовых водорослей выявил наличие двух пиков

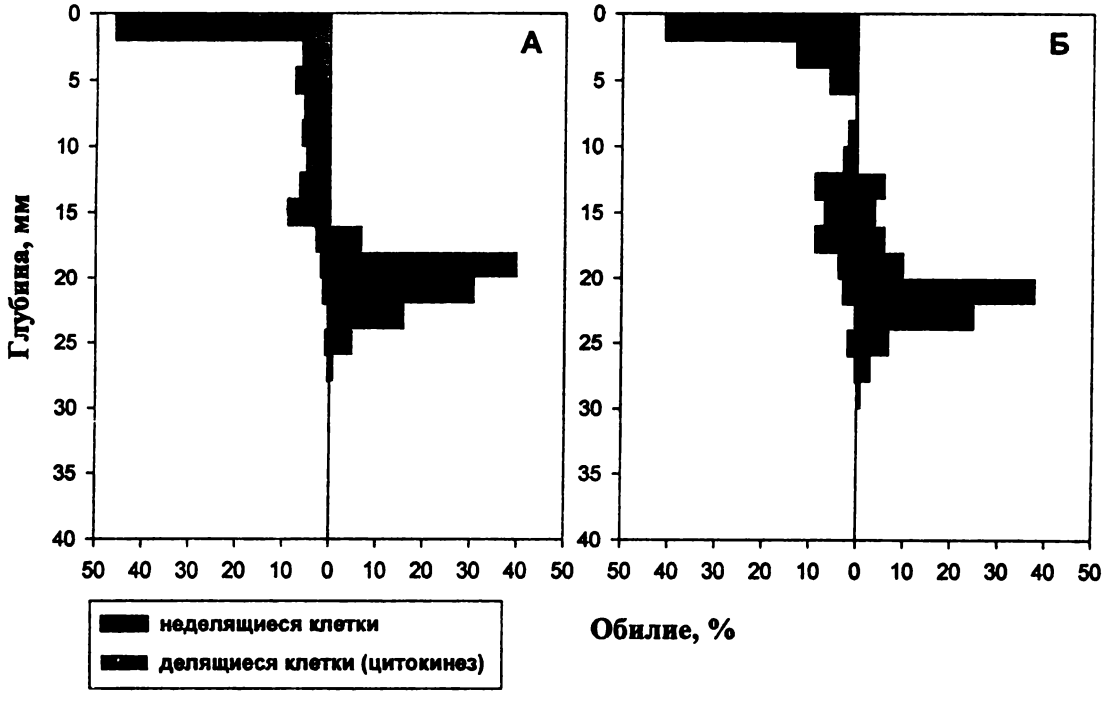

Рис. 2. Профили вертикального распределения клеток диатомовых водорослей (А – *P. lepidoptera*, Б – *P. aestuarii*) на разных стадиях клеточного цикла

численности: поверхностного, находящегося в фотической зоне, и глубинного - в афотической зоне на глубине 2-3 см в толще осадка (рис. 2). Водоросли, обнаруженные в этих слоях осадка, имели четко выраженные и окрашенные хроматофоры, а многие экземпляры находились в стадии деления (вплоть до 80-100 % делящихся клеток от общей численности водорослей данного слоя).

Для более детального изучения этого явления был проведен цитологический анализ распределения клеток диатомей на разных стадиях клеточного цикла в толще осадка. На рис. 3 показан пример вертикального распределения клеток диатомеи *P. aestuarii*, находящихся на разных стадиях клеточного цикла в толще осадка (0-4 см), поделенной на слои через каждые 5 мм (в процентах от общей численности клеток данного слоя). Из представленных данных отчетливо видно увеличение с глубиной доли клеток, находящихся на разных стадиях митоза. В слоях 20-30 мм доля таких клеток достигает 80-90 %.

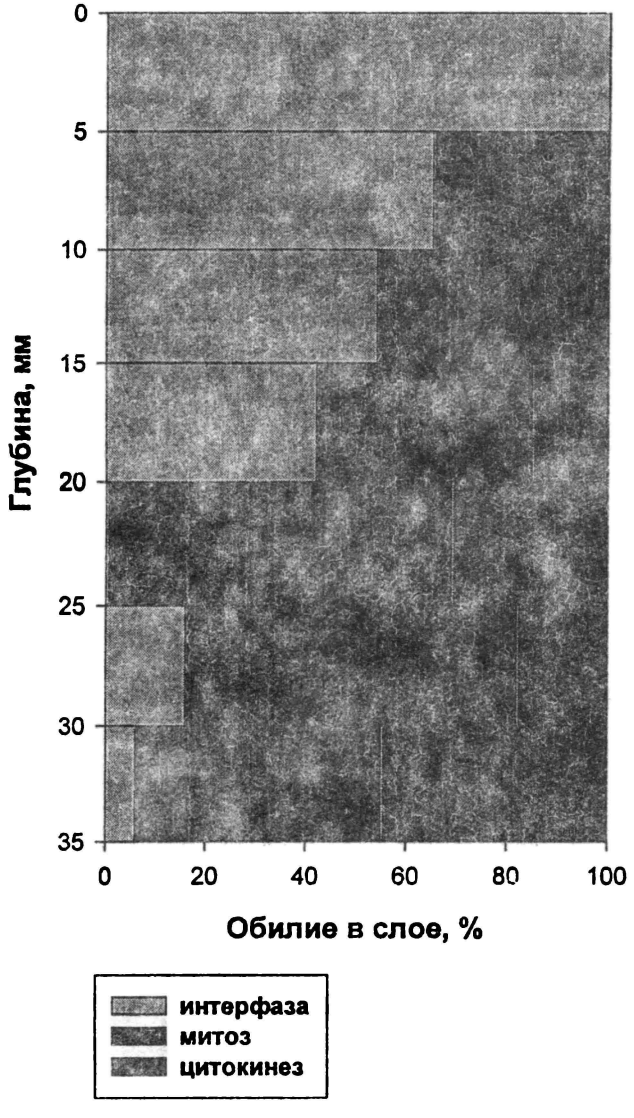

Рис. 3. Вертикальное распределение клеток диатомеи *P. aestuarii* на разных стадиях клеточного цикла

Мы наблюдали описанные выше закономерности вертикального распределения клеток, находящихся на разных стадиях клеточного цикла в толще осадка, у всех эпипелических диатомей изучаемого сообщества. Многократные временные и пространственные повторности дают возможность предполагать физиологическую неоднородность популяций этих водорослей, находящихся на разной глубине в толще осадка. В фотическом слое делящиеся клетки диатомей (находящиеся в стадии цитокинеза) не были ни разу обнаружены, несмотря на специальный поиск таковых.

Небольшой процент митотических клеток в верхнем 5-мм слое, наблюдаемый на рис. 3, не противоречит изложенным выше фактам, поскольку успешное деление, завершаемое расхождением поделившейся клетки, отмечалось только в афотических слоях осадка. Нам не удалось обнаружить упоминаний о делящихся клетках в толще осадка в литературе (табл. 1).

Реакция микрофитобентоса на искусственное захоронение в толще осадка. Приспособления, обеспечивающие выживание микроводорослей в период их пребывания в толще осадка, часто в анаэробных условиях, изучены недостаточно полно. Несмотря на большое количество публикаций, посвященных данному вопросу, единого мнения по этому поводу не существует. Это указывает на неполный характер наших знаний о механизмах регуляции клеточных циклов у бентосных микроводорослей. Сторонники гипотезы "нулевого метаболизма" предполагают, что захороненные клетки водорослей впадают в своего рода анабиоз, дожидаясь очередного выноса на поверхность [54, 55]. Однако, большая часть исследователей придерживается мнения об активном функционировании захороненных в толще грунта микроводорослей. Основным доводом в пользу этого предположения является способность одноклеточных водорослей в определенных условиях к переходу на гетеротрофное питание [56-60 и др.]. Эта особенность, возможно, позволяет им существовать ниже границы фотической зоны в активном физиологическом состоянии.

Для изучения миграционного поведения микрофитобентоса в условиях захоронения в толще осадка нами был проведен полевой эксперимент, результаты которого представлены на рис. 4. Условия проведения эксперимента позволили оценить максимальную скорость передвижения микроводорослей – до 1.7 мм/час. На поверхности использовавшегося для захоронения водорослей безжизненного 4-см слоя песка уже через сутки можно обнаружить клетки всех изучаемых водорослей, мигрировавшие из захороненного осадка (рис. 4). Однако, синхронность этих передвижений различна у разных видов. Максимально быстро и синхронно избегает искусственное захоронение крупная и очень подвижная перидинея *A. britannicum*. Всего за 24 часа, прошедших с момента захоронения, 92.7 % клеток переместились в верхние слой осадка, полностью восстановив нарушенную структуру вертикального распределения (рис. 4 А). Значительно больше времени на тот же процесс (5 сут) понадобилось мелкой перидинеи *G. sp.* (рис. 4 Б). Сходные восходящие миграции обнаружены и у эпипелических диатомей, однако процесс восстановления нарушенной вертикальной структуры протекает у них медленнее и занимает более 6 суток (рис. 4 В), что согласуется с мень-

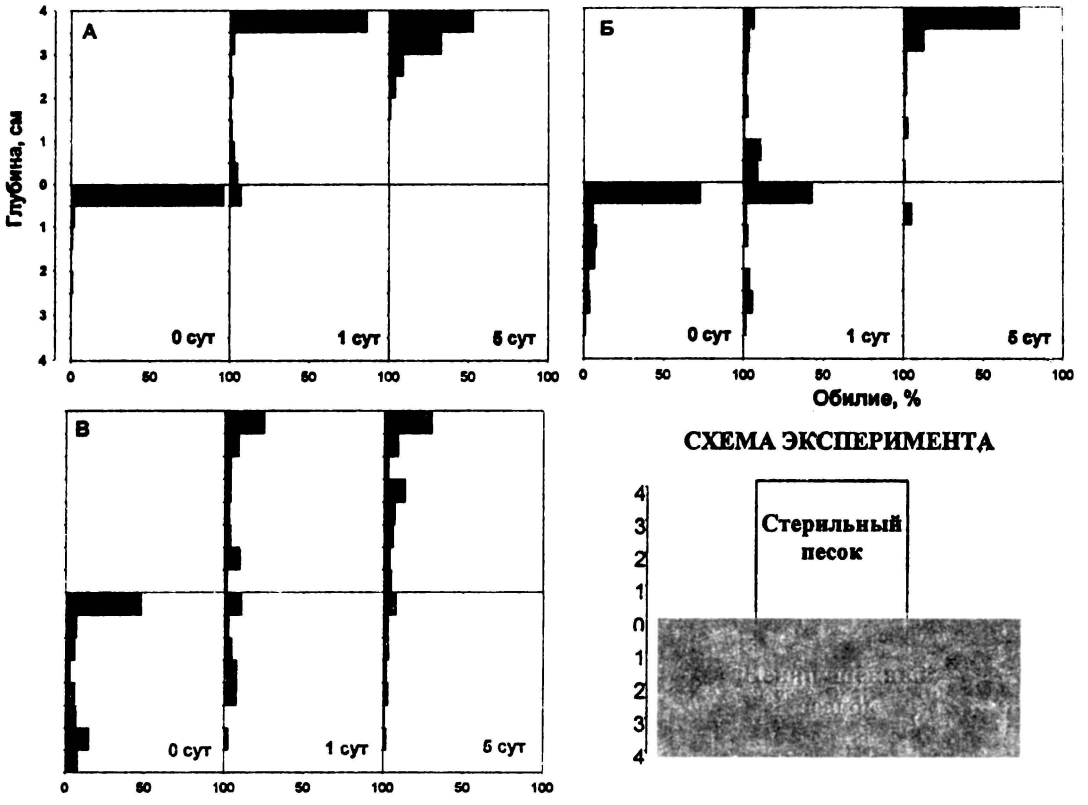

Рис. 4. Реакция различных представителей микрофитобентоса на искуственное захоронение в толще осадка: А – *A. britannicum*, Б - *G. sp.*, В - эпипелические диатомовые.

шей степенью подвижности этих организмов по сравнению с имеющими органеллы движения перидинеями.

Вертикальные миграции микрофитобентоса в толще осадка. Вопрос о том, что заставляет клетки микроводорослей синхронно перемещаться в толще грунта, до настоящего времени остается открытым. Ряд исследователей рассматривает эти перемещения как результат пассивного переноса с течением интерстициальной воды или в результате механического переотложения осадков либо биотурбации [9, 16, 27, 31, 32, 34, 61].

Однако, целый ряд наблюдений не укладывается в эти рамки, что свидетельствует об иных причинах нахождения водорослей в толще грунта. Так, по наблюдениям М. Паматмата [14], турбулентное переотложение осадков вследствие волновой активности затрагивало лишь первые 2 см, тогда как обнаруженные им живые клетки диатомей находились на глубине до 8 см в толще грунта. Сходные наблюдения были сделаны на других илисто-песчаных отмелях [15]. Имеются также сведения, ставящие под сомнение существование пассивных вертикальных перемещений клеток водорослей с током интерстициальной воды. Результаты изящного полевого эксперимента Дж.

Пальмера, изучавшего влияние приливно-отливного цикла на миграционные ритмы эпипелической диатомеи *Hantzschia amphioxys* [38], свидетельствуют о наличии активных вертикальных миграций, обусловленных режимом освещенности поверхности осадка, а не влиянием приливно-отливных течений. Сходные данные были получены при исследовании вертикальных миграций микроводорослей в лабораторных условиях в отсутствии приливно-отливного движения воды [39-41, 44].

В нашем случае факторы, способствующие механическому заносу клеток водорослей в толщу грунта на протяжении всего периода отбора проб были выражены очень слабо либо отсутствовали. В связи с этим обнаруженные особенности вертикального распределения эпипелических диатомей заставляет предположить существование регулярных активных вертикальных миграций.

Изучение особенностей динамики вертикального распределения различных представителей микрофитобентоса позволило нам получить представление о миграциях этих организмов в толще осадка.

Результаты 10 серий наблюдений за изменениями вертикального распределения микрофитобентоса и абиотических факторов (освещенностью, температурой и приливно-отливным циклом) представлены на рис. 5.

Наиболее ярко выраженные циркадные ритмы вертикальных миграций демонстрируют массовые виды фитомастигин – *A. britannicum* и *G. sp.* Эти водоросли скапливаются в фотической зоне осадков во время дневных отливов, а с наступлением прилива погружаются вглубь песка, дожидаясь следующего отлива в светлое время суток. Для них характерна значительная синхронность миграций. Доля клеток в фотической зоне колеблется (в зависимости от режима приливно-отливного цикла и освещенности) от 85.5 до 0 % у *A. britannicum* и от 73.6 до 0.1 % у *G. sp.* (рис. 5).

Для анализа вертикальных миграций эпипелических диатомей был выбран наиболее массовый вид на исследуемом участке литорали – *E. paludosa*. В большинстве случаев учитывали также перемещения в толще грунта *G. recta*, *P. aestuarii* и *P. lepidoptera*. Вертикальные перемещения диатомей несколько отличались от тех, что мы наблюдали у фитомастигин: максимальная концентрация в фотической зоне наблюдалась днем с 14 до 18 часов. Ночью водоросли погружались вглубь осадка. Миграции диатомей в толще осадка отличаются меньшей синхронностью, а их зависимость от приливно-отливного цикла, режима освещенности и температуры носит более сложный характер, чем у перидиней. Концентрация клеток в фотической зоне у диатомей изменяется от 93 до 3 %, однако, для разных серий этот показатель сильно варьирует (рис. 5).

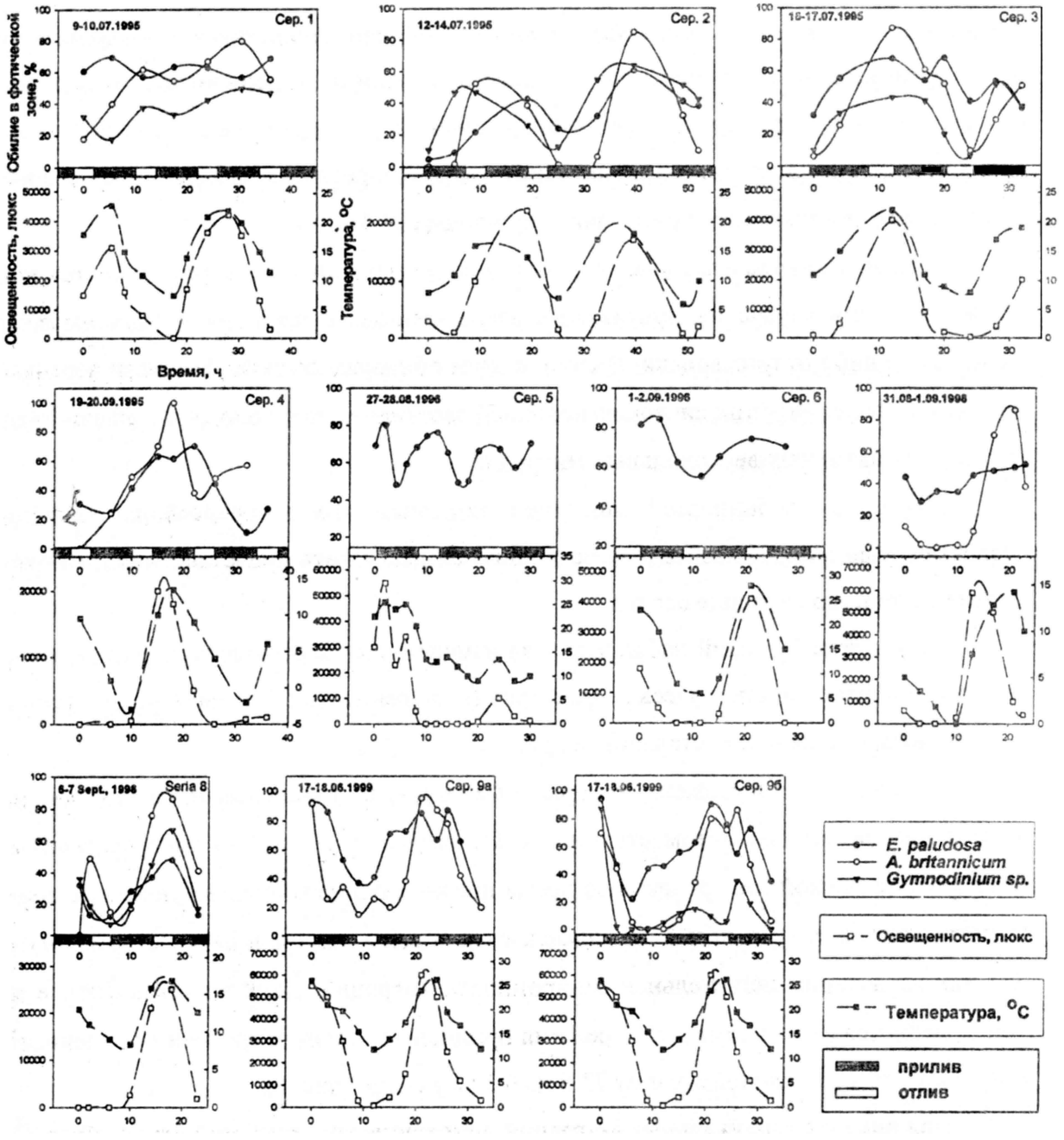

Рис. 5. Вертикальные миграции различных представителей микрофитобентоса в сопоставлении с ритмами освещенности, температуры и приливно-отливными циклами.

Обобщение всех данных позволило проанализировать влияние основных абиотических факторов на миграционную активность микрофитобентоса. Результаты свидетельствуют о том, что обилие микроводорослей в фотическом слое осадка слабо зависит от режима освещенности и стадии приливно-отливного цикла. Наибольшее

влияние на этот показатель оказывает температура поверхности осадка, что согласуется с данными о зависимости скорости движения бентосных диатомей от температуры [61].

В случае, когда на светлое время суток приходится 1 отлив, диатомеи демонстрируют близкий к суточному ход миграций, скапливаясь на поверхности осадка в дневное время и погружаясь вечером в толщу грунта. Минимум клеток в фотической зоне регистрируется на ночном отливе (рис. 6, серии №№ 2, 3, 4, 6, 8, 9). Когда на светлое время суток приходится 2 отлива (рис. 6, серия № 5), водоросли поднимаются к поверхности 2 раза в течение дня, однако, на послеполуденном отливе (при максимальной температуре) концентрация клеток в фотической зоне выше.

Оптимальные условия, благоприятствующих фотосинтезу, формируются днем в фотической зоне осадков во время отлива при высокой температуре воздуха. Высокоподвижные перидинеи четко "отслеживают" в постоянно меняющихся на поверхности осадка условиях "окна оптимумов", приуроченные к дневным теплым отливам, что выражается в резких колебаниях их численности на поверхности осадка. Менее подвижные диатомеи демонстрируют более пологие пики (рис. 5).

При анализе миграционной активности микрофитобентоса следует иметь в виду, что фотический слой осадков, по сравнению с более глубокими слоями, представляет собой менее стабильную зону, находясь на границе раздела фаз "грунт-вода" и "грунт-воздух" (в зависимости от стадии приливно-отливного цикла), что обусловливается резкими колебаниями физико-химических факторов и значительным прессом выедания (так называемая "стрессовая зона"). Однако, этот слой одновременно является зоной фотосинтеза для микроводорослей. Такая двойственность приводит к тому, что водоросли вынуждены постоянно перемещаться в толще осадка, «находя» для себя зону оптимума по градиенту факторов.

Различия в миграционных ритмах, отмеченные нами у двух различных систематических групп микрофитобентоса – диатомей и перидиней – обусловлены, на наш взгляд, различиями в поведении и реакциях на влияние окружающей среды. Перидинеи обладают более высокой подвижностью, что обеспечивается специальными органеллами. Эти организмы, по нашим наблюдениям, также отличаются более высокой чувствительностью к условиям местообитания и ярко выраженным положительным фототаксисом. В целом, они имеют более узкие зоны оптимумов к действию основных абиотических факторов литорали, по сравнению с диатомовыми [62]. По-видимому, высокая чувствительность к действию стрессовых факторов компенсируется у этих организмов способностью избегать неблагоприятные для их обитания зоны путем активных

вертикальных миграций. Наши данные [62, 63] и результаты других исследований [64] свидетельствуют о том, что диатомеи обладают большей толерантностью к действию неблагоприятных факторов среды, таких как длительное затемнение, высокие концентрации сероводорода и т.п., а также способны к фотосинтезу при низких уровнях освещенности, но фотоингибирование у них наступает при существенно более высоких значениях освещенности, чем у других групп морских фототрофов [32,65]. Они также значительно менее подвержены вымыванию из грунта при наступлении прилива, поскольку в отличие от перидиней, способны прикрепляться к субстрату. Результаты наших наблюдений свидетельствуют о том, что диатомовые и перидиниевые водоросли демонстрируют различия в реакции на температуру окружающей среды. На рис. 6 видно, что повышенная концентрация клеток в верхнем слое грунта (более 60 %) регистрируется у представителей этих двух групп при разных пороговых значениях температуры. Для диатомовых это значение составляет 7-8°С, а для перидиней находится в пределах 10-15°С.

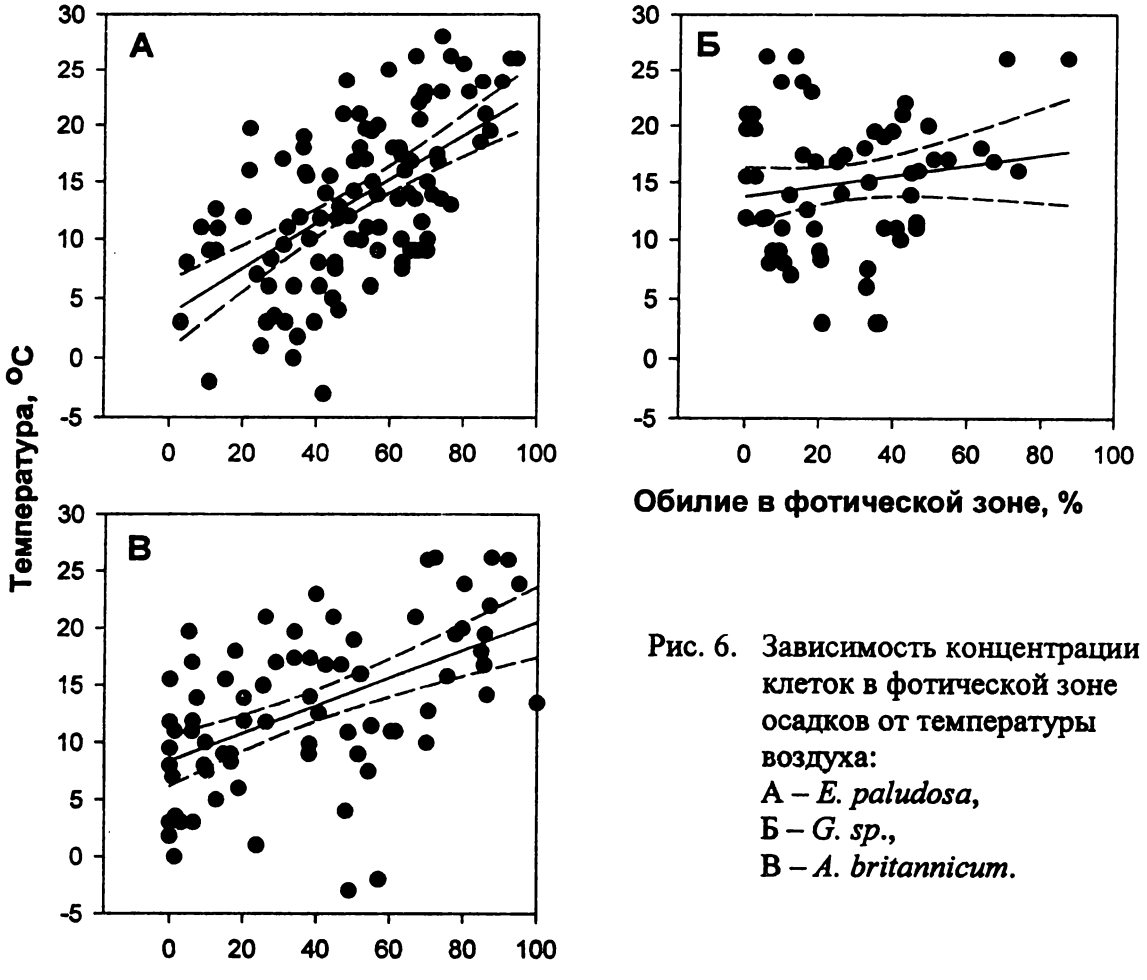

Рис. 6. Зависимость концентрации клеток в фотической зоне осадков от температуры воздуха:
А – *E. paludosa*,
Б – *G. sp.*,
В – *A. britannicum*.

Динамика ритмов деления эпипелических диатомей. Обнаруженная нами нетипичная особенность размножения эпипелических диатомей в глубоких слоях осадка была более детально изучена в сопоставлении с ритмами вертикальных миграций микроводорослей.

Результаты наших исследований свидетельствуют о том, что в популяциях всех изученных эпипелических диатомей практически всегда содержится определенное количество делящихся клеток. Однако, их число сильно варьирует (от 0 до 36 %) и находится в обратной зависимости от количества клеток в фотической зоне (рис. 7 Б). На рис. 7 А приведены характерные примеры динамики ЧДК для популяции *E. paludosa* в сопоставлении с ритмами вертикальных миграций.

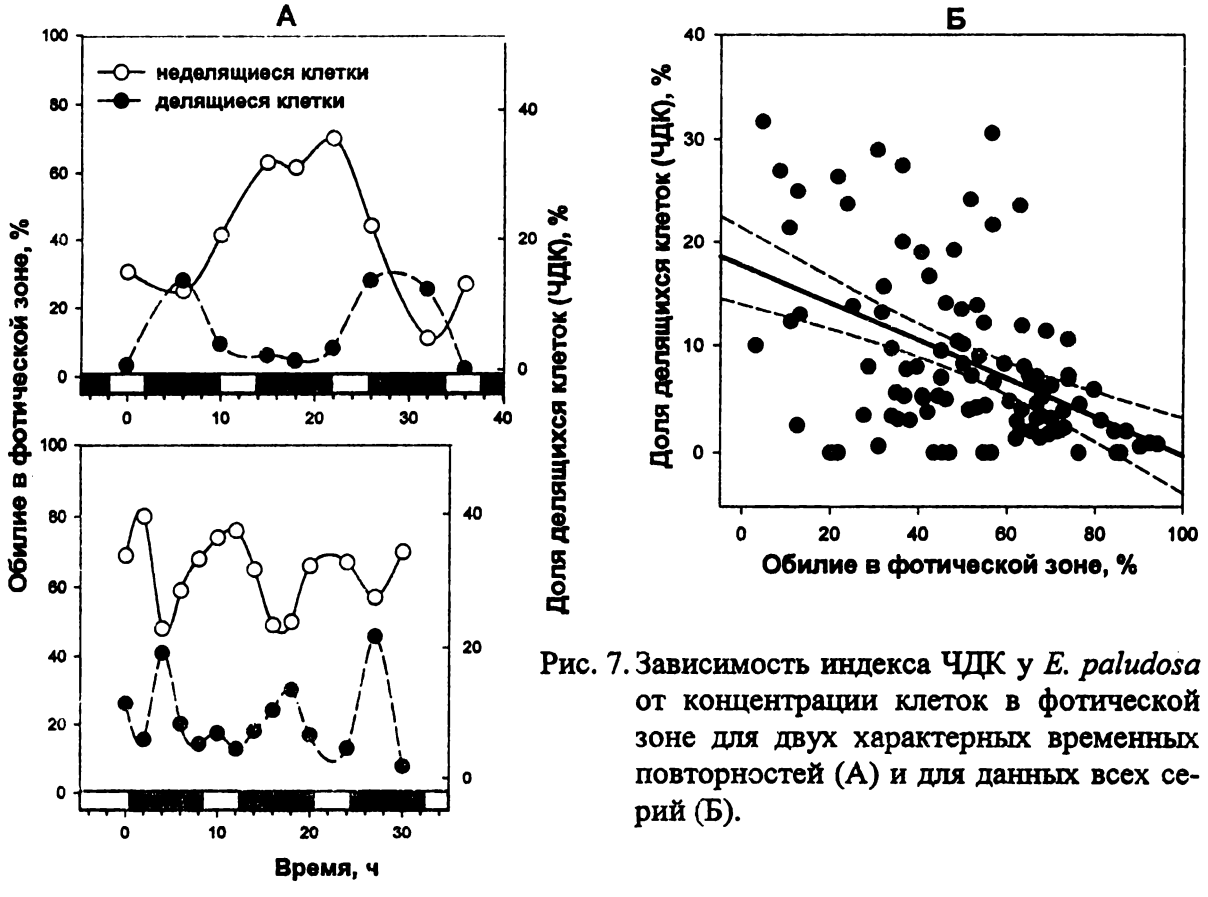

Рис. 7. Зависимость индекса ЧДК у *E. paludosa* от концентрации клеток в фотической зоне для двух характерных временных повторностей (А) и для данных всех серий (Б).

Некоторые данные об особенностях питания диатомей в разных слоях осадка. Известно, что бентосные микроводоросли в определенных условиях способны к миксотрофии [56, 58, 59 и др.].

Наши предварительные данные свидетельствуют о том, что как минимум один вид эпипелических диатомей – *E. paludosa* - способен к потреблению растворенной ор-

ганики вне зависимости от стадии приливно-отливного цикла, режима освещенности и глубины нахождения клеток в толще осадка [66].

Проследив динамику этого процесса в течение суток раздельно в фотической и афотической зонах осадка, мы обнаружили достоверные различия в интенсивности потребления гидролизата клетками диатомей на разных глубиных в толще осадка. Гетеротрофное питание водорослей более интенсивно в афотической зоне осадка ночью во время прилива. На дневном отливе этот показатель для афотической зоны существенно ниже.

Различия в потреблении органики хорошо согласуются с нашими данными о суточных вертикальных миграциях этих водорослей. Диатомеи поднимаются к поверхности осадка во время отлива, используя оптимальный режим освещенности и температуры поверхности осадка для активного фотосинтеза. С наступлением ночи (и/или прилива) при снижении освещенности клетки опускаются в афотическую зону и переходят на гетеротрофное питание. Очевидно, миксотрофия является важным приспособлением бентосных микроводорослей к изменчивому режиму освещения поверхности осадка, обусловленному продолжительностью светового дня и приливно-отливным циклом.

Анализ данных по потреблению клетками ^{14}C-бикарбоната Na свидетельствуют о способности к фотосинтезу водорослей из разных слоев осадка. При освещении афотической зоны находящиеся в ней клетки переходят к активному фотосинтезу. Показанная нами [66] способность клеток, находившихся в афотическом слое, к активному фотосинтезу при освещении в условиях эксперимента хорошо согласуется с более ранними исследованиями [32].

Сопоставление миграционной и митотической активностей с данными по потреблению органических веществ позволяет представить следующую схему: оптимальные условия для протекания фотосинтеза складываются в фотической зоне литоральных осадков в период осушения на дневном отливе. Клетки фотосинтезируют (накапливают энергию), а с наступлением прилива (и, как следствие, с понижением освещенности и температуры) погружаются вглубь осадков, переходя на гетеротрофный тип питания, чему способствуют повышенные концентрации РОВ в интерстициальной воде [15, 67, 68]. Оставшиеся во время прилива на поверхности клетки диатомей также переходят к потреблению органики, что, по-видимому, является более энергетически выгодным при снижении освещенности во время прилива. В глубоких слоях осадка клетки начинают активно делиться, а с наступлением дневного отлива снова концентрируются на поверхности.

Возникает вопрос, почему размножение диатомовых приурочено к глубоким слоям осадка, для попадания в которые клетка тратит энергию, накопленную на поверхности в процессе фотосинтеза.

Эксперименты по определению оптимальных условий размножения для эпипелических диатомей. В эксперименте по изучению реакции эпипелического микрофитобентоса на различного рода нарушения вертикальной структуры осадка было установлено, что любые искусственные нарушения физико-химических свойств среды (замена естественной афотической зоны осадка слоем стерильного песка) приводят к прекращению деления клеток, хотя водоросли сохраняют миграционную активность.

Результаты эксперимента по определению оптимальных условий для размножения диатомей путем помещения верхнего слоя природного грунта с водорослями в различные условия приведены в табл. 2. Видно, что деление регистрируется только во время инкубации клеток диатомей на интерстициальной воде, богатой биогенными элементами и биологически активными веществами.

Полученные результаты дают основание полагать, что определяющая роль в регуляции клеточного цикла этой экологической группы принадлежит физико-химическим условиям, формирующимся на определенной глубине в толще интерстициального грунта. Более стабильная, по сравнению с поверхностным слоем, среда обитания, повышенные концентрации биогенных элементов и их присутствие (прежде всего азота) в более восстановленных формах (NH_4^+ вместо NO_3^-), формируют, по-видимому, благоприятные условия для интенсивного размножения микроводорослей на глубине нескольких сантиметров в толще осадка. Считается, что потребление аммонийного азота является более энергентически выгодным для водорослей, нежели нитратного, поскольку аммонийный азот может напрямую включаться в процессы клеточного синтеза, без затрат энергии на его восстановление. Существуют также свидетельства предпочтения различными микроводорослями более восстановленных форм азота в контролируемых условиях [69-71].

Ранее были показаны биогенные свойства интерстициальной воды из глубоких слоев литоральных осадков, влияющие на развитие диатомовых водорослей [72, 73]. В природе делящиеся клетки диатомей регистрировались нами только на глубине нескольких сантиметров в толще осадка в бескислородных условиях и в большинстве случаев при отрицательных значениях Eh. Однако, из результатов эксперимента следует, что эти условия не являются необходимыми для размножения водорослей. По-

Таблица 2

Интенсивность деления диатомеи *E. paludosa* в условиях эксперимента

Схема эксперимента*		Параметры	Время экспозиции, ч				
			0	42	53	67	76
Поверхностная вода		Eh в каждом слое, мВ	103/152	140/-2	117/-24	150/-52	152/-28
		Обилие в фотической зоне, %	100	96.8	64.6	82	87
		ЧДК, %	0	0	0	0	0
		Eh в каждом слое, мВ	152/103/152	102/-80/-45	156/135/24	117/-30/-70	112/-10/-42
		Обилие в фотической зоне, %	100	100	100	100	100
		ЧДК, %	0	0	0	0	0
Глубинная вода		Eh в каждом слое, мВ	103/63	94/-14	89/-18	112/-47	87/-35
		Обилие в фотической зоне, %	100	90.9	98.6	83	60
		ЧДК, %	0	1.5	7.2	3.4	0
		Eh в каждом слое, мВ	103/-200	101/-45	105/-13	108/-74	104/-15
		Обилие в фотической зоне, %	100	100	100	100	100
		ЧДК, %	0	2.7	4.7	3.0	3.7
		Eh в каждом слое, мВ	-200/103/-200	125/85/-1	110/140/132	108/15/-10	114/45/-29
		Обилие в фотической зоне, %	100	100	100	100	100
		ЧДК, %	0	13.4	20.0	7.4	13.0
		Eh в каждом слое, мВ	63/103/63	102/0/-7	160/125/110	106/86/-39	112/-10/-22
		Обилие в фотической зоне, %	100	100	100	100	100
		ЧДК, %	0	18.0	26.2	9.2	17.6
Природный грунт (контроль)		Eh в каждом слое, мВ	103/-47	105/-26	152/-64	112/-13	142/-58
		Обилие в фотической зоне, %	26.3	67.4	66.2	60.9	53
		ЧДК, %	3.2	4.9	12.6	7.6	4.2

*

- Природный фотический слой (0-3 мм)
- Стерильный песок
- Природный афотический H_2S- слой
- Планктонный газ (200 мкм)
- Лавсановый фильтр (2 мкм)

видимому, важные для успешного развития диатомовых концентрации биогенов в наиболее приемлемой для них форме микроводоросли могут найти лишь на глубине, выработав резистентность к возможному неблагоприятному действию других факторов в этой зоне.

Вероятно, миграционная активность диатомовых водорослей является вынужденным механизмом, позволяющим клеткам питаться и размножаться в оптимальных для них зонах, разобщенных пространственно.

Заключение

Причинами, определяющими распределение организмов микрофитобентоса в толще осадка, являются вертикальная стратификация грунта, а также способность этих водорослей совершать активные вертикальные миграции с циклом, близким к циркадному.

Гипотеза преобладающей роли механического переноса неприкрепленных видов микроводорослей нашими исследованиями не подтверждается. Таким образом, формирование вертикальной структуры микрофитобентоса рыхлых грунтов происходит в результате активного передвижения организмов в толще грунта. Разумеется, прикрепленные к частицам грунта водоросли (эпипсаммон) могут заноситься в толщу грунта при нарушениях гидродинамической либо биологической природы. Однако, в силу отсутствия у организмов этой группы фитобентоса способности к активному перемещению, реакция на длительное захоронение в толще осадка ограничивается незначительными миграциями [74, 75]. Не имея возможности, в отличие от эпипелических форм, быстро избегать стрессовых условий захоронения, эпипсаммотические виды демонстрируют более высокую устойчивость к действию темноты в анаэробных условиях [76, 77].

Основными факторами, регулирующими миграционную активность эпипелического микрофитобентоса, являются, на наш взгляд, режим температуры и освещенности в сочетании с приливно-отливным циклом. Изменчивость каждого из этих факторов определяется своей цикличностью: режим температуры и освещенности имеет сходную суточную и сезонную ритмику, однако максимум освещенности приходится на 11-13 часов, а температуры – на 15-16 часов. Приливно-отливный цикл в данном регионе имеет полусуточную ритмику с временным сдвигом на 40 минут каждые сутки, а также имеет цикличность, связанную с полулунным циклом (14 суток) – чередование сизигийных и квадратурных приливов. Сочетанное действие этих факторов определяет миграционные ритмы организмов микрофитобентоса.

Особенности биологии обусловливают различия в миграционной активности диатомовых и перидиниевых водорослей. Высокая подвижность в сочетании с высокой чувствительностью к действию различных стрессовых факторов у перидиней, возможно, компенсируется активным избеганием неблагоприятных зон. Более высокая толерантность к действию факторов среды, наблюдаемая у диатомей, позволяет им дольше перидиней находиться на поверхности осадка и более полно использовать для обитания его толщу.

Обнаруженное нами впервые явление деления клеток диатомовых водорослей исключительно в афотической зоне осадков позволяет предположить, что вертикальные миграции этих автотрофов связаны не только с избеганием временных неблагоприятных условий на поверхности, но и служат для перехода в слои осадка, по ряду причин необходимые для прохождения митоза и цитокинеза. Более подробно этот вопрос рассматривается во второй части статьи.

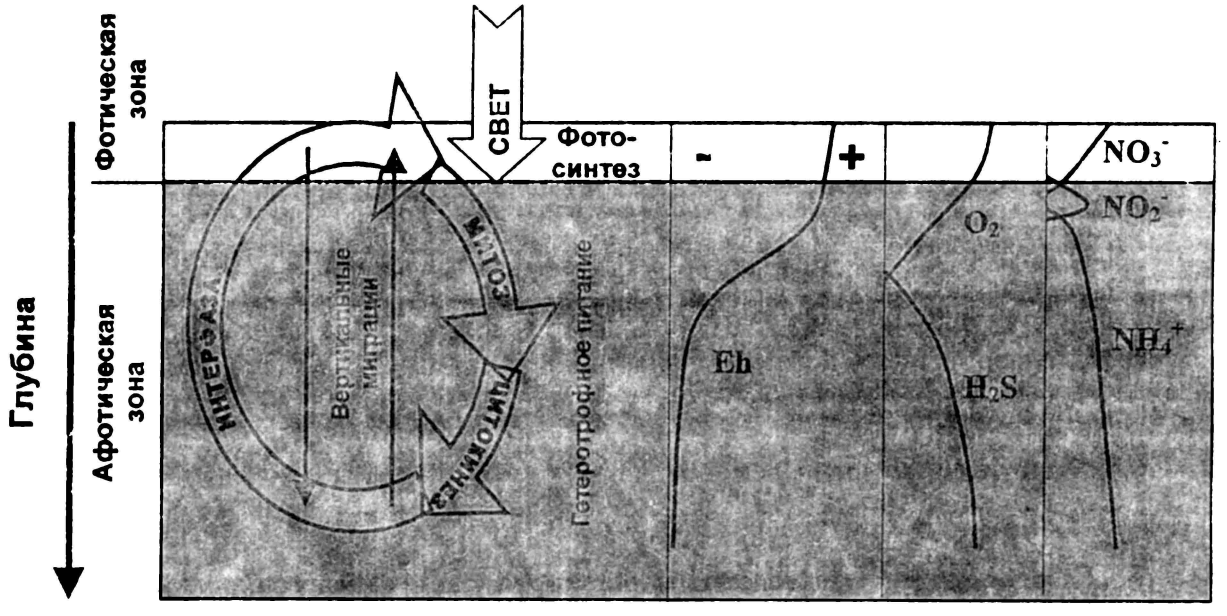

Рис. 8. Функционирование организмов микрофитобентоса в толще литоральных осадков (предлагаемая схема).

Обобщив полученные результаты, мы предлагаем схему (рис. 8), объясняющую полученные нами и известные из работ других исследователей данные.

Миграционное поведение эпипелических диатомей регулируется двумя комплексными факторами, один из которых имеет экзогенную природу (набор физико-химических факторов на литорали), а другой – эндогенную (клеточный цикл).

Новообразованной в результате деления в толще осадка на глубине 2-3 см клетке для прохождения полного клеточного цикла необходимы энергия и питательные вещества. Накопление энергии осуществляется в процессе фотосинтеза в фотической зоне осадков (0-3 мм). Однако, оптимальные условия для фотосинтеза складываются на поверхности осадка на отливе в светлое время суток. В течение суток существует 1 или 2 коротких временных отрезков (около 4 часов каждый), когда восходящие миграции «разрешены» (оправданы), и все клетки, вышедшие из стадии митоза, начинают подниматься вверх. Накопив достаточное количество энергии в процессе фотосинтеза, основная часть водорослей с наступлением прилива/вечера погружается в толщу осадка. Оставшиеся на поверхности клетки, по-видимому, начинают движение к поверхности осадка в конце «разрешительного» периода в силу тех или иных причин (например, более поздний выход из митоза). Поэтому, пробыв на поверхности осадка меньшее, по сравнению с другими, количество времени, они не успевают создать необходимый запас энергии. С наступлением прилива такие клетки остаются в приповерхностных слоях осадка, дожидаясь следующего дневного отлива, поскольку глубокие нисходящие миграции и полное прохождение клеточного цикла требуют определенного запаса энергии.

Погрузившиеся в толщу осадка клетки попадают в более благоприятные для прохождения следующих стадий клеточного цикла условия. Способность к гетеротрофии позволяет им получать необходимые для роста питательные вещества, находящиеся в интерстициальной воде в более высоких концентрациях, по сравнению с поверхностностью. Специфические физико-химические условия глубоких слоев грунта обусловливает присутствие биогенов в более восстановленных формах, что делает их потребление более энергетически выгодным.

Наличие всех этих факторов способствует успешному протеканию процессов роста и деления клетки. Поделившишь, клетки остаются в глубине в ожидании следующего «разрешительного» периода для миграции к поверхности осадка (рис. 9).

Наблюдаемый нами процесс циклических восходящих и нисходящих миграций водорослей в толще осадка не является на 100 % синхронным: определенная доля клеток всегда находится в противофазе основному потоку, оставаясь в афотической зоне, когда основная масса поднимается на поверхность и наоборот. Как известно, биологические ритмы сами по себе не определяют поведение организма в конкретной ситуации, но выполняют роль шлагбаума, определяя возможность или запрет на конкретный поведенческий акт в конкретных условиях. Степень же выраженности

разрешенного биологическими часами поведения определяется конкретными условиями и внутренней готовностью (зрелостью) организма.

Наши данные позволяют лишь приблизительно определить период цикла отдельно взятой «средней» клетки. Очевидно, картина, наблюдаемая нами в природных популяциях водорослей весьма отличается от искусственно синхронизированных лабораторных культур. Рассредоточенные в толще грунта отдельные клетки могут получать преимущества в силу неравномерного микрораспределения различных физико-химических факторов и опережать в развитии соседей и наоборот. Однако, вместо непрерывной ротации находящихся на разных стадиях развития особей мы наблюдаем относительно синхронное поведение популяции, что, по нашему мнению, связано с регулирующим влиянием экзогенного ритма. Т.е., пусковым механизмом, запускающим клетку в начало цикла, является ее выход из митоза, а механизмом, регулирующим ее поведение и скорость прохождения цикла, является комплекс факторов внешней среды.

Авторы выражают признательность д.б.н. проф. К.М. Хайлову и С.И. Кропотову за конструктивную критику, д.б.н. Л.В. Ильяш за плодотворное сотрудничество.

Настоящая работа выполнена при поддержке Otto Kinne Foundation (Германия).

Литература

1. Sorokin Y.I. Production characteristics of the microflora, periphyton and phytoplankton of coral biocoenoses on Majuro Atoll (Marshall Islans) // Oceanology.- 1973.- v. 13.- P. 404-408.
2. Sournia A. Primary production of sands in the lagoon of an atoll and the role of foraminiferan simbions // Mar. Biol.- 1976.- v. 37.- P. 29-32.
3. Заика В.Е. Некоторые данные о первичной продукции донных сообществ // В: Первичная и вторичная продукция донных сообществ.- Киев: Наукова Думка, 1982.- С. 157-162.
4. Кузнецов Л.Л. Продукция микрофитобентоса прибрежной зоны Баренцова моря // В: Продукционно-деструкционные процессы в прибрежной зоне Баренцова моря.- под ред. Г.Г. Матишова.- Апатиты: Кольский Научный Центр, 1991.- С. 55-62.
5. Pinckney J., Zingmark R. Effect of tidal stage and sun angles on intertidal benthic microalgal productivity // Mar. Ecol. Progr. Ser.- 1991.- v. 76.- P. 81-89.
6. Perkins E.J. Penetration of light into littoral soils // Ecology.- 1963.- v. 51.- P. 687-692.
7. Taylor W.R. Light and photosynthesis in intertidal benthic diatoms // Wiss Meeresunters Helgolander NF.- 1964.- v. 10.- P. 29-37.

8. Fenchel T., Straarup B.J. Vertical distribution of photosynthetic pigments and the penetration of light in marine sediment // Oikos.- 1971.- v. 22.- P. 172-182.
9. Riznyk R.Z., Phinney H.K. The distribution of intertidal phytoplankton in an Oregon estuary // Mar. Biol.- 1972.- v. 13.- P. 318-324.
10. Jørgensen B.B., Des Marais D.L. A simple fiber-optic microprobe for high resolution light measurements: application in marine sediment // Limnol. and Oceanogr.- 1986.- v. 31.- P. 1376-1383.
11. Moul E.T., Mason D. Study of diatom populations on sand and on mud flats in the Woods Hole Area // Biol. Bull. Mar. Biol. Lab. Woods Hole.- 1957.- v. 113.- P. 351.
12. Grøntved J. Preliminary report on the productivity of microbenthos and phytoplankton in the Danish Wadden Sea // Medd. Dan. Fiskeri Havunders NS.- 1962.- v. 3.- P. 347-348.
13. Oppenheimer C.H., Wood E.J.F. Note on the effect of contamination on a marine shough and the vertical distribution of unicellular plants in the sediments // Z. Allg. Mikrobiol.- 1962.- v. 2.- P. 45-47.
14. Pamatmat M.M. Ecology and metabolism of a benthic community on an intertidal sandflat // Int. Rev. gesamt Hydrobiol.- 1968.- v. 53.- P. 211-298.
15. Fenchel T. The ecology of marine microbenthos. IV // Ophelia.- 1969.- v. 6.- 189 p.
16. Steele J.H., Munro A.L.S., Giese G.C. Environmental factors controlling the epipsammic flora on beach and sublitoral sands // J. Mar. Biol. Ass UK.- 1970.- v. 50.- P. 907-918.
17. Cadee G.C., Hegeman J. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea // Neth. J. Sea Res.- 1974.- v. 8.- P. 260-291.
18. Plante-Cuny M-R. Pigments photosyntetiques et production primaire des jouds menbles neritiques diune region tropicale (Nosy-Be, Madagascar) // J. Rech. Oceanogr.- 1978.- v. 3.- P. 1-14.
19. Taasen J.P. The shallow-water soft-bottom benthos in Lindaspollene, western Norway. Benthic marine diatoms // Acta Bot. Fenn.- 1979.- v. 86.- P. 213-218.
20. Taasen J.P., Høisæter T. The shallow-water soft-bottom benthos in Lindaspollene, western Norwey. A. Benthic marine diatoms, seasonal density fluctuations // Sarsia.- 1981.- v. 66.- P. 293-316.
21. Anderson J.G., Boonruang P., Meadows P.S. Interrelationships between chlorophyll, carbon, nitrogen and heterotrophic bacteria in an intertidal sediment transect // Mar. Ecol. Progr. Ser.- 1981.- v. 6.- P. 277-283.
22. Gargas M., Gargas E. Influence of temperature and oxygen conditions on phytomicrobenthos stored for longer periods in darkness // Vatten.- 1982.- v. 38.- P. 306-316.
23. Skjoldal H.R. Vertical and small-scale horizontal distribution of chlorophyll *a* and ATP in subtropical beach sand // Sarsia.- 1982.- v. 67.- P. 79-83.

24. Szilacyi F. A klorofill meres modszereinek osszehasonlitasa // Vizugyi Kozl. N.- 1982.- v. 1.- P. 85-99.
25. Varela M., Penas E. Primary production of benthic microalgae in an intertidal sand flat of the Ria de Aroza, NW Spain // Mar. Ecol. Progr. Ser.- 1985.- v. 25.- P. 111-119.
26. Paterson D.M. The migratory behaviour of diatom assemblages in a laboratory tidal micro-ecosystem examined by low temperature scanning electron microscopy // Diatom Research.- 1986.- v. 1.- P. 227-239.
27. Branch S.M., Pringle A. The impact of the sand prawn *Calianassa Kraussi* Stebbing on sediment turnover and bacteria, meiofauna, and benthic microflora // J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.- 1987.-v. 107.- P. 219-235.
28. Delgado M. Abundance and distribution of microphytobenthos in the bays of Ebro Delta (Spain) // Estuar. Coast and Shelf Sci.- 1989.- v. 29.- P. 183-194.
29. Wasmund N. Live algae in deep sediment layers // Int. Rev. gesamt Hydrobiol.- 1989.- v. 74.- P. 589-597.
30. Riaux-Gobin C., Wafar M.V.M., Klein B. Production primaire potentielle microphytobentique d'une slikke de nord Bretagna: stratification verticale // J. Exp. Mar. Biol. Ecol.- 1993.- v. 169.- P. 215-231.
31. Gargas E. Measurements of primary production, dark fixation and vertical distribution of the microbenthic algae in the Øresund // Ophelia.- 1970.- v. 8.- P. 231-253.
32. Gargas E. "Sun-shade" adaptation in microbenthic algae from the Øresund // Ophelia.- 1971.- v. 9.- P. 107-112.
33. Round F.E. Occurrence and rhythmic behavior of *Tropidoneis lepidoptera* in the epipelon of Barustable Harbor, Massachusetts, U.S.A. // Mar. Biol.- 1979a.- v. 54.- P. 215-217.
34. Baillie P.W., Welsh B.L. The effect of tidal resuspension on the distribution of intertidal epipelic algae in an estuary // Estuar. Coast and Shelf Sci.- 1980.- v. 10.- P. 165-180.
35. Herdman E.C. Notes on dinoflagellates and other organisms causing discolouration of the sand at Port Erin // Trans. Liverpool Biol. Soc.- 1923.- v. 37.- P. 58-63.
36. Faure-Fremiet E. The tidal rhythm of diatom *Hantzschia amphioxys* // Biol Bull Mar Biol Lab, Woods Hole.- 1951.- v. 100 (1).- P. 173-177.
37. Ganaparti P.N., Lakshmanu R.M.V., Subba R.D.V. Tidal rhythms of some diatoms and dinoflagellates inhabiting on the intertidal sands of the Visakhapatnam beach // Current Sci.- 1959.- v. 28.- P. 450-451.
38. Palmer J.D. The role of moisture and illumination on the expression of the rhythmic behavior of the diatom *Hantzschia amphioxys* // Biol. Bull. Mar. Biol. Lab. Woods Hole.- 1960.- v. 119.- P. 330.
39. Perkins E.J. The diurnal rhythm of the littoral diatoms of the River Eden Estuary, Fife // J. Ecol.-1960.- v. 48.- P. 725-728.

40. Round F.E., Palmer J.D. Persistent, vertical-migration rhythms in benthic microflora: II. Field and laboratory studies on diatoms from the banks of the River Avon // J. Mar. Biol. Ass UK.- 1966.- v. 46.- P. 191-214.
41. Palmer J.D., Round F.E. Persistent vertical-migration rhythmes in benthic microflora. YI. The tidal cycle and diurnal nature of this rhythms in the diatom *Hantzschia vigrata* // Biol. Bull. Mar. Biol. Lab. Woods Hole.- 1967.- v. 132.- P. 121-134.
42. Lombard E.H., Capon B. *Peridinium gregarium*, a new species of dinoflagellate // J. Phycol.- 1971.- v. 7.- P. 184-187.
43. Eaton J.W., Simpson P. Vertical migrations of the intertidal dinoflagellate *Amphidinium Herdmaniae* Kofoid and Swezy // In: Naulor E, Hartnoll RG. (eds) Cyclic Phenomena in Marine Plants and Animals. Oxford: Pergamon Press, 1979.- P. 339-345.
44. Round F.E. A diatom assemblage living below the surface of intertidal sandflats // Mar. Biol.- 1979б.- v. 54.- P. 219-223.
45. Joint I.R., Gee J.M., Warwick R.M. Determination of fim-scale vertical distribution of microbes and meiofauna in an intertidal sediment // Mar. Biol.- 1982.- v. 72.- P. 157-164.
46. Horiguchi T., Pienaar R.N. Ultrastructure of a new sand-dwelling dinoflagellate, *Scrippsiella arenicola sp. nov.* // J. Phycol.- 1988.- v. 24.- P. 426-438.
47. Junxiang M., Dexiang J. The vertical migration of diatom in littoral of Xibian and Xiao ao // Acta Oceanol. Sin.- 1985.- v. 4.- P. 293-303.
48. Marshall N., Oviatt C.A., Skauen D.M. Productivity of the benthic microflora of shoal estuarine environments in Southern new England // Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.- 1971.- v. 56.- P. 947-955.
49. Brown D.N., Gibby C.E., Heckman H. Photosynthetic rhythms in epipelic algal populations // Br. Phycol. J.- 1972.- v. 7.-P. 37-44.
50. Riaux-Gobin C. Variation temporelles des sels nutritifs et des pigments chlorophylliens dans l'eau interstitielle d'une vase estuarienne de Bretagne nord // Cam. Biol. Mar.- 1985.- v. 26.-P. 109-124.
51. Бурковский И.В. Структурно-функциональная организация и устойчивость морских донных сообществ. М.: МГУ, 1992.- 208 с.
52. Uhlig G. Quantitative methods in the study of interstitial fauna // Trans. Am. Microsc. Soc.- 1968.- v. 87.- P. 226-232.
53. Дженсен У. Ботаническая гистохимия.- М.: Мир, 1964.- 377 с.
54. Schreiber E. Reinkultur von marinem phytoplankton und deren bedeutung fur die esforchung der produktionsfahigkeit des Meerwassers // Wiss Meeresunters Helgolander NF.- 1927.- v. 16.- P. 1-34.

55. McIntire C.D., Moore W.W. Marine littoral diatoms: Ecological considerations // In: Werner D (ed) The Biology of Diatoms.- Blackwell Scientific Publication, Oxford, 1977.- P. 333-371.
56. Lewin J.C. Heterotrophy in diatoms // J. Gen. Microbiol.- 1953.- v. 9.- P. 305-313.
57. Lewin J.C., Lewin R.A. Autotrophy and heterotrophy in marine littoral diatoms // Can. J. Microbiol.- 1960.- v. 6.- P. 127-134.
58. Bunt J.S. Observation on phytogeterotrophy in a marine diatoms // J. Phycol.- 1969.- v. 5.- P. 26-34.
59. Hellebust J.A., Lewin J. Heterotrophic nutrition // In: Werner D (ed) The Biology of Diatoms. Oxford, London, Edinburg, Melbourne, 1977.- v. 13.- P. 169-197.
60. Admiraal W., Peletier H., Zomer H. Observations and experiments on the populations dynamics of epipelic diatoms from an estuarine mudflat // Estuar. Coast and Shelf Sci.- 1982.- v. 14.- P. 471-487.
61. Hopkins J.T. A study of the diatoms of the Ouse estuary, Sussex. 1. The movement of the mudflat diatoms in response to some chemical anf physical changes // J. Mar. Biol. Ass UK.- 1963.- v. 43.- P. 333-341.
62. Saburova M.A., Polikarpov I.G., Burkovsky I.V. Spatial structure of an intertidal sandflat microphytobenthic community as related to different spatial scales // Mar. Ecol. Prog. Ser.- 1995.-v. 129.- P. 214-232.
63. Поликарпов И.Г. Устойчивость видовой структуры сообщества морских псаммофильных организмов на разных стадиях сезонной сукцессии // Дис. на соискание уч. степени канд. биол. наук. М.: МГУ, 1990.- 127 с.
64. Бурковский И.В., Зубков М.В., Кольцова Т.И. Реакция морского псаммона на снижение освещенности // Экология.- 1989.- № 1.- С. 35-42.
65. Colijn F., Buurt G. Influence of light and temperature on the photosynthetic rate of marine benthic diatoms // Mar. Biol.- 1975.- v. 31.-P. 209-214.
66. Отчет по проекту РФФИ № 3412097-099 «Вертикальная структура микрофитобентоса рыхлых грунтов» / Отв. Ильяш Л.В.- М.: МГУ, 1997.- 128 с.
67. Чернавская Е.Н. Биогенные элементы в поровой воде литорали Восточного Мурмана // ДАН СССР.- 1955.- Т. 105.- С. 828-831.
68. Martens C.S., Berner R.A., Rosenfield J.K. Interstitial water chemistry of anoxic Long Island Sound Sediments // Limnol. and Oceanogr.- 1978.- v. 23.- N 4.- P. 605-617.
69. Dortch Q., Clayton J.R.J., Thoreson S.S., Bressler S.L., Ahmed S.I. Response of marine phytoplancton to nitrogen deficiency: decreased nitrate uptake vs enhanced ammonium uptake // Mar. Biol.- 1982.- v. 70.- P. 13-19.

70. Glibert P.M., Goldman J.C., Carpenter E.J. Seasonal variation in the utilization of ammonium and nitrate by phytoplancton in Vineyard Sound, Massachusetts, USA // Mar. Biol.- 1982.- v. 70.- P. 237-249.
71. Schmidt G. Some observations on marine phytoplancton kinetics: 2. The effect of nitrate and ammonium concentrations on the growth and uptake rates of the natural population of Ubatuba region, sp (23°S, 0.45°W) // Bol. Inst. Oceanogr.- 1983.- v. 32.- P. 83-90.
72. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Ланская Л.А. Реакция планктонных водорослей (Bacillariophyta и Pyrrophyta) на водную среду из восстановительной зоны Черного моря // Докл. АН УССР.- Сер. Б.- 1986.- № 8.- С. 73-75.
73. Поликарпов И.Г., Сабурова М.А. Рост бентосных микроводорослей на воде из восстановительной зоны литоральных осадков // ДАН СССР.-1990.- Т. 310.- С. 253-256.
74. Harper M.A. Movement and migration of diatoms on sand grains // Brit. Phycol. Bull.- 1969.- v. 4.- P. 97-103.
75. Harper M.A., Harper J.F. Measurements of diatoms adhesion and their relationship with movement // Br. Phycol. Bull.- 1967.- v. 3.- P. 195-207.
76. Eaton J.W., Moss B. The estimation of numbers and pigment content in epipelic algal population // Limnol. and Oceanogr.- 1966.- v. 11.- P. 584-595.
77. Moss B. Adaptation of epipelic and epipsammic freshwater algae // Oecologia.- 1977.- v. 28.- P. 103-108.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИЗУЧЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЧЕРНОГО МОРЯ РТУТЬЮ

С.К.Костова, В.Н.Егоров, В.Н.Поповичев

В настоящее время по оценкам ряда специалистов Черное море превратилось в зону экологического бедствия. Объёмы сбросов загрязняющих веществ только с территории Украины ежегодно достигают 340 – 390 тыс. т [1]. Со стоком рек в Черное море попадают тысячи тонн различных загрязнителей. Так, 1000 т хрома, 900 т меди, 60 т ртути, 4500 т свинца, 600 т цинка ежегодно поступает в море с водами Дуная [2]. Кроме того, в Черном море существует 16 официальных дампингов, содержащих бытовые и промышленные отходы. Сейчас стало известно, что в Черном море неоднократно затапливались пришедшие в негодность боеприпасы Черноморского флота, содержащие ядовитые и отравляющие вещества [3]. Промышленные неочищенные стоки, ливневые и дренажные воды с рисовых чеков и оросительных систем, смыв ядохимикатов с виноградников, деятельность портов, рыболовные суда и военные корабли, дноуглубительные работы и свалки мусора – вот далеко не полный перечень источников загрязнения, ведущих к ухудшению экологического состояния Черного моря.

За последние десять лет вследствие эвтрофикации и загрязнения моря токсическими веществами, а также вселения гребневика – мнемиопсиса снизилось видовое разнообразие зоопланктона, резко сократилось число видов и промысловых запасов рыб. Объёмы вылова рыб в Черном море уменьшились в 5 раз [4].

Для решения проблем и контроля экологического состояния импактных зон моря необходимо изучение распределения, миграции и накопления токсикантов, представляющих потенциальную опасность для морских экосистем. Одним из наиболее опасных видов воздействия на прибрежные экосистемы считается загрязнение вод, донных осадков и гидробионтов соединениями ртути. Сведения о поведении различных форм ртути, миграции и трансформации их в морской воде весьма ограничены, а в последнее время практически отсутствуют.

Данная работа обобщает исследования последних 5 лет по распределению ртути в акваториях Черного моря, подверженных разной степени антропогенного воздействия.

Материал и методы исследования

Исследования проводились в прибрежных районах северо–западной части Черного моря и в центральной части западного циклонического круговорота в рейсах НИС «Профессор Водяницкий»: 48 (июль – август 1995 г.) и 49 (апрель – май 1997 г.) – по Международному проекту «Европейские системы река–море» (EROS–2000 и EROS–21), а также – 51 (май 1998 г.) – по программе МАГАТЭ (проект RER / 2 / 003), 54 (декабрь 1999 г.).

Отбор проб воды и донных отложений, подготовку к измерению ртути проводили по методам мониторинга фонового загрязнения природной среды [5]. В пробах воды определяли растворённую и взвешенную формы ртути. Разделение форм ртути основано на фильтрации воды через мембранные нуклеопоровые фильтры с диаметром пор 0.45 мкм. В фильтрате измеряли растворённую ртуть, на фильтрах – взвешенную. Для определения ртути использовали метод непламенной атомно-абсорбционной спектрофотометрии [6]. Измерение ртути проводили на анализаторе "Юлия – 2" (ФХИ НАН Украины), с чувствительностью $1 \cdot 10^{-3}$ мкг. Определение концентрации ртути проводили по градуировочному графику, построенному по измерению стандартных растворов ртути с известной (по паспортным данным) относительной погрешностью массовой концентрации, равной 1% [7].

Результаты и их обсуждение

Наблюдения, проведённые в июле - августе 1995 г. в северо - западной части Черного моря показали, что концентрация общей ртути (сумма растворённой и взвешенной форм) в поверхностной воде изменялась от 4 до 98 нг $\cdot$ л$^{-1}$, в придонной – от 5 до 78 нг $\cdot$ л$^{-1}$. Наиболее высокое содержание ртути обнаружено в поверхностной воде устьевых зон Дуная и Днепра и составляло 98 и 55 нг $\cdot$ л$^{-1}$ соответственно. По мере удаления от берега содержание ртути в воде поверхностного горизонта снижалось и на самой отдалённой от берега глубоководной станции составляло 5–18 нг $\cdot$ л$^{-1}$. В придонной воде концентрация ртути с удалением от устья рек возрастала и у Дуная изменялась от 5 до 78 нг $\cdot$ л$^{-1}$, у Днестра – от 15 до 57 нг $\cdot$ л$^{-1}$. Пространственное распределение ртути в поверхностной слое воды северо-

западной части Черного моря в указанный период, представлено на рис. 1.

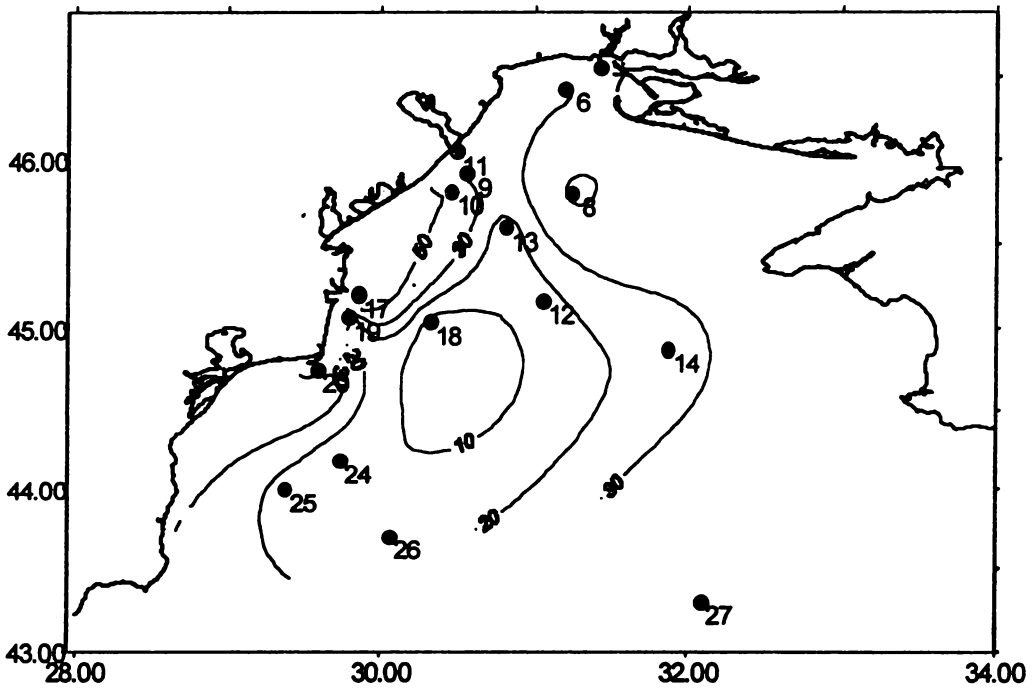

Рис. 1. Пространственное распределение концентрации ртути в поверхностной воде северо-западной части Черного моря в июле – августе 1995 г. (• – номер станции)

Максимальные значения, превышающие предельно допустимую концентрацию ртути (100 нг·л$^{-1}$) для морских вод [8], были обнаружены в декабре 1999 г. в поверхностной воде устья Дуная и составляли 136 нг·л$^{-1}$. Весной 1997 г. высокая концентрация ртути (200 нг·л$^{-1}$), в два раза превышающая предельно допустимую, была измерена в поверхностной воде вблизи Очакова, на месте расположения очаковского дампинга. Наблюдения предыдущих лет также показывали значительное превышение содержания ртути в местах отвалов и сбросов грунта по сравнению с сопредельными фоновыми районами [9].

Повышенные концентрации ртути в воде северо-западной акватории Черного моря объясняются выносом её с терригенной взвесью речным стоком. Основной поток ртути связан со взвешенным веществом, и на его долю приходится около 60% общего содержания ртути в воде. По нашим оценкам, рассчитанным по предыдущим исследованиям, в Черном море содержится около 14 тыс. т ртути, в том числе в

наиболее биологически значимом его слое 0 - 50 м находится 840 т ртути. Годовое поступление ртути со стоками Дуная составляет 49–60 т, Днепра – 3–5 т, а рек кавказского побережья – около 1 т. Без учёта турецкого побережья в Черное море поступает 51–66 т ртути в год [10].

С целью оценки механизма седиментационного переноса ртути через водную толщу в мае 1998 г проведены исследования на базовой станции (реперная точка: 43°20' N; 32°10' E) в центральной части западного циклонического круговорота Черного моря. Наблюдения, представленные на рис. 2, показали, что концентрация растворённой формы ртути по глубине изменялась от 3 до 60 нг · л$^{-1}$, а взвешенной – от 2 до 180 нг · л$^{-1}$. Профиль вертикального распределения концентрации общей ртути, как видно из рис. 2, имел три характерных пика.

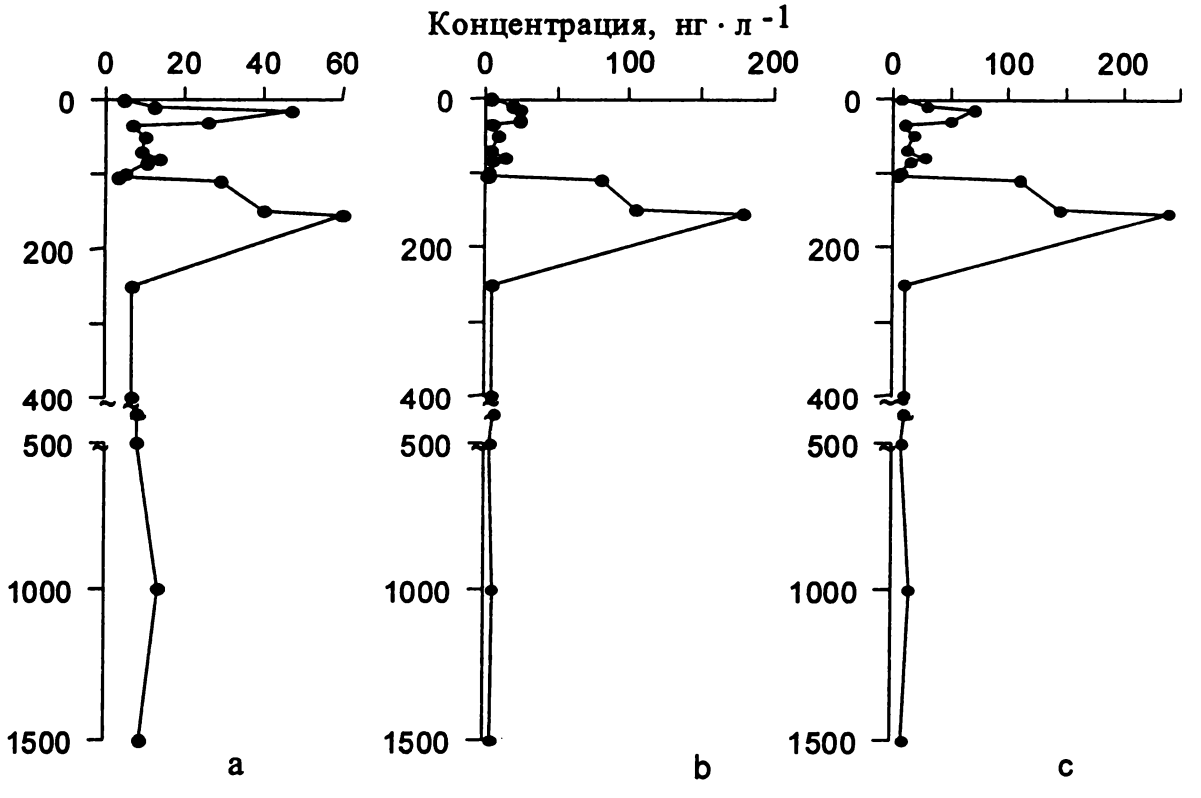

Рис. 2. Распределение концентрации растворенной (a), взвешенной (b), и общей (c) ртути в водной толще.

Первый пик располагался в интервале глубин 15–30 м и составлял 71 и 50 нг · л$^{-1}$ соответственно, второй – 80 м и составлял 28 нг · л$^{-1}$, третий – на глубинах 110–155 м и был равен 110 и 240 нг · л$^{-1}$ соответственно. Такое распределение ртути объясняется тем, что первый пик приурочен к зоне фотосинтеза. Его наличие

обусловлено процессами концентрирования ртути организмами планктонного сообщества, обитающими в зоне максимального фотосинтеза. Второй пик – менее выраженный, располагался ниже зоны фотосинтеза и приурочен к залеганию пикноклина. Расположение третьего пика характерно для зоны сосуществования кислорода и сероводорода, в котором на глубине 155 м содержание ртути было максимальным и составляло 240 нг $\cdot$ л$^{-1}$. На нижележащих горизонтах концентрация ртути резко снижалась. Таким образом, распределение взвешенной формы ртути зависит от многих гидрологических, гидрохимических и гидробиологических факторов среды.

В наших более ранних работах с использованием радиоизотопных методов в экспериментальных условиях изучались кинетические закономерности взаимодействия ртути (^{203}Hg) со взвешенным веществом морской воды [11]. Были получены вертикальные профили скоростей поглощения ртути различными фракциями взвеси из воды разных районов Черного моря. Как показали наблюдения (рис. 3) – профиль скорости поглощения радиоактивной ртути имел два пика.

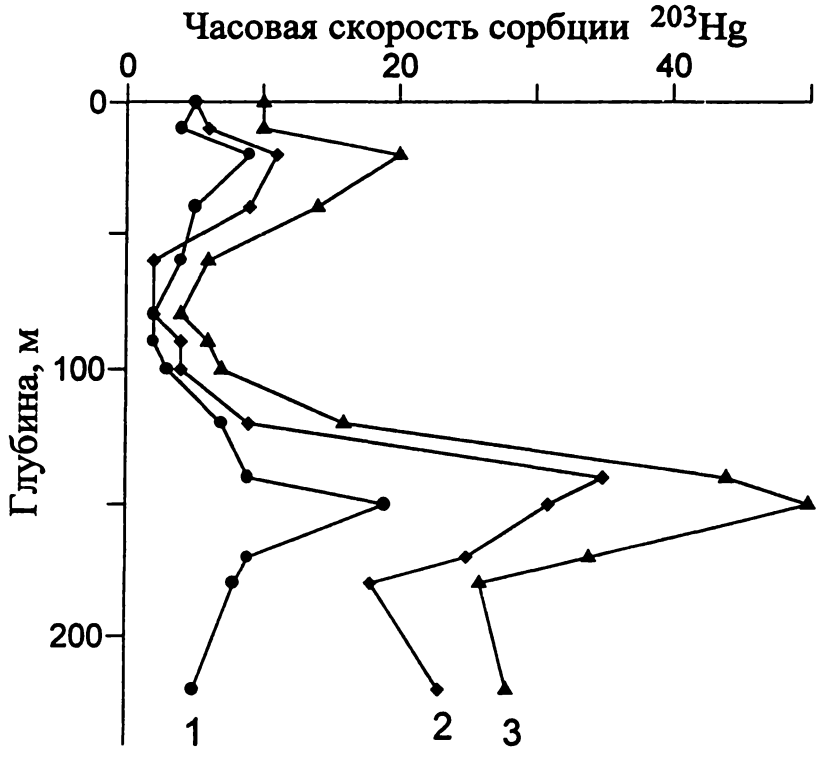

Рис. 3. Изменение часовой скорости сорбции ^{203}Hg на взвесях: <0.45 мкм (1), 0.45 –1.2 мкм (2), суммарная (3) в водной толще

Первый пик находился на глубине 20–30 м и совпадал с областью расположения первого пика в профиле распределения как растворённой, так и взвешенной формы ртути в натурных исследованиях. Второй пик располагался в редокс-зоне на глубине 120–160 м. Первый пик характеризовался повышением скорости поглощения ^{203}Hg как мелкими (0.4–1.2 мкм), так и более крупными (более 1.2 мкм) фракциями взвешенного вещества. На глубине появления сероводорода наблюдалось резкое повышение сорбционной способности крупной размерной фракции взвеси. Кинетика изменения сорбируемости ^{203}Hg на фракции взвесей размером 0.45–0.80 мкм имела сходный вид: сначала наблюдалось резкое её увеличение, а в последующем – постепенное снижение сорбции до нижних уровней. Это свидетельствовало о том, что происходила трансформация физико-химических форм радиоактивной метки ртути с образованием и последующим распадом коллоидных частиц, по-видимому, в процессе хода реакций, приводящих к химически равновесным состояниям. Кинетика изменения концентрации ^{203}Hg на фракции взвесей больше 0.8 мкм в воде с горизонтов 30 и 80 м имела вид, указывающий на установление равновесных концентраций ртути на фильтрах в результате метаболических или сорбционных процессов.

Исследование скорости поглощения ^{203}Hg в воде с горизонта 30 м в опытах с добавками изотопного носителя показало, что зависимость между концентрацией ртути в воде и скоростью её поглощения взвешенным веществом описывалась уравнением Михаэлиса–Ментен, со значением константы, лежащей в пределах от 0.4 до 2.0 мкг·л$^{-1}$ (рис. 4).

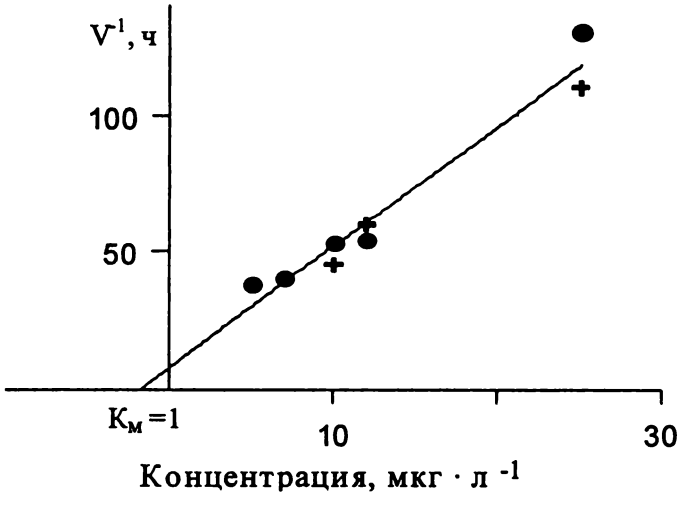

Рис. 4. Прямая Лайнуивера-Бэрка, построенная по результатам двух опытов (□ -1, ✚ -2)

Период биотического круговорота ртути в слое 20–30 м составил 2–3 суток. Таким образом, интервал глубин 20–30 м можно считать зоной биогенной трансформации физико–химических форм ртути в аэробной зоне Черного моря.

Интервал глубин 80–90 м лежит ниже зоны фотосинтеза и в нём преобладают деструкционные процессы. В области пикноклина, к которой приурочен этот слой, сосредоточено в основном косное взвешенное вещество. Поэтому пик, лежащий на глубине 80–90 м следует отнести к зоне трансформации физико–химических форм ртути в результате сорбционного взаимодействия с косным взвешенным веществом Черного моря.

В воде, отобранной с глубины 150 м, около 80% радиоактивной ртути практически мгновенно оказалось связанной с частицами более 0.8 мкм и в дальнейшем сорбируемость ^{203}Hg на взвесях практически не изменялась. Это свидетельствовало о том, что радиоактивная метка ртути связывалась со взвесью не под воздействием биологических или физических процессов, а в результате химических превращений образовала коллоидные частицы размером более 0.8 мкм. Трансформация физико-химических форм ртути на глубинах сосуществования кислорода и сероводорода и в анаэробной зоне осуществляется в результате процессов химического взаимодействия, связанных с наличием сероводорода в водной среде.

Выполненные по результатам предыдущих исследований расчёты показывают, что при суммарной первичной продукции в $1.5 \cdot 10^9$ т сырой массы органического вещества в год и его деструкции в пределах от 3 до 20%, поток биоседиментационного самоочищения поверхностных вод Черного моря от ртути составляет не менее 0.24 $кг \cdot км^{-2} \cdot год^{-1}$ или в среднем по всему морю – не ниже 100 $т \cdot год^{-1}$. Это даёт оценку периода биоседиментационного круговорота ртути в поверхностных водах, не превышающую величины 8.4 лет [11].

В последнее время, в связи с обнаружением значительных источников поступления метана со дна моря, перед хемоэкологами стоят задачи изучения средообразующей и экологической роли струйных метановых газовыделений в Черном море [12]. В декабре 1999 г. в 54-м рейсе НИС "Профессор Водяницкий" в северо-западной части Черного моря на станции с координатами: 44°52.46' N; 31°51.63' E, проводили изучение распределения растворённой и взвешенной форм ртути в районе полей метановых газовыделений (рис. 5).

Наблюдения, представленные на рис. 5, показали, что концентрация растворённой формы ртути увеличивается с глубиной от 14.5 до 2 2.5 нг $\cdot$ л$^{-1}$, а содержание взвешенной формы в придонном горизонте было в 4 раза выше, чем на поверхности. Концентрация общей ртути в поверхностной воде сравнима с содержанием ртути на фоновой и составляла 22.5 и 21.0 нг $\cdot$ л$^{-1}$ соответственно. На глубине 60 м концентрация общей ртути в воде была в 3.5 раза, а в придонном слое – в 5.5 раза выше, чем на фоновой станции. Более ранние исследования показывали также увеличение содержания ртути в придонных горизонтах в районах газовых выходов.

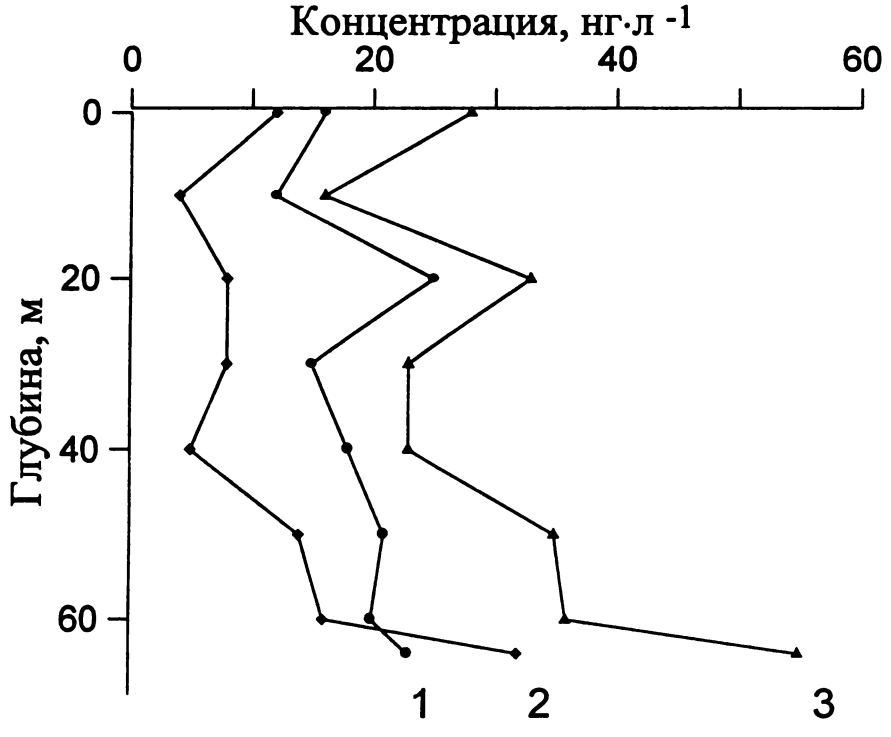

Рис. 5. Распределение концентрации растворенной (1), взвешенной (2) и общей ртути (3) в водной толще над газовыми выходами.

Концентрация ртути в поверхностном (0 – 1 см) слое донных отложений на станции газовых выделений также была в два раза выше, чем на фоновой и составила 14 и 7 нг $\cdot$ г$^{-1}$ соответственно.

Распределение концентрации ртути в донных осадках северо-западной части Черного моря, измеренной летом 1995 г., представлено в табл. 1.

Таблица 1

Распределение ртути в донных осадках северо-западной части Черного моря ($нг \cdot г^{-1}$ сырой массы)

№ станции	Координаты	Глубина отбора из слоя, см				Средняя концентрация
		0 - 5	5 -10	10 - 15	15 - 20	
16	45° 12' N; 29° 46' E	60	146	87	127	105
19	45° 04' N; 29° 46' E	157	203	176	165	175
20	44° 44' N; 29° 34' E	119	170	164	151	151
24	44° 10' N; 28° 43' E	42	30	35	38	36
25	43° 59' N; 29° 22' E	1.2	1.9	1.3	1.4	1.4
26	43° 41' N; 30° 03' E	20	22	24	23	22
28	43° 45' N; 28° 49' E	1.9	1.8	2.3	1.7	1.9
29	43° 45' N; 28° 48' E	27	9.8	8	13	14
30	43° 08' N; 28° 03' E	46	54	26	20	37
32	43° 21' N; 28° 34' E	60	51	27	32	43

Содержание ртути в поверхностном слое донных осадков характеризовалось изменчивостью и обусловлено их составом. В песчанных донных отложениях с примесью ракушечника концентрация ртути в слое 0 - 5 см составляла 1.2–1.9 $нг \cdot г^{-1}$, в иловых – 20–157 $нг \cdot г^{-1}$ сырой массы. Максимальное содержание ртути отмечено в донных отложениях прибрежных районов и в устье Дуная. Природное содержание ртути в морских шельфовых донных осадках составляет 100 $нг \cdot г^{-1}$ сухой массы [13]. Сравнение полученных результатов показало, что концентрация ртути в отдельных районах Черного моря превышала фоновые значения.

Заключение

Представленные данные позволяют судить об экологическом состоянии Черного моря с точки зрения загрязнения его ртутью. Проведённые исследования показали, что загрязнение вод Черного моря ртутью в прибрежных акваториях превышало допустимые нормы. Основное влияние на экологическую ситуацию оказывают стоки Дуная, Днепра и Днестра, являясь основным поставщиком ртути в море. В сложившейся обстановке оценка потоков поступления и биотического самоочищения

могут быть использованы для прогнозирования дальнейшего загрязнения Черного моря ртутью и выработки экологически обоснованных критериев для нормирования предельно допустимой интенсивности загрязнения его вод. Данные вертикального распределения взвешенной и растворённой форм ртути необходимы для оценки механизма седиментационного переноса тяжелых металлов через редокс–зону.

Изучение распределения ртути в воде, взвешенном веществе и донных осадках позволило выявить некоторые особенности трансформации её форм в гетерогенной среде, картировать зоны усиленного антропогенного пресса ртути в прибрежных морских экосистемах. Данные распределения различных форм ртути в толще воды могут быть полезны при получении прогнозных оценок внедрения любых технологических разработок и проектов, относящихся к использованию ресурсов сероводородной зоны и полей метановых газовыделений.

Из анализа экологической обстановки, обусловленной антропогенным загрязнением ртутью Черного моря, и из оценок самоочищающей способности его вод можно предложить следующие практические рекомендации: необходим контроль за источниками загрязнения Черного моря ртутью как через речной сток, так и с выбросами промышленных предприятий; ограничение потоков допустимого загрязнения ртутью черноморских вод в соответствии с экологическими критериями, базирующимися на оценке способности акваторий моря к самоочистке в результате протекания биогеохимических циклов.

Литература

1. Сополева Н. Н. Экологическое состояние севастопольского региона // Материалы Междунар. конф. «Открытое общество». – Окт. 1998. – Севастополь, 1998. – С. 56–63.
2. Mee L.D. The Black Sea in crisis: a need for concerted international action // AMBIO. – 1992. – V. 21. – № 4. – P. 278–286.
3. Демкив Ю.М. Об экологической обстановке в Крыму и на Черном море // Материалы научно – практич. конф. «Социально – экономические последствия загрязнения Черного моря». – Дек. 1999. – Севастополь, 2000. – С. 26-27.
4. Болтачев А.Р., Гордина А.Д., Зуев Г.В., Овен Л.С. Экологическое состояние ихтиофауны Черного моря // Материалы Междунар. конф. «Открытое общество». – Окт. 1998. – Севастополь, 1998. – С. 28–30.

5. Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды. – М.: Гидрометеоиздат, 1986. – 180 с.
6. Прокофьев А.К., Степанченко Т.В. Методы определения токсичных загрязняющих веществ в морской воде и донных осадках. – М.: Гидрометеоиздат, 1981. – С. 34–42.
7. Анализатор ртути – приставка «Юлия – 2» // Паспорт, техническое описание и инструкция по эксплуатации. – 1988. – С. 19–22.
8. Предельно-допустимые концентрации вредных веществ в воздухе и воде. – Л.: Химия, – 1972. – 375 с.
9. Светашева С.К. Исследования загрязнения ртутью районов дампинга Черного моря // Гидромеханизированные работы и дампинг: Материалы Всесоюз. конф. Ростов-на-Дону, окт. 1991. – М., 1991. – С. 138.
10. Исследования в области радиационной и химической биологии в СБС АН СССР – ИнБЮМ НАНУ (1956-1994) // Морские биологические исследования. – Севастополь, 1994. – С. 183–212.
11. Светашева С.К., Егоров В.Н., Гулин М.Б., Жерко Н.В. Трансформация физико–химических форм ртути и её распределения в аэробной и анаэробной зонах Черного моря // Молисмология Черного моря. – К.: Наук. думка, 1992. – С. 108–122.
12. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б., Гулин М.Б., Стокозов Н, А. Газовыделения со дна Черного моря – новый объект молисмологии // Молисмология Черного моря. – К.: Наук. думка, 1992. – С. 5–10.
13. Прокофьев А.К. Химические формы ртути, кадмия и цинка в природных водных средах // Успехи химии. – М.: Наука, – 1981. – Т. L. – Вып. I. – С. 54–84.

МОЛИСМОЛОГИЧЕСКОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВЕРО-КРЫМСКОГО КАНАЛА

Г.Е.Лазоренко

Известно, что р.Днепр – основной источник пресной воды воды для населения, проживающего вдоль этой реки, а также для промышленного и сельскохозяйственного водопотребления в ряде областей Белоруссии и Украины. К сожалению, в бывшем СССР и сейчас продолжает функционировать неэффективная система очистки использованных для этих целей вод. Зачастую, это только механическая очистка и вода, вместо замкнутых циклов обработки и утилизации бытовых и промышленных отходов, сбрасывается обратно в реку вниз по течению. После аварии на Чернобыльской атомной станции 26 апреля 1986 г. к ним добавилось и радиоактивное загрязнение. В 1992-1995 гг. основными из них были ^{90}Sr, ^{137}Cs и трансурановые элементы [1]. С днепровскими водами загрязняющие вещества различного вида и происхождения прибывают в южные регионы Украины и, в частности, в Крым.

Для Республики Крым и ряда районов Херсонской области проблема питьевого и поливного водопользования решается, главным образом, за счет использования днепровской воды. С этой целью в разное время были построены различные искусственные каналы. Самый большой из них - Северо-Крымский канал (СКК). Днепровская вода поступает в СКК через его магистральное русло, которое начинается в районе г.Новая Каховка и заканчивается на востоке Крымского полуострова в районе г.Керчь. Западная часть СКК – это ответвления, построенные, в основном, для орошения рисовых угодий, которые вместе взятые в Красноперекопском и Раздольненском районах Крыма и Каланчакском районе Херсонской области занимают самые большие площади под рисосеяние в Украине. Основные западные ответвления СКК заканчиваются сбросными каналами, по которым вода после завершения циклов орошения через сеть специальных насосных станций сбрасывается в Каркинитский залив Черного моря. Следовательно, вместе с такими водами в Черное море выносятся как химические, так и радиоактивные вещества.

После аварии на ЧАЭС в северо-западном регионе Крыма радиоэкологические исследования включали в себя, в основном, анализ общей радиоэкологичской ситуации [1-3]. В дальнейшем были выбраны конкретные модельные полигоны, на которых проводили изучение миграции долгоживущих радионуклидов чернобыльского происхождения в оросительной системе Северо-Крымского канала [4-7].

Проведение таких работ не может быть полным без анализа распределения основных стабильных химических элементов в исследованных объектах, так как в литературе отсутствовали данные о химическом составе донных отложений СКК и почвах поливных сельхоугодий.

Целью настоящей работы было определение основных химических элементов, в том числе микроэлементов, в компонентах оросительной системы СКК, а также ее роли в переносе ^{137}Cs, как одного из наиболее опасных долгоживущих радионуклидов чернобыльского происхождения, с днепровской водой. Исследование выполнено в 1992-1995 гг.

Материалы и методики

Вдоль магистрального русла на расстоянии 0-150 км от его начала были выбраны пять основных станций (рис.1, табл.1).

Рис.1. Схема-карта расположения станций отбора проб.

Две дополнительные станции отбора проб (4А и 5А, рис.1) были выбраны в сбросных каналах с целью исследования роли поливных земель в аккумулировании ими ^{137}Cs из днепровской воды. Донные отложения (слой 0-5 см) и высшие водные растения отбирали на всех станциях. Почвы (слой 0-5 см) под культурными растениями орошаемых сельхозугодий были взяты рамкой площадью 20 x 25 см^2.

Таблица 1

Расположение станций отбора проб относительно начала СКК

N станции	Расстояние от начала канала, км
1	0
2	28
3	84
4	125
4А	130
5	150
5А	160

Вертикальные 20-см профили распределения ^{137}Cs и химических элементов определяли в почве под поливной люцерной (станция 2) и в целинном солончаке на станции 4В, которая расположена вблизи р.Воронцовка на стыке двух районов – Красноперекопского и Раздольненского (рис.1). Солончак отбирали в месте, расположенном вдали от поливных сельхозугодий с целью сравнения миграции радиоцезия и химических элементов в поливных и не орошаемых целинных почвах данного региона.

Концентрации ^{137}Cs и химических элементов образцов приведены на сухую массу вещества. ^{137}Cs в пробах измеряли на Ge/Li детекторе ДГДК-100, а химических элементов - на атомно-адсорбционном спектрофотометре “Hitachi 180-50”.

Результаты и обсуждение

Исследования 1992-1995 гг. показали, что концентрации Na, K, Mg, Sr, Ca, Cu, Zn, Cr, Mn, Fe, Ni, Co и Pb в донных отложениях и высших водных растениях СКК в течение этого периода определялись в пределах одних и тех же величин. Поэтому в табличном варианте приведены данные содержания этих химических элементов в исследованных объектах для одного из годов наблюдений - 1995 г. (табл.2).

Общий характер их распределения в донных отложениях вдоль канала представлен на рис.2, 3. Данные, представленные на рис.2 и 3 идентичны, однако для сравнения нами приведены оба рисунка с целью использования в дальнейшем подхода, отраженного на рис.3, так как, на наш взгляд, ввиду большого массива разноразмерных сопоставляемых данных, в этом случае можно более наглядно отметить тенденции в распределении химических элементов в объектах.

В литературе отсутствует описание типов донных отложений водной экосистемы Северо-Крымского канала, нет данных о валовом содержании в них химических элементов. Поэтому наши результаты можно сравнить только с таковыми для донных отложений ближайшего водоема, из которого днепровская вода поступает

Таблица 2

Концентрации химических элементов в донных отложениях и высших водных растениях СКК, мг.кг$^{-1}$ сухой массы, июль 1995 г.

Слой, см	N станции	Na	K	Mg	Sr	Ca	Cu	Zn	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Pb
						Донные отложения								
0-5	1	68.7	250	212	0.0	2650	250.0	20.0	3.75	21.3	1568	0.00	0.00	8.7
0-5	2	112.5	1406	2961	22.5	23425	15.0	26.3	18.75	177.6	9543	6.26	6.25	7.5
0-5	3	132.5	1416	4038	21.3	23250	13.7	60.0	12.50	491.3	11206	8.75	5.00	7.5
0-5	4	256.9	1726	5451	113.7	43675	13.7	21.3	18.75	413.7	10831	7.50	6.25	10.0
0-5	4A	282.5	2335	6138	456.3	625	17.5	40.0	23.75	825.0	13456	8.75	13.75	6.3
0-5	5	218.7	1550	5901	33.8	22925	16.3	40.0	26.25	342.5	13818	0.00	16.25	2.5
0-5	5A	318.1	1666	6126	108.7	18062	23.8	47.5	30.00	527.5	16493	12.50	23.75	13.8
Вид растений, N станции						*Водные растения*								
Sciprus lacustris, 1		249.3	61	547.3	1.0	213.1	2.2	15.8	0.00	59.4	0.0	0.00	0.00	0.3
Phragmites communis, 1		4939.2	7731	647.6	25.6	1434.2	5.3	21.8	0.77	146.5	777.6	0.00	2.01	0.7
Ceratophyllum demersum, 1		4252.6	15057	4838.5	227.6	18216.9	9.8	45.9	17.63	1744.8	3854.2	0.75	36.08	6.5
Sciprus lacustris, 2		244.0	10555	1616.7	3.8	2893.8	3.8	14.4	0.68	156.6	3111.0	0.00	4.65	0.4
Potamogeton perfoliatus, 2		4376.5	10521	4058.0	65.3	19318.8	5.1	21.9	3.38	531.6	3054.8	1.13	7.50	2.0
Potamogeton pectinatus, 2		8627.1	14770	6004.2	30.8	7187.6	5.6	20.3	5.70	636.6	6291.0	1.35	10.20	2.4
Potamogeton pectinatus, 4A		4032.7	8072	3777.8	150.0	8079.2	5.1	21.2	5.00	1999.4	4044.0	16.50	9.50	2.1
Potamogeton pectinatus, 5A		2647.5	6785	6372.8	357.6	14966.3	7.2	24.7	8.35	1393.6	6373.0	4.62	3.16	1.9

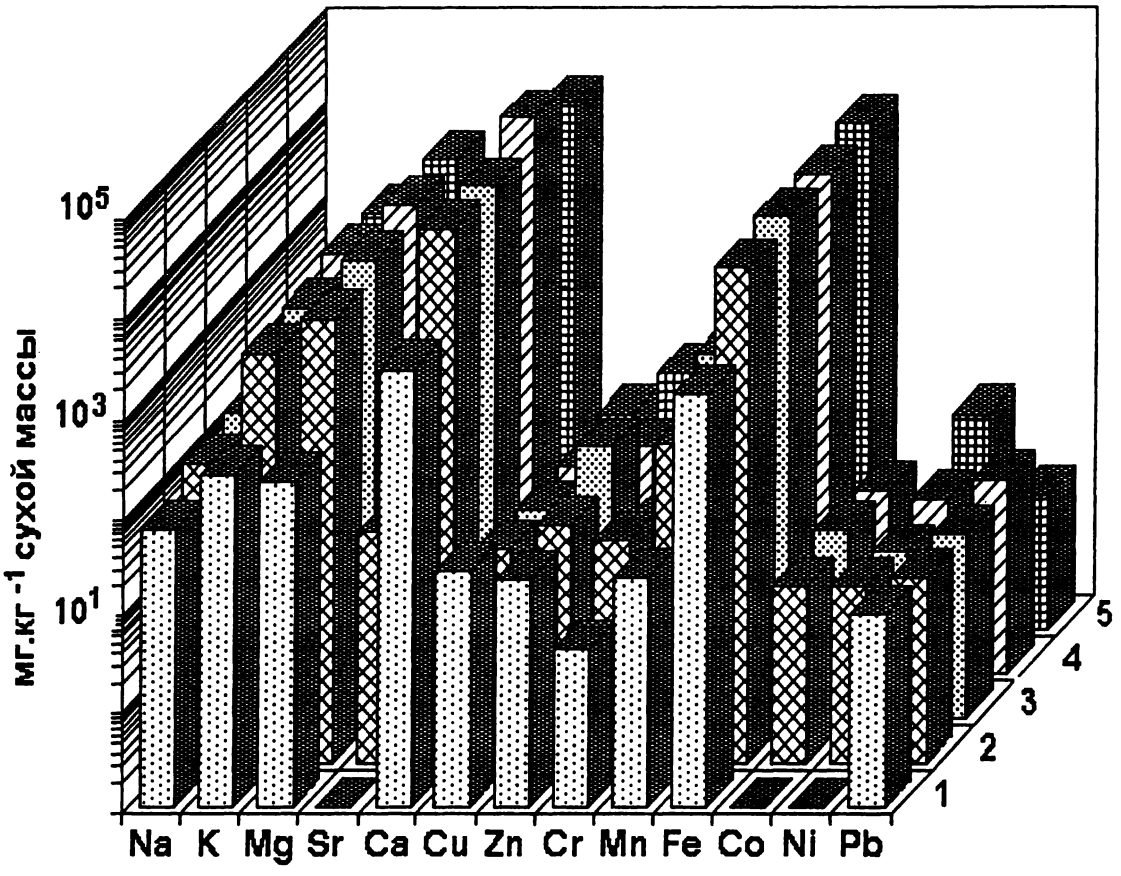

Рис.2. Распределение химических элементов в донных отложениях СКК.
1-5 – номера станций отбора проб.

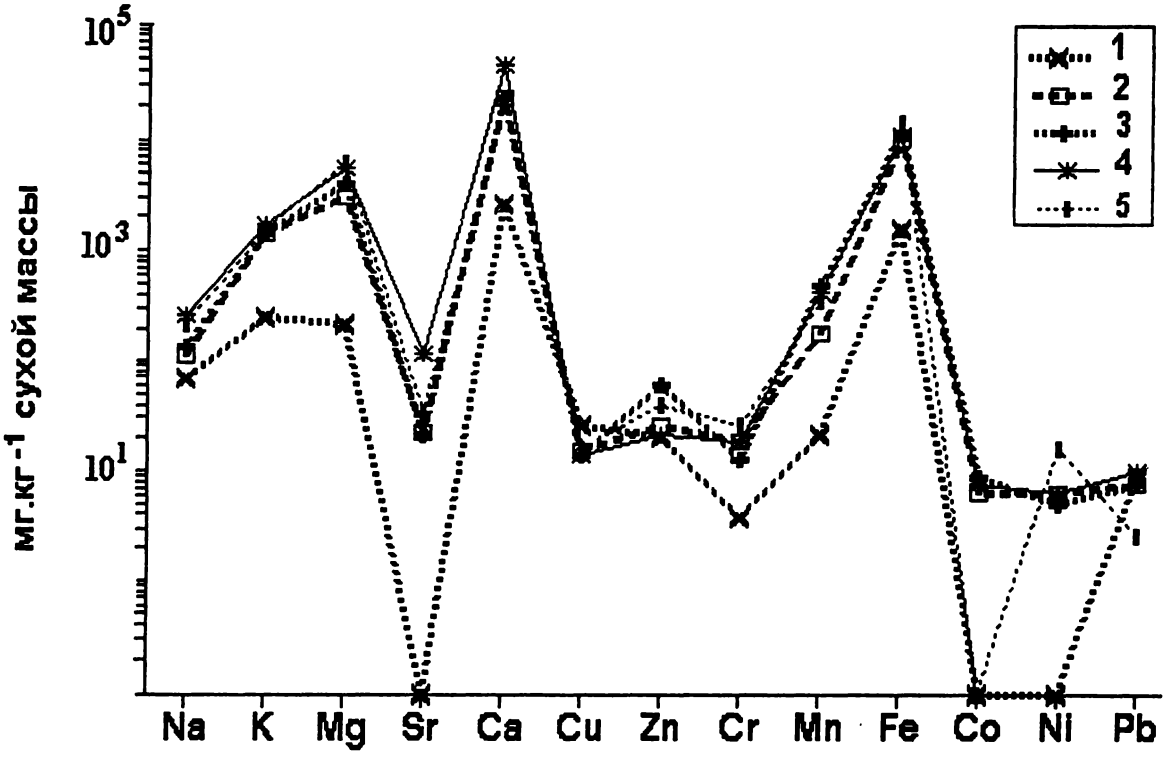

Рис.3. Распределение химических элементов в донных отложениях СКК.
1-5 – номера станций.

в СКК, т.е. Каховского водохранилища. Однако близкого соответствия этих данных ожидать трудно, каждый водоем, особенно искусственный, имеет свою специфику в осадкообразовании. При этом большая роль отводится скорости течения воды, интенсивности биопродукционных процессов, температурным условиям, pH среды, ее окислительно-восстановительным свойствам в придонных слоях водоемов.

Формирование в таких водоемах участков донных отложений разных типов происходит уже в первые несколько лет существования водохранилищ или других искусственных водоемов [8]. Для Каховского водохранилища установлена большая мозаичность в картине расположения участков с различными типами донных отложений, начиная от первичных грунтов и заканчивая песками, илами песчаными и глинистыми [8].

Исследования, выполненные Б.Н.Новиковым [8], наиболее полно отражают состояние уровней химического загрязнения в днепровских водохранилищах на период проведения им полевых съемок. Среднее содержание микроэлементов в илах Каховского водохранилища [8] приведено в табл.3.

Таблица 3

Среднее содержание микроэлементов в илах Каховского водохранилища, мг.кг$^{-1}$ сухой массы

Химический элемент	ил песчанистый		ил глинистый	
	Каховское водохранилище [8]	СКК, наши данные	Каховское водохранилище [8]	СКК, наши данные
Mn	728	356	1146	566
Cu	34	8,6	51	53,8
Co	26	0,01	35	3,75
Ni	32	6,3	62	51,3
Cr	64	28,8	88	72,5

Донные отложения водной экосистемы Северо-Крымского канала, имеющего основное ложе из бетонированных плит, формировались за счет аллохтонного материала, поступающего с водными массами из Каховского водохранилища. В начале канала основные типы донных отложений составляют пески крупнодисперсные и, частично, тонкодисперсные, слегка заиленные, так как скорость воды в месте отбора проб достаточно высокая для того, чтобы мелкодисперсные фракции, привносимые с днепровской водой в виде органических остатков и взвеси, осаждались на дне. Затем, с расстоянием, основными источниками осадконакопления становится органическая и неорганическая взвесь, состоящая, в основном, из мелкодисперсного аллохтонного

материала и, частично, из органических остатков, образующихся в результате жизнедеятельности гидробионтов, обитающих вдоль СКК. Это относится, прежде всего, к высшим водным растениям, которых очень много в канале и, особенно, в его отводных рукавах.

Довольно трудно провести достаточно корректное сравнение донных отложений Северо-Крымского канала и Каховского водохранилища в силу различных причин, в том числе, из-за разных источников и скоростей осадкообразования, вызывающих различия в составе и дисперсности частиц донных отложений в этих водных системах.

Донные отложения, отбранные нами в отводных рукавах СКК (станции 2-5), представляют собой илы глинистые. Наши результаты по определению валового содержания ряда химических элементов в донных отложениях, отобранных вдоль Северо-Крымского канала, показали (табл.3, рис.2, 3), что наибольшими по величине они были для магния, калия и железа. Такая тенденция прослеживается для проб, отобранных на всех станциях. Полученные нами величины концентраций химических элементов в донных отложениях СКК оказались ниже таковых из Каховского водохранилища.

Б.И.Новиков [8], ссылаясь на собственные и литературные данные, указывает, что в донном комплексе водоемов микроэлементы занимают особое место. При переносе с водными массами, в основном, с тонкодисперсными взвесями, тяжелые металлы накапливаются в иловых отложениях в количествах, превышающих их содержание в почвах. Так, в глинистых илах Каховского водохранилища содержание марганца в 2,3 раза, а кобальта - в 10 раз выше, чем в почвах степной зоны Украины Несмотря на относительную устойчивость к переходу в растворимые формы, накопление микроэлементов в донных отложениях в случае значительного превышения их фоновых значений может приводить к десорбции этих элементов в водную среду. Поэтому контроль за уровнями содержания микроэлементов в донных отложениях водоемов, и, тем более, таких специфических, как Северо-Крымский канал, важен и необходим в связи с определенными особенностями его эксплуатации в различное время года.

Сравнение концентраций тяжелых металлов, представленных В.Н.Белоконем [9] и полученных нами, показало, что валовое содержание кадмия, марганца, свинца, меди и цинка в донных отложениях Северо-Крымского канала не превышает фоновых

значений, определенных разными авторами для пресноводных донных осадков и имеющих следующие размахи величин (в мг.кг$^{-1}$сухой массы): Cd: 0,3-0,35; Mn: 750; Pb: 28-50; Cu: 25-43; Zn: 75-110.

Во время наших экспедиционных работ в Северо-Крымском канале доминирующим видом водных растений был рдест гребенчатый *(Potamogeton pectinatus)*. Результаты определения концентраций ряда химических элементов в рдесте, отобранном вдоль Северо-Крымского канала на вышеуказанных станциях, представлены в табл.2 и рис.4.

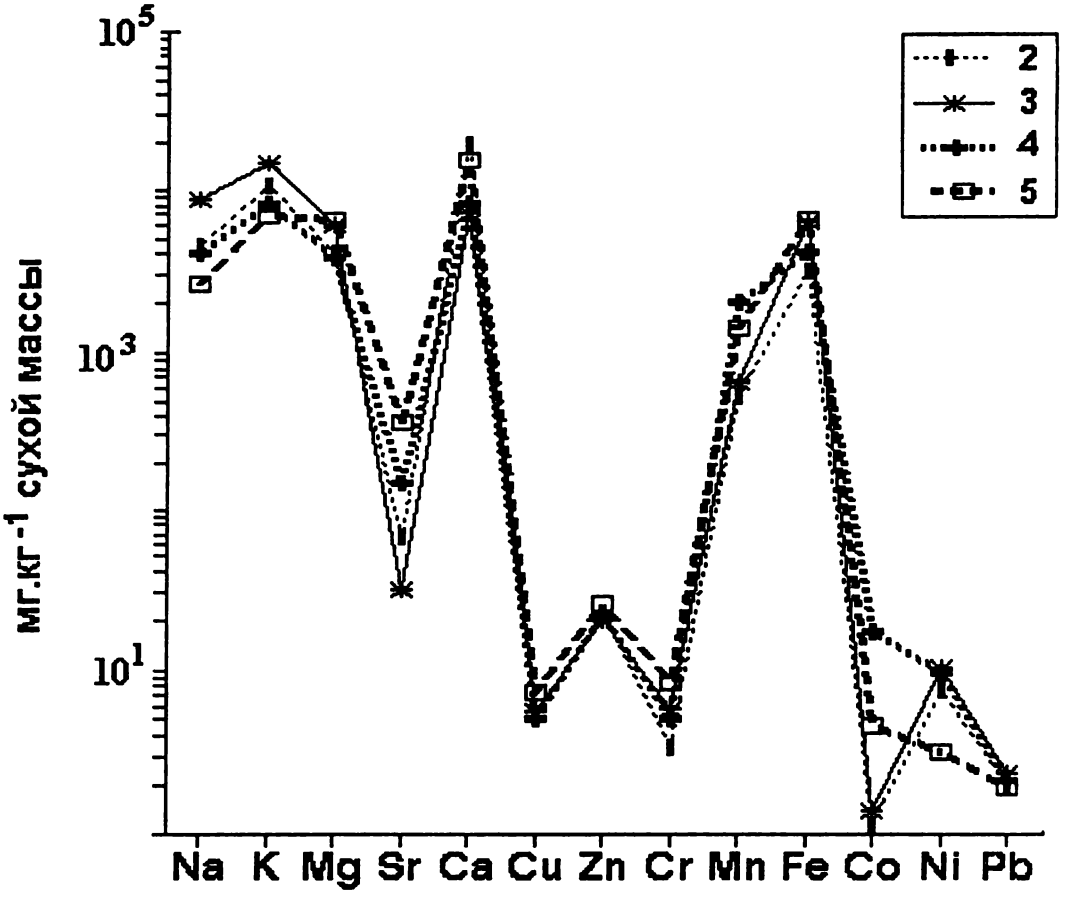

Рис.4. Концентрации химических элементов в *P.perfoliatus*, отобранном в магистральном русле СКК: 2-5 – станции отбора проб.

Сопоставляя концентрации химических элементов в донных отложениях и рдестах (*P.pectinatus* и *P.perfoliatus*) (рис.5), можно видеть сходство в их распределении, что может быть обусловлено одним из основных источников поступления этих элементов в СКК – с днепровской водой, а также обменными процессами, происходящими в водоеме.

Концентрации ^{137}Cs в донных отложениях СКК уменьшались с расстоянием по мере удалением мест их отбора от начала канала (рис.6). Разница в концентрациях ^{137}Cs в донных отложениях, отобранных в начале магистрального русла (станция 1), и в

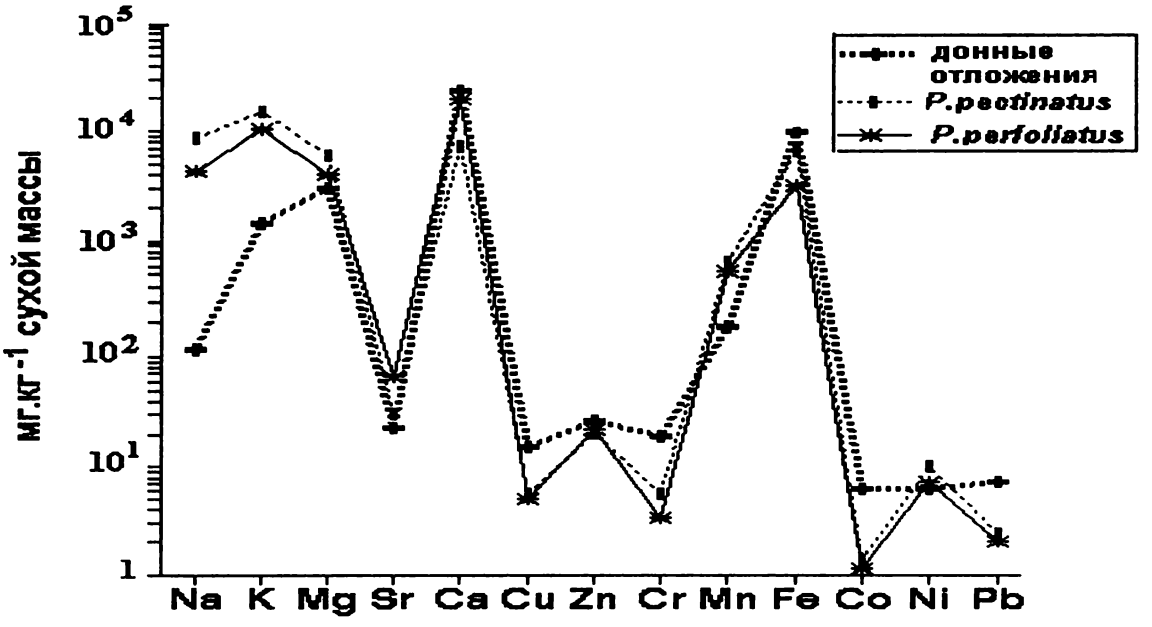

Рис.4. Концентрации химических элементов в рдестах и донных отложениях СКК, станция 2.

сбросных каналах (станция 5А) достигала 5-6 раз: 22,4-28,5 против 3,8-5,3 Бк.кг$^{-1}$ сухой массы. Это уменьшение может быть обусловлено постепенным осаждением ^{137}Cs с частицами взвеси и аккумулированием его компонентами этой экосистемы. Таким образом, доля цезия, поступающая в Каркинитский залив Черного моря, в 5-6 раз ниже количества радионуклида, прибывающего в Северо-Крымский канал.

При орошении сельхозугодий определенная часть ^{137}Cs также извлекается из днепровской воды компонентами их экосистем. Как видно (рис.7), тип полива сельхозугодий – дождевание для всех основных культур или полная заливка чеков для риса, влияют на величины определяемых в почвах под ними концентраций ^{137}Cs.

Вертикальный профиль ^{137}Cs в почве, взятой под люцерной - наиболее массовом виде культурных растений исследуемого региона (рис.8) - свидетельствует о заглублении пика этого радионуклида на поливных сельхозугодиях. В то время как вертикальный профиль ^{137}Cs, попавшего на поверхность целинного солончака аэральным путем, почти весь сосредоточен в поверхностном 0-5 см слое.

В качестве косвенной оценки вклада орошаемых угодий в извлечение ^{137}Cs из днепровской воды может быть сравнение концентраций радиоцезия в донных отложениях отводных и сбросных каналов выбранных конкретно замкнутых участков с постоянным контролем и четкой системой учета объемов подаваемой на них воды из отводных каналов и такой же системой учета после завершения поливных циклов объемов сбросных вод. В 1992 г. концентрации ^{137}Cs в донных отложениях отводных

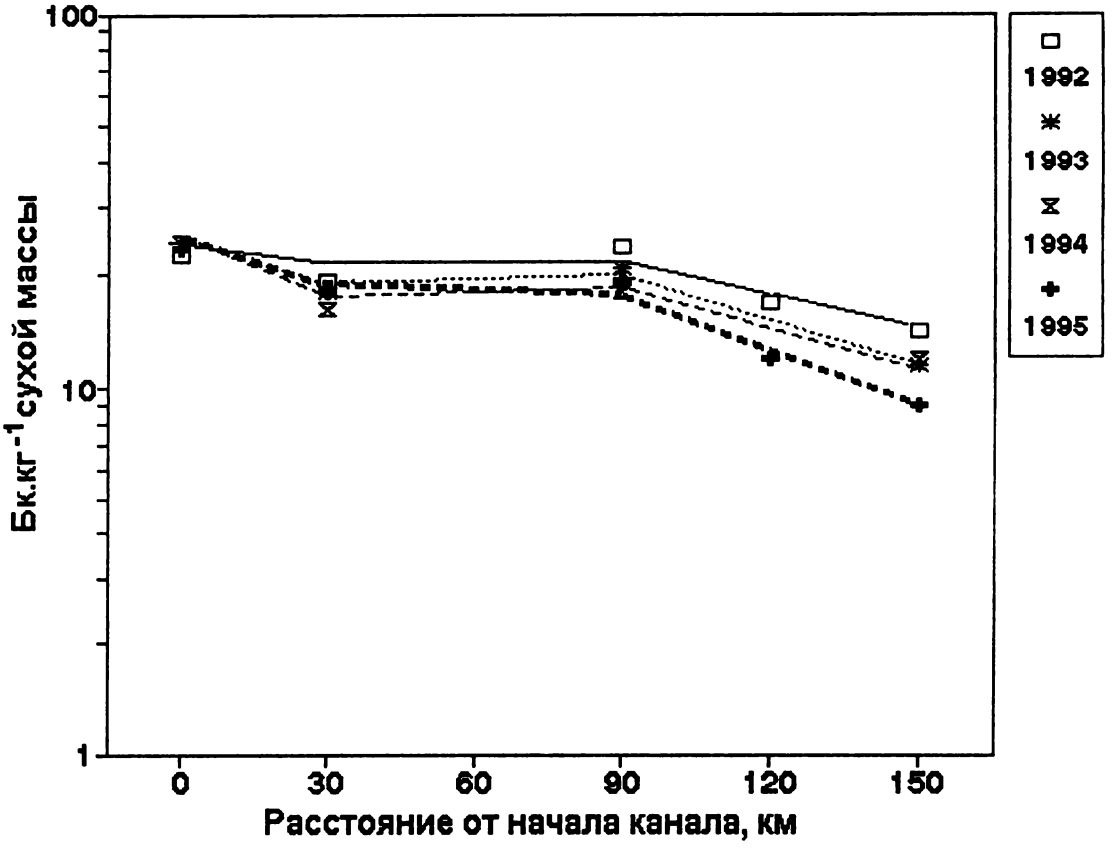

Рис.6. Концентрации ^{137}Cs в донных отложениях магистрального русла СКК, 1992-1995 гг.

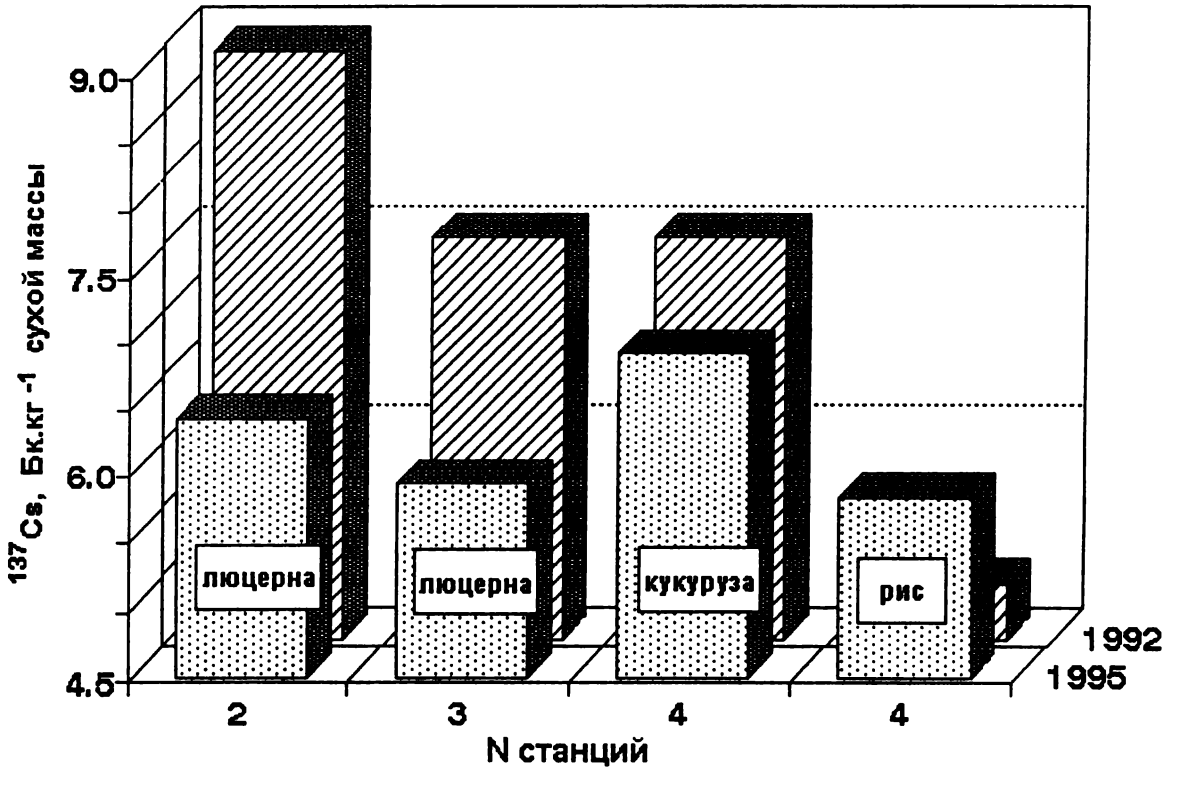

Рис.7. Концентрации ^{137}Cs в почвах под основными сельскохозяйственными культурами, выращиваемыми в регионе орошение водой СКК (1992, 1995 гг.).

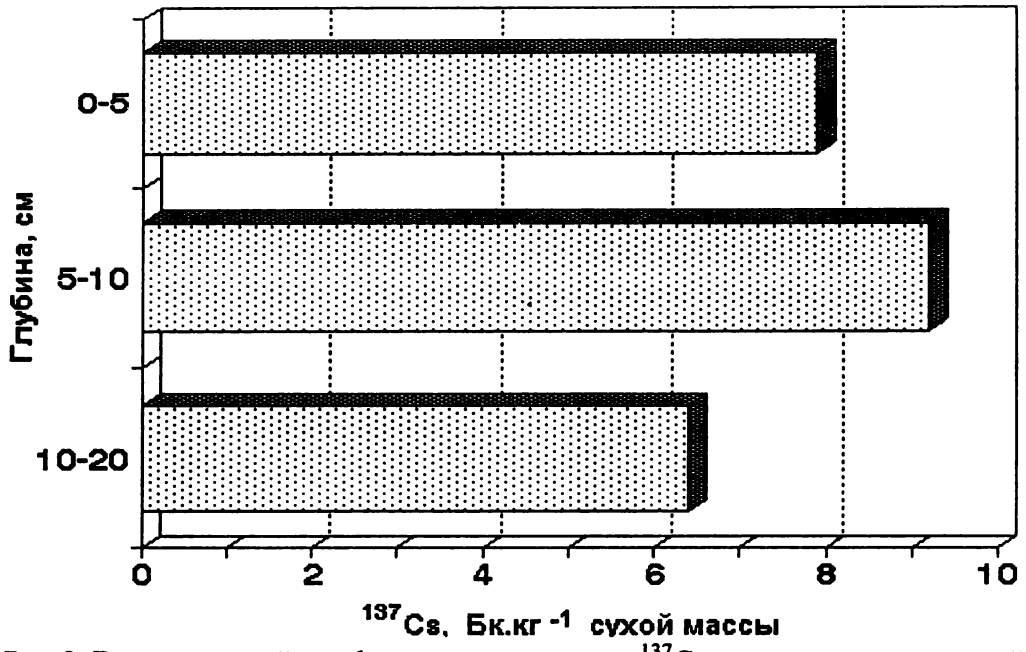

Рис.8. Вертикальный профиль распределения ^{137}Cs в почве под люцерной, станция 2, 1992 г.

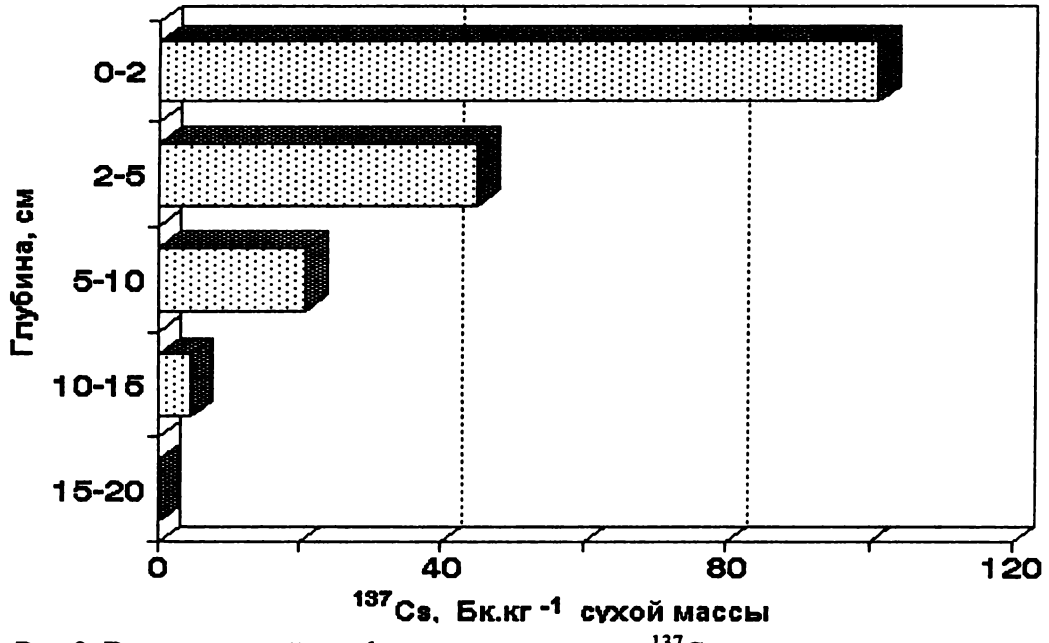

Рис.9. Вертикальный профиль распределения ^{137}Cs в целинной солончаке, станция 4В, 1992 г.

каналов, из которых вода поступает на модельные полигоны (станции 4-4А и 5-5А), были почти в 2,6 раза выше, чем в донных отложениях сбросных каналов (рис.10). Это соотношение почти не изменилось за период наблюдения с 1992 г. по 1995 г., что свидетельствует о стабилизации выноса этого радионуклида из Каховского водохранилища. Одной из причин наблюдаемой вариабельности концентраций ^{137}Cs в почвах под разными культурными растениями может быть разный локальный уровень аэральных выпадений в первые недели после аварии на Чернобыльской атомной

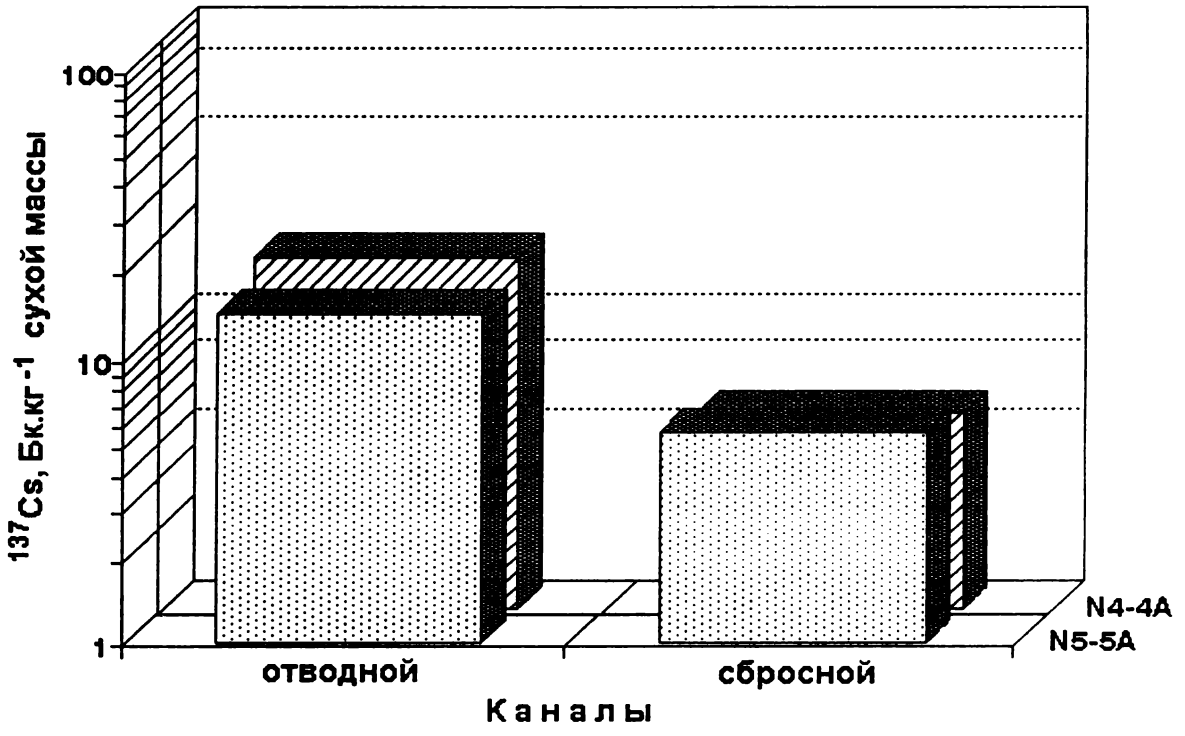

Рис.10. Концентрации ^{137}Cs в донных отложениях отводных и сбросных каналов модельных полигонов в Красноперекопском и Раздольненском районах Крыма.

станции. Об этом свидетельствовали измеренные нами концентрации ^{137}Cs в солончаке, отобранном на близко расположенных целинных участках. Их величины колебались от 45,5 до 101,2 Бк.кг$^{-1}$ сухой массы.

Выводы

1. Впервые проведено определение концентраций основных химических элементов в компонентах оросительной системы Северо-Крымского канала. В 1992-1995 гг. их концентрации, определенные в донных отложениях СКК и почвах под поливными сельхозкультурами, существенно не изменились.
2. Показана взаимосвязь концентраций химических элементов в высших водных растениях и донных отложениях СКК, как составных компонентах одной и той же водной экосистемы.
3. Концентрации ^{137}Cs в донных отложениях уменьшаются с 22,4-28,5 Бк.кг$^{-1}$ сухой массы в начале магистрального русла до 3,8-5,3 Бк.кг$^{-1}$ в сбросных каналах, по которым после завершения цикла орошения вода сбрасывается в Каркинитский залив Черного моря, что свидетельствует об аккумулировании этого радионуклида

компонентами водной экосистемы СКК и наземных экосистем поливных сельхозугодий.

4. Отмечена локальная пятнистость уровней загрязнения целинного солончака радиоактивным цезием, выпавшим аэральным путем. Это может быть одной из причин некоторых отличий концентраций ^{137}Cs в почвах под разными культурными растениями.

Литература

1. Кулебакина Л.Г. Миграция радионуклидов из Чернобыльской зоны в мелиоративные системы юга Украины /Радиоэкол. и экон.-прак. аспекты землепользования. Киев, СПС Украины (27-30 марта 1991): Матер. науч. конф. – 1991. - Часть 2. - С.179-183.
2. Поповичев В.Н. Содержание ^{137}Cs и ^{40}K в окружающей среде северо-западной части Крыма / II Радиобиол. съезд. Киев (20-25 сент. 1992): Матер. съезда. - Пущино: 1993. - Часть III. - С. 827-828.
3. Рисик Н.С., Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б. Радиоактивное загрязнение Крыма после аварии на ЧАЭС / Радиоэкология: Успехи и перспективы. Севастополь (3-7 окт. 1994): Матер. межд. науч. семинара: Севастополь, 1994. – С.108-109.
4. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е. Распределение радионуклидов на орошаемых землях юга Украны. Совместная украинско-итальянская экспедиция (22 июля-24 августа 1992) // Весник АН Украины. – 1992. – N 12 – С. 94-95.
5. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г., Мирзоева Н.Ю., Коротков А.А. Радиоэкологический мониторинг водной экосистемы Северо-Крымского канала и расположенных вдоль него орошаемых сельхозугодий / Радиоэкология: Успехи и перспективы. Севастополь (3-7 окт. 1994): Матер. межд. науч. семинара: Севастополь, 1994. - С. 58-62.
6. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Коротков А.А., Мирзоева Н.Ю. Роль взвешенного вещества и донных отложений водной экосистемы Северо-Крымского канала в миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{238}Pu and $^{239+240}Pu$ //Докл. НАН Украины – 1995. - Сер.Б. – N 7. – С.70-75.

7. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ. – Киев: Наук. думка. – 1985. – 170 с.
8. Белоконь В.Н. Содержание и формы существования тяжелых металлов в донных отложениях / Радиохимическое и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Черноыльской АЭС. – Киев: Наук. думка. – 1992. – С.34-44.

VIII. Проблемы лучевого поражения и очистки радиоактивно загрязненных вод

ВЛИЯНИЕ ВЕЛИЧИНЫ И МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ОБЛУЧЕНИЯ НА ДИНАМИКУ СМЕРТНОСТИ *NOCTILUCA SCINTILLANS MAC.*

Ю.Н.Токарев

Гибель облучённых организмов может происходить по различным механизмам. Вследствие большой энергии квантов ионизирующих излучений, способных поразить любую клеточную структуру, и возможности разного рода вторичных пострадиационных взаимодействий результаты биологического действия облучения носят случайный характер [1]. Вместе с тем, вполне вероятно, что наблюдаемая гетерогенность результатов радиобиологических экспериментов развивается при дивергенции одной и той же цепи цитологических реакций. Одним из возможных путей такой дивергенции служит, в частности, гибель клетки после абсорбции ею энергии ионизирующих излучений [2]. В целях дифференцирования причин гибели облучённых организмов, как одной из задач радиобиологических исследований [1], мы провели изучение динамики гибели черноморской ночесветки (*Noctiluca scintillans Mac.*) при воздействии гамма-облучения различной мощности.

Материал и методика исследований

Облучение ночесветки γ-лучами ^{137}Cs проводили на установках "ЛМБ-γ-1М" и "Исследователь" при мощностях дозы $3.3\cdot10^{-3}$, $4\cdot10^{-2}$ и $6.7\cdot10^{-1}$ Гр·с$^{-1}$. Все отобранные для эксперимента организмы разделяли на контрольные и подопытные экземпляры и помещали в пробирки размером 55x110 мм, наполненные морской водой, профильтрованной через стеклянный фильтр с впаянной пористой прокладкой (марка 26 G). Количество облучаемых и контрольных организмов, содержащихся в каждой пробирке, было постоянным и равнялось 20.

Облучённые и контрольные организмы ночесветки еженедельно пересаживали в свежую профильтрованную воду. В связи с тем, что кормовой режим влияниет на физиологические характеристики планктёров и, в частности, на их радиочувствительность [1], то ночесветок не кормили. С учётом сезонных ритмов радиочувствительности ночесветки, а также зависимости её радиорезистентости от температуры и клеточного цикла [3], опыты ставили в течение зимнего сезона с клетками одного размера (0.5 мм).

Температура термостатирования организмов (15°С) была близка к оптимальной для этого планктонта [4, 5].

Влияние гамма-облучения на динамику смертности ночесветки прослеживали на протяжении 30-суточного периода или до гибели облучённых организмов. Исследование клеток под бинокулярным микроскопом МБС-1 проводили при облучении ночесветок в дозах от 10.0 до 500.0 Гр включительно через каждые 2 суток, а при дозах 750.0 и 1000.0 Гр – каждые сутки. Для изучения динамики смертности организмов использовали методику Н.В.Лучника [6]:

$$P_t = \frac{a_t}{N - \sum_{i=0}^{t-1} a_i} \quad (1),$$

где:

P_t – смертность организмов на момент времени t;

a_t - количество погибших организмов во временной промежуток t-(t-1) за вычетом смертности контроля;

Σa_i - суммарное число погибших организмов (за вычетом смертности контроля) в предшествующий период;

N - численность организмов до облучения.

Это позволило устранить систематическое уменьшение высоты пиков смертности с течением времени, пропорциональное числу остающихся животных, которое возникает при непосредственном рассмотрении частот.

Результаты и их обсуждение

В результате анализа полученного материала оказалось, что вне зависимости от дозы и мощности облучения распределение смертности облучённых организмов во времени имеет ряд пиков (табл.). При этом и общее число таких пиков [4-5] и их положение во времени в первые две недели эксперимента (исключая дозы, близкие к летальным – 750.0 и 1000.0 Гр) практически вне зависимости от дозы и мощности облучения. Так, время наступления первого максимума смертности организмов, облучённых в диапазоне доз от 10.0 до 500.0 Гр, при использованных в наших экспериментах мощностях приходится на 2-4 сутки, а второго – на 8-12 сутки. В дальнейшем, однако, такой закономерности не наблюдается и время наступления следующих пиков гибели организмов приходится на различные временные интервалы. Так, третий пик смертности ночесветки находится в диапазоне от 14 до 22 суток, а четвертый – от 20 до 30 суток (табл.).

Полученные результаты свидетельствуют, вероятно, об общности начальных звеньев радиобиологических реакций в клетках при облучении их любой дозой в исследованном диапазоне. Иными словами, при абсорбции клеткой энергии ионизирующего излучения вне зависимости от дозы и мощности поражается некая важная клеточная структура (мишень), общая во всех экспериментах [7].

Из рассматриваемых в настоящее время в радиобиологии основных клеточных структур и компонентов (мишеней), поражение которых может привести к пострадиационной гибели организма, на наш взгляд, наиболее вероятным представляется предположение, что такой мишенью являются клеточные мембраны. Действительно, действие излучения на ДНК, белки, липиды и углеводы показано только при больших дозах [8, 9]. С другой стороны, именно поражение биомембран, объём которых превышает на 2-3 порядка объём хромосом и от состояния которых зависит [10] будет ли клетка нормально функционировать (расти, делиться и т.д.), оказывается определяющим при воздействии наименьших из использованных нами доз ионизирующей радиации [8].

Разные сроки гибели организмов на более поздних стадиях пострадиационных наблюдений (табл.) свидетельствуют, вероятно, о наличии других мишеней, а также о различии механизмов развития патологических процессов в области малых (≤ 10 Гр), средних (≥20Гр - ≤250 Гр) и больших доз (≥ 300 Гр) гамма-облучения для *Noctiluca scintillans Mac.* (4). Это совпадает с данными аналогичных экспериментов на организмах различного филогенического уровня [2, 8].

Совершенно очевидно, что пики смертности ночесветки с увеличением дозы облучения повышаются (табл.). При этом время наступления пика максимальной смертности с увеличением дозы облучения неуклонно уменьшается с 28-30 дней в диапазоне наименьших из использованных нами доз до 20-24 дней в области средних доз и составляет только 1-2 дня в диапазоне летальных доз для этого организма (табл.).

Изучение зависимости смертности облучённых организмов от дозы облучения показало, что на её форму мало влияет применявшиеся мощности дозы, но сама зависимость претерпевает существенные изменения во времени. Так, на 2-й день после облучения кривая доза-эффект (рис. 1) достаточно точно аппроксимируется степенной функцией вида:

$$У = aX^B \qquad (2).$$

Таблица

Динамика смертности облучённой ночесветки в зависимости от дозы и мощности дозы гамма-облучения

Доза (Гр)	Мощ-ность*	Смертность (в %) на день после облучения **														
		сутки														
		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
10.0	$3.3 \cdot 10^{-3}$	3.1	0	0	10.4	5.2	0	7.4	10.8	11.5	15.6	7.5	14.6	11.7	24.0	19.0
10.0	$4.0 \cdot 10^{-2}$	3.8	2.7	5.3	6.4	0	0	5.8	8.3	15.0	21.8	4.7	22.5	19.3	21.7	38.4
10.0	$6.7 \cdot 10^{-1}$	5.1	2.1	1.0	0	6.0	2.4	4.8	8.5	12.6	9.0	6.5	3.8	16.4	14.8	24.8
100.0	$4.0 \cdot 10^{-2}$	8.5	3.3	5.0	11.6	2.6	0	13.7	18.7	6.0	17.3	20.4	8.2	11.9	19.8	17.7
100.0	$6.7 \cdot 10^{-1}$	7.0	5.3	2.0	0	11.8	4.3	11.6	20.0	9.2	10.3	20.3	23.3	9.6	19.6	20.2
250.0	$4.0 \cdot 10^{-2}$	15.3	8.0	5.5	1.8	3.5	16.5	11.5	10.1	4.3	20.5	24.5	9.4	16.5	20.5	14.4
250.0	$6.7 \cdot 10^{-1}$	12.8	10.3	6.9	3.3	8.2	5.4	15.6	8.8	10.9	12.3	18.4	15.8	20.3	17.1	15.2
500.0	$4.0 \cdot 10^{-2}$	45.0	52.3	21.0	3.9	2.8	22.5	8.3	12.5	18.6	25.0	30.0	9.4	16.5	20.6	17.8
500.0	$6.7 \cdot 10^{-1}$	27.5	17.4	5.0	3.3	4.6	10.3	7.0	21.3	20.5	37.5	12.7	17.0	27.5	19.1	12.3
750.0	$4.0 \cdot 10^{-2}$	68.8	39.8	28.2	36.6	1.3	15.0	0	0	2.4	36.6	30.0	0	17.0	23.0	1.7
750.0	$6.7 \cdot 10^{-1}$	58.7	33.5	6.5	14.3	10.0	13.3	6.3	0	0	10.7	8.3	4.9	11.5	18.3	12.5
1000.0	$6.7 \cdot 10^{-1}$	76.3	52.5	20.8	25.0	12.5	25.2	0	0	25.1	0	0	0	0	0	0

* ($Гр \cdot с^{-1}$)

** Для доз 750 и 1000 Гр смертность приведена для 15-ти дневного интервала, т.е. на каждый день после облучения

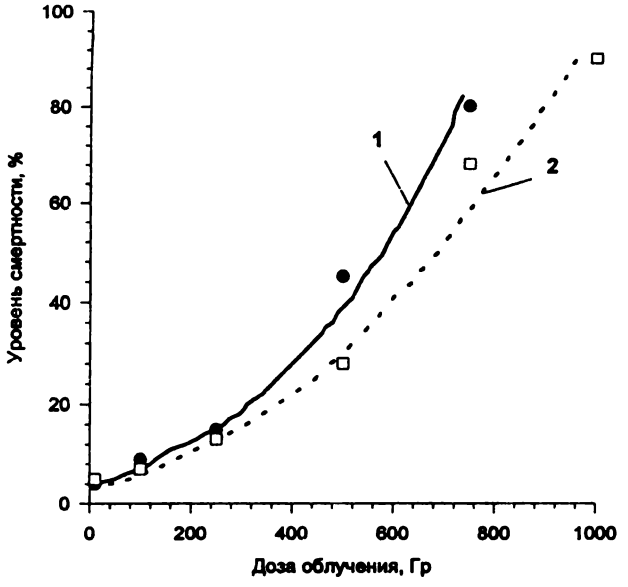

Рис. 1. Зависимость смертности (в %) ночесветки от дозы гамма-облучения при разной мощности дозы: $6.7 \cdot 10^{-1}$ Гр·с$^{-1}$ (1) и $4 \cdot 10^{-2}$ Гр·с$^{-1}$ (2) на вторые сутки после облучения.

При мощности дозы $6.7 \cdot 10^{-1}$ Гр·с$^{-1}$ коэффициент "а" оказался равным 0.76, а "в" 0.62. При мощности дозы $4 \cdot 10^{-2}$ Гр·с$^{-1}$ значения этих коэффициентов стали 0.58 и 0.68 .

На 14-й день эксперимента (рис. 2) форма зависимости смертности ночесветки от дозы облучения достаточно точно аппроксимируется линейной регрессией вида:

$$У = а + вХ \qquad (3).$$

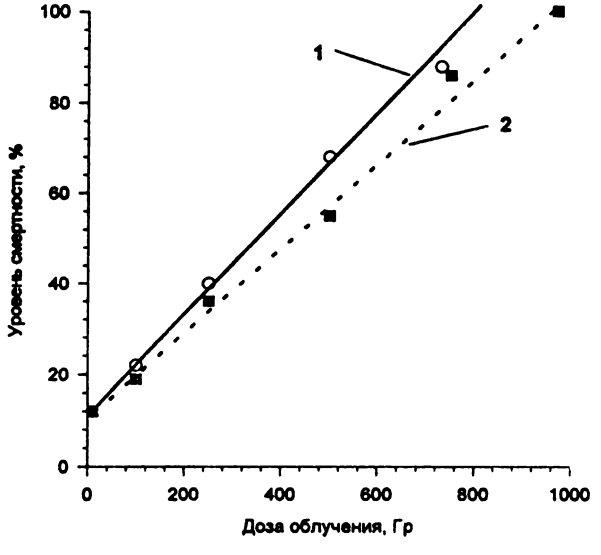

Рис.2. Зависимость смертности (в %) ночесветки от дозы гамма-облучения, при мощности дозы $6.7 \cdot 10^{-1}$ Гр·с$^{-1}$ и $4 \cdot 10^{-2}$ Гр·с$^{-1}$ (2) на четырнадцатые сутки после облучения.

Величина коэффициентов "а" и "в" при мощности $6.7 \cdot 10^{-1}$ Гр·с$^{-1}$ составляла 10.5 и 0.09, соответственно, а при мощности дозы $4 \cdot 10^{-2}$ Гр·с$^{-1}$ 12.4 и 0.1.

Сравнительно малое влияние мощности дозы на форму кривых смертности свидетельствует о том, что мощность дозы лишь модифицирует (усиливает или ослабляет) воздействие облучения при одной и той же дозе, воздействуя на скорость протекания различных пострадиационных процессов, но не служит непосредственной причиной гибели организма. Это связано, по-видимому, с тем, что эффект мощности дозы вызывается радиационно-индуцированным связыванием кислорода белками клетки [11]. Однако такой эффект наблюдается только, если доза облучения и мощность дозы будут достаточны для связывания всего первоначально растворённого кислорода и достижения состояния гипоксии в облучаемом объекте [11]. В противном случае эффект мощности дозы будет или отсутствовать, или определяться другими причинами, в частности, репарацией. Именно по этой причине, на наш взгляд, наблюдается большая смертность ночесветки при мощности дозы $4 \cdot 10^{-2}$ Гр·с$^{-1}$ в сравнении с другими исследованными мощностями при гамма-облучении в дозе 10 гр (табл.).

Таким образом, изучение распределения во времени смертности облучённой ночесветки при различных дозах гамма-облучения и мощностях доз показало возможность определённой дифференциации механизмов пострадиационной гибели облучённых организмов.

Выводы

1. При равной мощности дозы увеличение дозы гамма-облучения ускоряет наступление пика максимальной смертности ночесветки. Так, в диапазоне доз облучения 10-1000 Гр при мощности дозы $6.7 \cdot 10^{-1}$ Гр·с$^{-1}$, время наступления максимальной смертности снижается с 30 суток до 1 дня. При уменьшении мощности дозы в 16.7 раз такое же ускорение времени наступления пика максимальной смертности наблюдается в меньшем диапазоне доз – 10-750 Гр.
2. Пики смертности облучённой ночесветки с увеличением дозы гамма-облучения повышаются. Общее количество таких пиков вне зависимости от дозы и мощности излучения составляет 4-5. При этом характерной особенностью их распределения во времени является увеличение абсолютных значений пиков к концу эксперимента при наименьших дозах, и уменьшение их при больших.
3. Сравнительно малое влияние мощности дозы на форму кривых смертности свидетельствует о том, что мощность дозы лишь модифицирует (усиливает или

ослабляет) воздействие облучения, влияя на скорость протекания различных пострадиационных процессов.

4. При абсорбции клеткой энергии ионизирующего излучения вне зависимости от дозы и её мощности, вероятно, поражается некая важная клеточная структура (мишень), общая для всех рассмотренных случаев. На наш взгляд, наиболее вероятным представляется предположение, что такой мишенью служат клеточные мембраны.
5. Анализ динамики смертности облучённой ночесветки показал возможность определённой дифференциации механизмов пострадиационной гибели облучённых организмов. Вместе с тем, пики смертности отражают сравнительно поздние стадии радиационно-химических и физиологических процессов и могут служить достаточно убедительным радиобиологическим показателем лишь в совокупности с комплексными биофизическими, биохимическими и цитологическими исследованиями.

Литература

1. Кудряшов Ю.Б., Беренфельд Б.С. Основы радиационной биофизики. – М.: Изд-во МГУ, 1982.- 304 с.
2. Коггл Д.Е. Биологические эффекты радиации. – М.: Энергоатомиздат, 1986.- 184 с.
3. Токарев Ю.Н. Изучение радиорезистентности ноктилюки в онтогенезе при различных температурных условиях // Радиобиология.- 1990.- Т.30, вып. 1.- С. 135-137.
4. Токарев Ю.Н. Биолюминесценция как экспрессивный показатель жизнедеятельности *Noctiluca miliaris Suriray* //Автор. дисс. канд. биол. наук.- Севастополь: ИнБЮМ АН УССР, 1990. – 26 с.
5. Битюков Э.П. Биолюминесценция *Noctiluca miliaris* в разных температурных условиях // Биология моря.-1971. - Вып. 24.- С.70-77.
6. Радченко Л.А. Комбинированное действие на артемию гамма-облучения, температуры и солёности // Морская радиохемоэкология и проблема загрязнений. – Киев: Наукова думка, 1984.- С.133-149.
7. Красавин Е.А., Козубек С. Принцип попадания и современная радиобиология // Эвристичность радиобиологии.- Киев: Наукова думка, 1988. – С. 4-23.
8. Кузин А.М. О различии ведущих молекулярных механизмов при действии гамма-радиации на организм в больших и малых дозах // Изв. АН СССР, сер.биолог.- 1980. - № 6. – С. 883-890.

9. Эмануэль Н.М. Биофизические аспекты действия физических и химических факторов на живые организмы. Защитные свойства антиоксидантов // Биофизика.- 1984. – Т. 29, № 4.- С. 706-719.
10. Календо Г.С. Ранние реакции клеток на ионизирующее излучение и их роль в защите и сенсибилизации. – М.: Энергоиздат, 1982. – 96 с.
11. Эйдус Л.Х., Корыстов Ю.Н. Кислород в радиобиологии.- М.: Энергоатомиздат, 1984. – 176 с.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ КИНЕТИКИ ИЗВЛЕЧЕНИЯ ИЗ ВОДЫ ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ^{90}Sr-^{90}Y НА ОСНОВЕ ПРИРОДНЫХ СОРБЕНТОВ

С.К.Костова, Н.С.Рисик, А.М.Костов

В последнее десятилетие радиоэкологическая обстановка на территории Украины оценивается как неблагоприятная. Более 5000 предприятий каким-либо образом связаны с производством, применением и хранением радиоактивных веществ. При этом низко- и среднеактивные отходы составляют примерно 90 % общего объёма производимых радиоактивных отходов [1]. В наиболее загрязненной зоне отчуждения на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС), на предприятиях атомной энергетики, в урановой промышленности, на предприятиях военно-промышленного комплекса скопилось большое количество радиоактивных отходов. Положение усугубляется и последствиями чернобыльской катастрофы (1986 г.). В настоящее время из всех выпавших радионуклидов заметную роль играют ^{90}Sr, ^{137}Cs и трансурановые элементы ($^{235-239}Pu$, ^{241}Am, ^{239}Np). В силу того, что ^{90}Sr большей частью находится в растворенном состоянии и хорошо переносится водными массами, он длительное время будет загрязнять днепровскую воду, а вместе с ней питьевую воду и поливные земли юга Украины и Крыма. Не исключается вынос из загрязненной зоны в реку Днепр и урана, находящегося в выброшенном ядерном топливе. Кроме того, источниками загрязнения ураном днепровской водной системы являются предприятия по добыче и переработке урановых руд, а также применяемые фосфатные удобрения.

В ряду долгоживущих радионуклидов чернобыльского выброса особое место занимает ^{241}Am. Его содержание со временем не уменьшается, а напротив, возрастает. В смеси изотопов реакторного плутония основная часть (до 98 %) активности обусловлена ^{241}Pu, β-распад которого и приводит к образованию более радиотоксичного и миграционно активного α-излучающего ^{241}Am. С течением времени деструкция частиц чернобыльских выпадений в почве и в донных отложениях может привести к частичному выходу ^{241}Am и к миграции его по водным и пищевым цепям. Накопление ^{241}Am снижает темп самоочищения природной среды. В грунтовых водах ближней зоны ЧАЭС появился ^{241}Am, количество которого составляет около 60% всей суммы растворенных α-излучателей, а приблизительно к 2060 г. α-активность ^{241}Am станет в два раза больше α-активности ^{241}Pu [2]. Поэтому очистка

природных вод и радиоактивных отходов является первостепенной задачей.

В этом плане очень важной проблемой является очистка днепровской воды для водопользования, орошения земли и водопотребления населением. Для жителей Крыма, в том числе и Севастополя, это важно и тем, что днепровская вода, поступая через Северо-Крымский канал, служит источником питьевой воды. Поэтому разработки максимально удешевленных методов очистки природных вод и поиски реальных технологий обезвреживания радиоактивных отходов весьма актуальны.

Материал и методика исследований

Чрезвычайную важность приобретают сорбенты, позволяющие очистить природные воды и радиоактивные отходы с высокими концентрациями радионуклидов до предельно допустимых значений. В настоящей работе по извлечению и осаждению из природных вод ^{90}Sr - ^{90}Y, ^{243}Am - ^{239}Np, ^{238}U - ^{234}Th, находящихся в равновесии со своими дочерними продуктами распада, и ^{236}Pu использован сорбент "Синкопа". Это белый, мелкодисперсный порошок производится из экологически чистых крымских минералов по специальной технологии без внесения химических добавок. Сорбент не токсичен, без запаха, не горюч, обладает бактерицидными свойствами и соответствует ДР-98, ГОСТ 2874-82 "Вода питьевая", МБТ и СН 5061-89 – "Продукты детского питания". Препарат устойчив к воздействию сверхвысоких доз радиации. Воздействие γ-облучением дозой $2x10^5$ Гр или $2x10^7$ рад не влияет на его сорбционные свойства, что позволяет применять его для очистки вод на ЧАЭС. Использование сорбента рекомендовано Центральной санэпидемстанцией г. Киева и Минздравом Украины для очистки питьевой воды, улучшения качества пищевых продуктов, очистки хозяйственно-бытовых, промышленных и сельскохозяйственных стоков от радионуклидов, пестицидов и тяжелых металлов [3].

В июне 1994 г. сорбент был успешно применен при аварийной очистке загрязненного ^{137}Cs (уровень загрязнения $5,5 \cdot 10^7$ Бк $\cdot$ $л^{-1}$) водоема, объемом 400 $м^3$ на Николаевском глиноземном заводе. Расход препарата при этом составил 5 $г \cdot л^{-1}$. После очистки была получена технически чистая вода, а твердый остаток захоронен.

Для извлечения из водных растворов ^{90}Sr - ^{90}Y, ^{243}Am - ^{239}Np, ^{238}U - ^{234}Th и ^{236}Pu нами в экспериментальных условиях были использованы сорбент "Синкопа", альгинат натрия, хлористый кальций, жидкое стекло, хлористый натрий. В аквариумы, объемом 2,5; 1,0; 0,75; 0,25 л вносили отстоявшуюся в течение суток пресную водопроводную и морскую воду, а затем радиоизотопы, приготовленные из их исходных растворов и находящиеся в равновесии со своими дочерними радионуклидами. Вносимую

активность подбирали с расчетом реально существующей в природных водах или жидких радиоактивных отходах. Сразу после перемешивания изотопов и отбора 5 проб (по 0,5 мл) из каждого аквариума для измерения начальной активности вносили сорбент, 0,5 % раствор альгината натрия, 50 % раствор жидкого стекла (Na_2SiO_3), 10 % раствор хлористого кальция ($CaCl_2$), 5 % раствор хлористого натрия (NaCl) в различных пропорциях и комбинациях, которые представлены в таблице 1.

Таблица 1

Состав экспериментальных растворов для изучения извлечения ^{90}Sr - ^{90}Y

№ аквариума	Количественный состав растворов для извлечения ^{90}Sr - ^{90}Y	Объем раствора, л	Примечание
1.	^{90}Sr - ^{90}Y, 2,5 г сорбента, 5 мл 0,5 % раствора альгината натрия	0,5	Альгинат натрия вносили через 5 часов
2.	^{90}Sr - ^{90}Y, 2,5 г сорбента, 5 мл 0,5 % раствора альгината натрия	0,5	через 1 час
3.	^{90}Sr - ^{90}Y, 2,5 г сорбента, 5 мл 0,5 % раствора альгината натрия	0,5	сразу после сорбента
4.	Контрольный раствор только с радионуклидами ^{90}Sr - ^{90}Y	0,5	без добавок
5.	^{90}Sr - ^{90}Y, 5 мл 0,5 % раствора альгината натрия	0,5	
6.	^{90}Sr – ^{90}Y, сорбент – 2,5 г	0,5	
7.	^{90}Sr – ^{90}Y, 2,5 г сорбента, 5 мл 0,5 % раствора альгината натрия, 4 мл 50 % раствора жидкого стекла, 20 мл 10 % раствора $CaCl_2$	0,5	Альгинат натрия вносили через 1 час
8.	^{90}Sr – ^{90}Y, 5 г сорбента, 10 мл 0,5 % раствора альгината натрия, 8 мл 50 % раствора жидкого стекла, 40 мл 10 % раствора $CaCl_2$	0,5	Количество всех компонентов увеличено в 2 раза
9.	^{90}Sr – ^{90}Y, 12,5 г сорбента, 2,5 мл 0,5 % раствора альгината натрия, 20 мл 50 % раствора жидкого стекла, 100 мл 10 % раствора $CaCl_2$ (I ступень очистки)	2,5	Пресная вода
10.	После окончания опыта (акв. 9) отобран недоочищенный раствор и добавлены все компоненты из расчета на 0,75 л (II ступень очистки)	0,75	Все компоненты вносили последовательно
11.	После окончания опыта (акв. 10) отобран недоочищенный раствор и добавлены все компоненты из расчета на 0,25 л (III ступень очистки)	0,25	^{90}Sr – ^{90}Y дополнительно не вносили

После этого, через 1, 2, 5, 24 час, 10 сут. из каждого аквариума отбирали по 2 пробы, объемом по 10 мл, фильтровали их через мембранные фильтры с диаметром пор 0,3 мкм, подсушивали и проводили радиометрию. Параллельно пипеточным дозатором отбирали по 0,5 мл фильтрата (в трёх повторностях) на алюминиевые тарелочки. Измерение активности проб после высушивания проводили на аттестованных приборах: β – измерение с помощью счетчика СБТ-13 в свинцовом домике с пересчетным устройством ПС02-08 А с эффективностью счета для ^{90}Sr – ^{90}Y равной 0,05. Измерение α-активности проводили на установке со счетчиком ТИП-БДА-2-01 с пересчетным устройством ПС02-2ЕМ с эффективностью счета – 0,25. Для определения эффективности счета использовали паспортизованные стандарты. Относительная ошибка радиометрических измерений варьировала от 3 % в первые часы опыта до 10 % в последующие часы и сутки.

Эффективность очистки водной фракции от радионуклидов определяли на основе прямых измерений снижения активности исследуемых растворов в процессе проведения экспериментов.

Результаты наблюдений и их обсуждение

На рис. 1 показана кинетика извлечения ^{90}Sr – ^{90}Y из экспериментальных растворов, состав которых приведен в табл. 1.

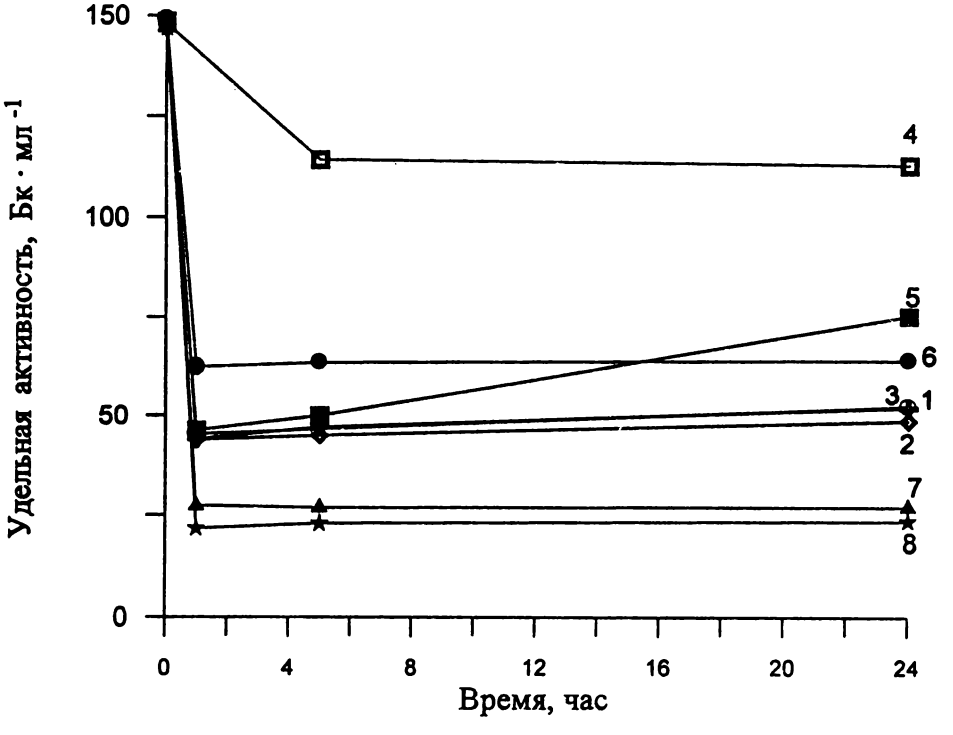

Рис. 1. Кинетика извлечения ^{90}Sr – ^{90}Y из водных растворов.

Видно, что во всех опытах осаждение стронция идет достаточно активно в первые 5 часов эксперимента. В контрольном растворе без сорбирующих веществ (4) удельная активность стронция через 5 часов снизилась с 148 до 114 Бк · мл$^{-1}$ и в дальнейшем оставалась на том же уровне.

В растворе с добавкой сорбента (6) осаждение стронция прошло более чем на 50 %.

Эксперимент с внесением только альгината натрия (5) показал, что в течение первых пяти часов извлечение $^{90}Sr - ^{90}Y$ альгинатом было интенсивнее, чем сорбентом. Однако, к концу суток наблюдалась десорбция стронция и он частично вновь переходил в раствор. Удельная активность стронция, снизившись за 5 часов эксперимента с 149 до 50 Бк · мл$^{-1}$, вновь возросла до 75 Бк · мл$^{-1}$.

В другой серии экспериментов, где связывающими компонентами были сорбент и альгинат натрия (рис. 1 – 1, 2, 3), осаждение стронция проходило интенсивнее, чем в опытах с раздельным внесением добавок сорбента и альгината. Время внесения альгината практически не влияло на кинетику извлечения стронция, и в первые пять часов его извлекалось до 65 %.

Наиболее интенсивное (до 80 %) осаждение стронция наблюдали в серии экспериментов, где добавляли в раствор сорбент, альгинат натрия, жидкое стекло и хлористый кальций (рис. 1 – 7, 8). Удельная активность стронция в водной фракции снизилась за 24 часа с 149 до 27 Бк · мл$^{-1}$ в аквариуме со всеми добавками (7), с 147 до 24 Бк · мл$^{-1}$ в аквариуме, где количество добавок внесено в двойном объеме (8).

Таким образом, серия опытов по извлечению $^{90}Sr - ^{90}Y$ из водных растворов показала, что концентрацию изотопов можно снизить на основе добавок до 80 %. Однако, исследования, представленные на рис. 2 (I, II, III) (табл. 1 – 9, 10, 11), показали, что применение трехступенчатой очистки позволяет снизить исходную концентрацию стронция в 250 – 500 раз.

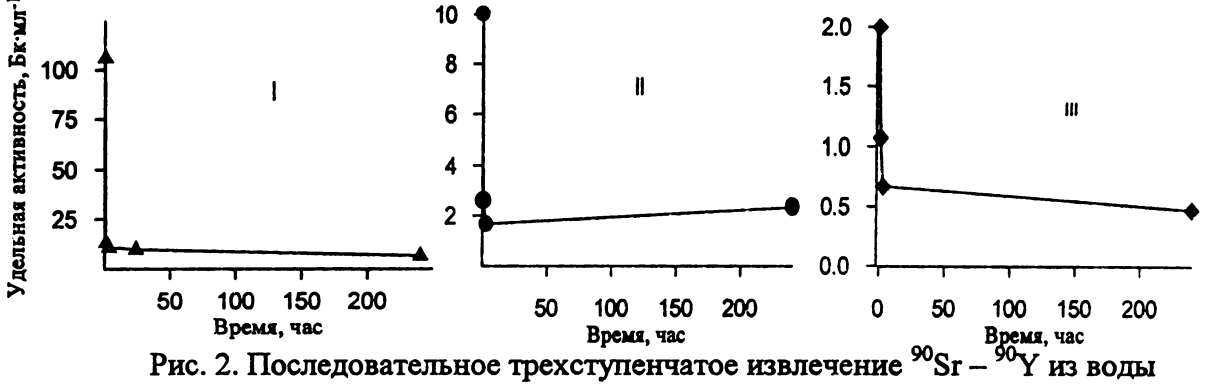

Рис. 2. Последовательное трехступенчатое извлечение $^{90}Sr - ^{90}Y$ из воды сорбентом и связывающими компонентами.

Как видно из рис. 2, начальная концентрация стронция, равная 106 Бк · мл$^{-1}$ (I), снизилась до 0,5 Бк · мл$^{-1}$ (III). Расход сорбента на первом этапе очистки составил 12,5 г, на втором – 3,75 г, на третьем – 0,5 г.

Как показали наблюдения (рис. 3) процент очистки для ^{238}U (α) только на основе сорбента составил 34 % в пресной воде (1) и 37 % в подсоленной (2) и 37 % в морской воде (3). Кинетика осаждения ^{234}Th (β) как из пресной, так и подсоленой (3) и морской (4) воды, носила идентичный характер, и эффект его очистки составил 70 %.

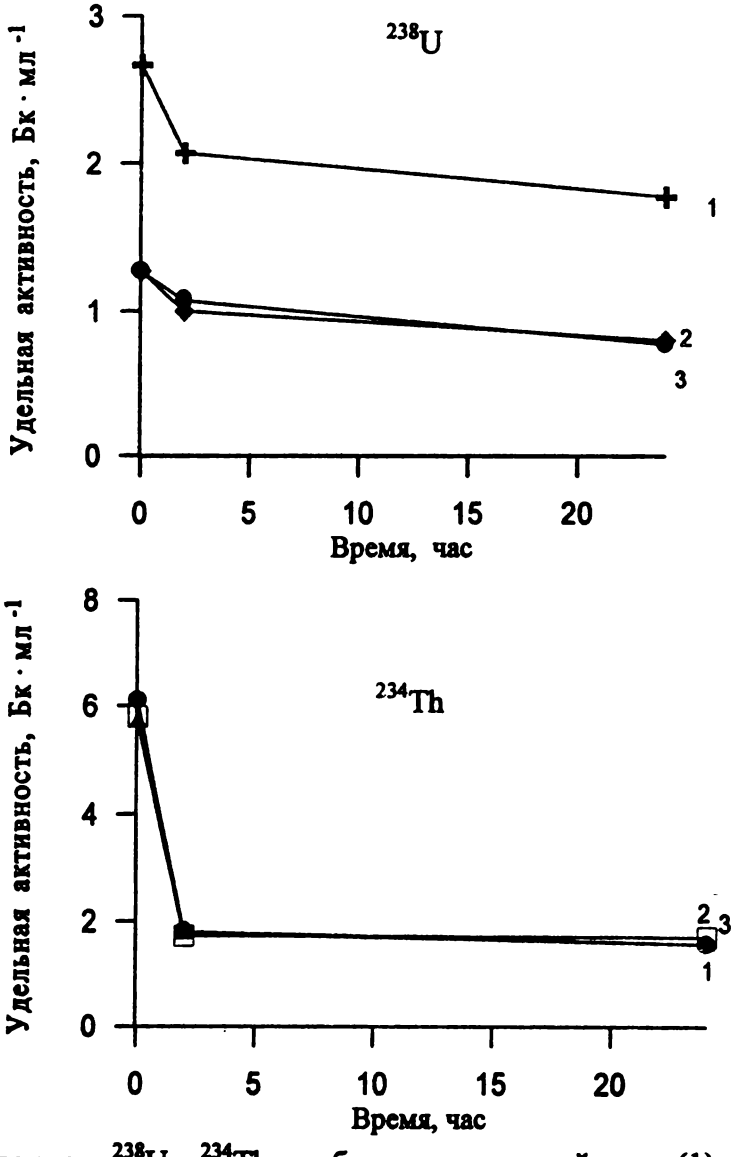

Рис. 3. Извлечение ^{238}U – ^{234}Th сорбентом из пресной воды (1), подсоленой 5 % раствором NaCl (2) и морской воды (3).

На рис. 4 представлена кинетика осаждения сорбентом ^{236}Pu из пресной воды. Через два часа удельная активность ^{236}Pu снизилась с 0,2 до 0,1 Бк · мл$^{-1}$, и в течение последующих 24 часов находилась на том же уровне.

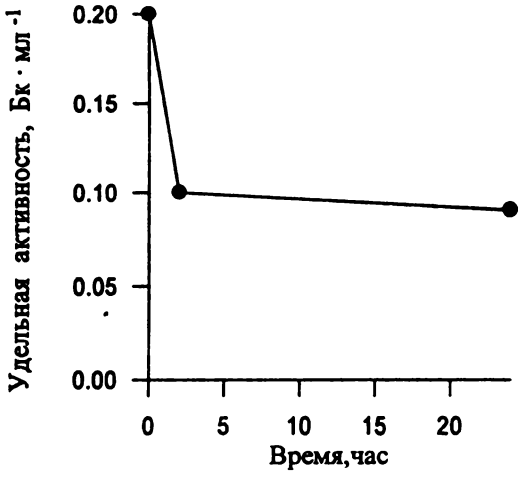

Рис. 4. Извлечение ^{236}Pu сорбентом из пресной воды.

Как видно из рис. 5, наибольший эффект очистки достигнут для ^{243}Am – ^{239}Np и составил 96 и 90 %. Америций и нептуний практически сразу после внесения сорбента осаждались до предельных уровней.

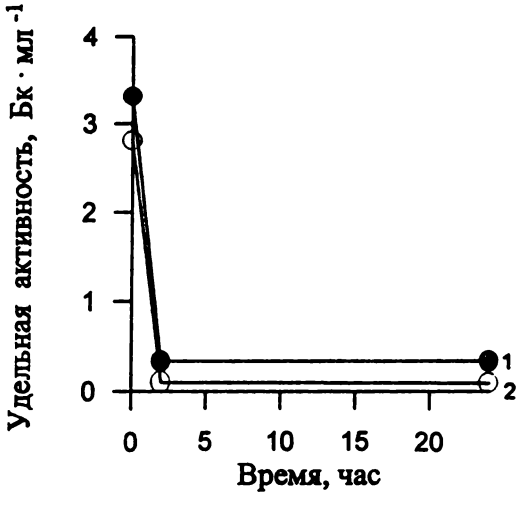

Рис.5. Извлечение ^{243}Am – ^{239}Np сорбентом из пресной воды : 1 - ^{239}Np, 2 - ^{243}Am.

Заключение

Представленные результаты экспериментальных исследований извлечения ^{90}Sr – ^{90}Y, ^{243}Am – ^{239}Np, ^{238}U – ^{234}Th, находящихся в равновесии с их дочерними радионуклидами, и ^{236}Pu показали, что сорбент и связывающие компоненты (альгинат натрия, жидкое стекло, хлористый кальций) обладают эффективными сорбирующими свойствами и могут быть рекомендованы для использования в технологических процессах очистки природных вод и переработки жидких радиоактивных отходов. Повышение роли ядерной энергетики и расширяющееся использование радиоизотопов

в промышленности, науке, медицине приводит к увеличению объёмов радиоактивных отходов. Для Украины эта проблема обостряется наличием больших объёмов отходов, образовавшихся после аварии на ЧАЭС.

В связи с этим простое и дешёвое использование сорбента, незначительный расход (2,5 – 5 $г \cdot л^{-1}$), быстрое (в течение часа) осаждение радионуклидов делают его перспективным для очистки и утилизации больших объёмов жидких радиоактивных отходов.

Литература

1. Соботович Э.В., Шестопалов В.М., Белевцев Р.Я., Яковлев Б.Г. Состояние проблемы захоронения радиоактивных отходов в Украине и геологические аспекты их изоляции // Наук.-техніч. зб. "Проблеми Чорнобильської зони відчуження" – К., 1996, - вип. 3, – С.5 – 7.
2. Копейкин В.А. Геохимические последствия Чернобыльской катастрофы // Наук.-техніч. зб. "Проблеми Чорнобильської зони відчуження" – К., - 1995, – вип. 2, - С.128 –138.
3. Сорбент "Синкопа" – ТУ-551-М-Д-16328228-001-93 // Заключение Министерства охраны здоровья Украины 03.10.93. - № 22/4-02/1451/ Киев, 1993.

МЕЖДУНАРОДНЫЙ СОЮЗ ЭКОЭТИКИ

СЕВАСТОПОЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
НАУЧНОГО ОБЩЕСТВА"БИОСФЕРА И ЧЕЛОВЕЧЕСТВО"
ИМ. ПРОФЕССОРА Н.В.ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКОГО

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ ИМ. А.О. КОВАЛЕВСКОГО
НАЦИОНАЛЬНОЙ АКАДЕМИИ НАУК УКРАИНЫ

ЧТЕНИЯ ПАМЯТИ Н.В.ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКОГО

Сборник подготовлен к печати членами Севастопольского отделения
Научного Общества"Биосфера и человечество"
им. профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского, Международного Союза Экоэтики:
заместителем председателя отделения В.Г.Цыцугиной и
ученым секретарем Н.Н.Терещенко.
Технический секретарь Ю.Г.Марченко.

Сдано в набор 17.08.2000. Тираж 200 экз. Цена договорная.

НПЦ "ЭКОСИ-Гидрофизика" 99011, Севастополь, ул.Ленина, 28