



Андрей Викторович Мокиенко, руководитель Центра ведения Государственного кадастра природных лечебных ресурсов ГУ «Украинский НИИ медицинской реабилитации и курортологии» МЗ Украины, доктор медицинских наук, старший научный сотрудник; главный научный сотрудник лаборатории гигиены и экологии воды ГП «Украинский НИИ медицины транспорта» МЗ Украины.

Область научных интересов: гигиенические вопросы использования природных лечебных ресурсов; биологические, технологические, токсикологические, эпидемиологические, медико-экологические аспекты водоснабжения и водоотведения объектов коммунального хозяйства и транспорта; проблемы контроля качества фасованных минеральных и питьевых вод.

Один из инициаторов создания нового научного направления «Рекреационная экогигиена». Автор около 400 научных трудов (включая 6 монографий), посвященных основным проблемам гигиены водоснабжения, природных лечебных и курортно-рекреационных ресурсов.



Елена Михайловна Никипелова, руководитель Украинского государственного центра стандартизации и контроля качества природных и преформированных средств ГУ «Украинский НИИ медицинской реабилитации и курортологии МЗ Украины», доктор химических наук, ведущий научный сотрудник.

Область научных интересов — изучение, стандартизация, контроль качества природных и преформированных средств.

Автор более 300 научных трудов, из них 14 монографий, 12 патентов, 11 методических рекомендаций.

ПРИЧЕРНОМОРСКИЕ ЛИМАНЫ: гигиенические и медико-экологические аспекты сохранения природных лечебных ресурсов

2012

ПРИЧЕРНОМОРСКИЕ ЛИМАНЫ:

гигиенические и медико-экологические аспекты сохранения природных лечебных ресурсов

Коллективная монография

Под редакцией А.В. Мокиенко, Е.М. Никипеловой



Одесса, 2012

**ПРИЧЕРНОМОРСКИЕ ЛИМАНЫ:
гигиенические и медико-экологические
аспекты сохранения природных
лечебных ресурсов**

ОДЕССА
«ТЭС»-2012

УДК 614.777(26.05):502.171(477.7)

ББК 51.203(45УКР,25)+28.08249(45УКР7,3)

П776

Рекомендовано к печати Ученым советом ГУ «Украинский научно-исследовательский институт медицинской реабилитации и курортологии Министерства здравоохранения Украины» 06.11.2012 года, Протокол № 26.

Рецензенты: **В.А. Прокопов**, доктор медицинских наук, профессор, заведующий лабораторией гигиены водоснабжения и охраны водоемов ГУ «Институт гигиены и медицинской экологии им. А.Н. Марзеева» НАМН Украины; **Ю.С. Тучковенко**, доктор географических наук, профессор, проректор по научной работе Одесского государственного экологического университета, заведующий кафедрой океанологии и морского природопользования.

Причерноморские лиманы: гигиенические и медико-экологические аспекты сохранения природных лечебных ресурсов [Коллективная монография] / А.В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова [и др.]; под ред. А.В. Мокиенко, Е.М. Никипеловой, К.Д. Бабова. - Одесса; ТЭС, 2012. - 274 с. - ISBN 978-966-2726-15-2

Авторский коллектив: А.В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова, С.И. Николенко, С.Э. Шибанов, В.А. Пушкина, С.Е. Дятлов, В.А. Колоденко, Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская, Л.С. Котлик, Е.Ф. Тарасюк, И.И. Вернигора, О.Н. Можина, С.В. Минькова, К. К. Цимбалюк, Е. А. Циома, К. А. Коева, М. В. Шевченко, А. В. Латаева, Ж.Н. Боровская, Д.И. Недолуженко, М.А. Загоруйко, Е.В. Ковбасюк, Н.Н. Тихенко, А.В. Скопенко, Л.П. Мельник, В.Г. Стокич, А.В. Кошелев, К.М. Фогель, Л.П. Горбач, А.Л. Погребной, Е.А. Захарченко, А.Ю. Кисилевская, А.В. Новодран, Г.К. Бицилли

ISBN 978-966-2726-15-2 (ПП «Фирма «Гранмна»)

Монография посвящена актуальной проблеме сохранения природных лечебных ресурсов причерноморских лиманов. Освещены гигиенические и медико-экологические аспекты проблемы. Представлены результаты собственных аналитических и экспериментальных исследований. Монография рассчитана на широкий круг читателей: гигиенистов, санитарных врачей, экологов, преподавателей медицинских и экологических ВУЗов, химиков, микробиологов.

ББК 51.203(45УКР,25)+28.08249(45УКР7,3)

© ГУ «Украинский научно-исследовательский институт медицинской реабилитации и курортологии Министерства здравоохранения Украины»

Авторы выражают искреннюю признательность директору ЧП «Аквилон-Курорт-Сервис» В.Е. Сметанке и руководству поселкового совета пгт Сергеевка Белгород - Днестровского района Одесской области (А.Ю. Шелестенко, О.А. Храпко) за организационную поддержку в опубликовании этой книги.

СОДЕРЖАНИЕ

ОТ АВТОРОВ.....	7
ВВЕДЕНИЕ.....	9
РАЗДЕЛ 1. РЕКРЕАЦИОННАЯ ЭКОГИГИЕНА КАК КОМПОНЕНТ СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗНАНИЯ, ГИГИЕНЫ И МЕДИЦИНСКОЙ ЭКОЛОГИИ (А.В. Мокиенко, С.Э. Шибанов, В.А. Колоденко).....	15
РАЗДЕЛ 2. АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОХРАНЫ КУОРТОВ ОТ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ (С.Э. Шибанов).....	25
2.1 Загрязнение месторождений лечебных грязей (пелоидов).....	26
2.2 Загрязнение источников минеральных вод.....	29
2.3 Загрязнение прибрежных морских вод.....	29
2.4 Анализ существующих систем контроля загрязнения курортно-рекреационных ресурсов.....	33
2.5 Загрязнение объектов окружающей среды, тесно контактирующих с природными лечебными ресурсами.....	34
2.6 Эколого-гигиеническое регламентирование поллютантов в биосфере и курортно-рекреационных ресурсах.....	37
2.7 Программа комплексного изучения и охраны курортов от загрязнения.....	42
РАЗДЕЛ 3. ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ КОНТАМИНАЦИИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД МОРЕЙ, ЭСТУАРИЕВ, ЛИМАНОВ (А.В. Мокиенко).....	45
РАЗДЕЛ 4 ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СТОЙКИХ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ (СОЗ) КАК КОНТАМИНАНТОВ ВОДНОЙ СРЕДЫ (А.В. Мокиенко).....	71
4.1 Хлорорганические пестициды (ХОП).....	71

4.2	Полихлорированные бифенилы (ПХБ).....	76
4.3	Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ).....	82
РАЗДЕЛ 5 РЕТРОСПЕКТИВА ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ НЕКОТОРЫХ ПРИЧЕРНОМОРСКИХ ЛИМАНОВ (А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, Л.Б. Солодова, С.И. Николенко, О.Н. Можина, С.В. Минькова).....		
5.1	Оценка антропогенного влияния на Куяльницкий и Хаджибейский лиманы	86
5.1.1	Процессы миграции и закономерности накопления в лечебных водоемах различных токсических компонентов.....	86
5.1.1.1	Металлы	86
5.1.1.2	Пестициды	99
5.1.1.3	Нефтепродукты.....	99
5.1.1.4	Фенолы	100
5.1.2	Микробиологическая характеристика рапы и пелоидов.....	102
5.1.2.1	Микрофлора иловых сульфидных пелоидов	102
5.1.2.2	Санитарно-микробиологическая характеристика рапы и пелоидов.....	111
5.3	Оценка факторов, которые нарушают экосистемы месторождений пелоидов	113
5.4	Исследования Шаболатского (Будакского) лимана ...	116
5.4.1	Оценка состояния экосистемы	116
5.4.2	Санитарно-эпидемиологическая оценка состояния приморских рекреационных территорий Одесской области, в частности Шаболатского (Будакского) лимана.....	119
5.4.3	Исследования рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана	126
РАЗДЕЛ 6 ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РАПЫ И ПЕЛОИДОВ ЛИМАНОВ		
6.1	Результаты исследований рапы (Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова, К. К. Цимбалюк, Е. А. Циома, К. А. Коева, М. В. Шевченко, А. В. Латаева).....	130

6.1.1	Физико-химические исследования.....	130
6.1.2	Санитарно-химические исследования.....	135
6.2	Результаты исследований пелоидов (Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова, К. К. Цимбалюк, Е. А. Циома, Ж.Н. Боровская, К. А. Коева, М. В. Шевченко, А. В. Латаева)	140
6.2.1	Физико-химические свойства пелоидов.....	140
6.2.2	Состав растворов пелоидов	142
6.2.3	Полный анализ коллоидных дисперсий пелоидов по схеме Щукарева	145
6.2.4	Механический анализ осадков и остова осадков.....	148
6.2.5	Органические вещества.....	149
6.2.6	Показатели экологического состояния пелоидов	151
6.3	Исследования стойких органических загрязнителей (СОЗ) рапы и пелоидов (А.В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова, К. К. Цимбалюк, М. В. Шевченко).....	152
6.3.1	Хлорорганические пестициды (ХОП)	153
6.3.2	Полихлорированные бифенилы (ПХБ).....	159
6.3.3	Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)...	162
6.4	Микробиологические исследования рапы и пелоидов (С.И. Николенко, Д.И. Недолуженко)	171
6.4.1	Санитарно-микробиологические исследования.....	171
6.4.2	Пеллоидообразующая микрофлора	172
6.5	Исследование биологической контаминации рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана.....	178
6.5.1	Исследование условно-патогенной и патогенной микрофлоры (В.А. Пушкина, М.А. Загоруйко, Е.В.Ковбасюк)	178
6.5.2	Исследование патогенных кишечных вирусов (Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская, Л.С. Котлик, Е.Ф. Тарасюк, Н.Н. Тихенко, А.В. Скопенко)	182
6.5.3	Исследование возбудителей кишечных паразитозов и гельминтозов (Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская, И.И. Вернигора, Л.П. Мельник).....	185
6.5.4	Исследование микобактерий туберкулеза (В.Г. Стокич).....	190

6.6 Биотестирование воды и водных экстрактов донных отложений Шаболатского (Будакского) лимана (С.Е. Дятлов, А.В. Кошелев)	191
РАЗДЕЛ 7 ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА КУРОРТА СЕРГЕЕВКА НА ТЕРРИТОРИИ ШАБОЛАТСКОГО (БУДАКСКОГО) ЛИМАНА (А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, К.М. Фогель, О.Н. Можина, С.В. Минькова)	201
ОБСУЖДЕНИЕ	209
ЛИТЕРАТУРА	226

ОТ АВТОРОВ

Эта книга изначально планировалась как комплексное обобщение результатов исследований причерноморских лиманов. Однако, по мере накопления аналитического и экспериментального материала мы убедились в необходимости сконцентрировать свое внимание на гигиенических и медико-экологических аспектах. Отчасти потому, что специальные проблемы обстоятельно и не менее профессионально освещены в вышедших накануне монографиях. Речь идет о масштабном освещении природы причерноморских лиманов в книге с одноименным названием под редакцией проф. Ю.Д. Шуйского и подробной экологической характеристике лиманов в монографии ученых Одесского государственного экологического университета. Мы не сочли необходимым представлять подробную бальнеологическую характеристику природных лечебных ресурсов лиманов, поскольку она изложена в отдельной книге сотрудников Украинского НИИ медицинской реабилитации и курортологии, посвященной лечебным грязям (пелоидам). Поэтому наша задача была в какой-то степени упрощена. С другой стороны, сложность ее состояла в крайней ограниченности отечественных исследований по проблеме охраны курортов от загрязнений. Насколько удалась наша попытка осветить эколого-гигиенические проблемы причерноморских лиманов, судить взыскательному читателю. Вместе с тем, считаем необходимым отметить: при анализе литературы, проведении исследований и обобщении результатов мы стремились максимально объективно относиться к фактическому материалу. Прежде всего потому, что наша книга впервые ставит во главу угла эпидемическую безопасность и химическую безвредность природных лечебных ресурсов как основополагающие характеристики их качества. От того, насколько наш труд привлечет внимание властных структур к проблеме защиты лиманов от загрязнения, зависит ее продолжение в других изданиях. Фактически, основная наша цель состояла в призыве к нынешнему поколению сохранить для потомков лиманы как источник бесценных природных лечебных ресурсов.

Руководитель Центра ведения
Государственного кадастра
природных лечебных ресурсов
ГУ «Укр. НИИ медицинской
реабилитации и курортологии
Минздрава Украины»,
доктор медицинских наук,
главный научный сотрудник
А.В. Мокиенко

Руководитель Украинского
Государственного центра
стандартизации и контроля качества
природных и преформованных средств
ГУ «Укр. НИИ медицинской
реабилитации и курортологии
Минздрава Украины»,
доктор химических наук,
ведущий научный сотрудник
Е.М. Никипелова

Директор ГУ «Укр. НИИ медицинской
реабилитации и курортологии
Минздрава Украины»,
доктор медицинских наук, профессор,
Заслуженный деятель науки
и техники Украины
К.Д. Бабов

ВВЕДЕНИЕ

Лиман (от греч. λίμνη — гавань, бухта) — вытянутый мелководный залив, образовавшийся при затоплении морем приустьевой части речной долины или балки вследствие незначительного опускания суши.

Лиманы отделены от моря песчано-ракушечными пересыпями или косами. Изоляция бывает полной (закрытый тип лиманов) или частичной. В первом случае лиман отделяется от моря сплошной пересыпью, во втором — либо косами, либо в теле пересыпи имеются искусственные прорези.

Лиманы отличаются как генезисом, так и современными условиями развития. Хаджибейский, Куяльницкий лиманы представляют собой затопленные морем устьевые области рек, в настоящее время не функционирующих как полноценные русловые системы. Шаболатский (Будакский) лиман и Бурнас представляют собой морские заливы, отделенные от моря пересыпями.

При комплексной эколого-гигиенической оценке лиманов необходимо учитывать как факторы прямого антропогенного воздействия (от техногенного загрязнения до рекреационного использования ресурсов), так и природный фон, на котором они воздействуют, что позволяет не только объективно оценить адекватность отклика экосистемы на антропогенные нагрузки, но и предусмотреть запас прочности, связанной с природным здоровьем системы, так называемую первичную природную продуктивность. Крупные глубоководные лиманы с хорошим водообменом обладают большим запасом природной прочности по отношению к воздействию антропогенных факторов, которые, как правило, вызывают эвтрофирование, химическое загрязнение и сопряженную с этим деградацию биологической структуры водной экосистемы.

И наоборот, замкнутые или с затрудненным водообменом мелководные лиманы небольших размеров — наиболее уязвимые экосистемы. К группе наиболее мелководных и, соответственно, с наименьшим природным потенциалом устойчивости, относятся Куяльницкий и Шаболатский (Будакский) лиманы.

В отличие от открытых морских экосистем, лиманы характеризуются значительно меньшей возможностью ассимилировать различные виды антропогенного воздействия в силу ограниченности размеров, затрудненности водообмена, повышенной скорости экологических процессов и связанной с этим упрощенной биологической структурой, имеющей меньшую степень устойчивости.

Освоение лиманов началось десятки тысячелетий назад. Находки позднего палеолита, обнаруженные на берегу Днестровского лимана, свидетельствуют о том, что обитатели тех времен ловили здесь рыбу. Для жителей последующих эпох — скифов, фракийцев, сарматов — рыболовство также было привычным делом [1]. В античное время акватории Днестровского, Днепровского, Бугского и других лиманов служили удобными гаванями для судов. На их берегах существовали греческие города Тира, Никоний (Днестровский лиман), Ольвия (Бугский лиман, у с. Поронино). Природные особенности региона описаны побывавшим здесь историком и географом Геродотом (V в. до н. э.). В период Киевской Руси парусные и гребные суда славян посещали Днепровский лиман, главным торговым портом была Олешья (ныне Цюрупинск) [2].

В XIII-XIV вв. лиманы посещали генуэзцы. Находка генуэзского якоря в илах Куяльницкого лимана является свидетельством его связи с морем, в этот период генуэзцы использовали для торговых целей славянский порт Белгород на Днестровском лимане, где построили свои укрепления. В конце XVIII в., после изгнания из Причерноморья турецких захватчиков, использование лиманов для мореплавания стало более интенсивным. Особенно большое значение получил порт Николаев, заложенный в 1789 г., и порт Херсон в низовьях Днепра, основанный в 1778 г. Возобновилось судоходство по Днестровскому лиману до порта Аккерман (Белгород-Днестровский).

Мелководность лиманов, затрудняющая движение крупных морских судов, была преодолена путем прокладки по их дну глубоких каналов. По Днестровскому и Бугскому лиманам они были проложены в начале XX в. При бурении дна Бугского лимана у Николаева была обнаружена переуглубленность его коренного

дна по сравнению с уровнем Черного моря, что в настоящее время выявлено для всех лиманов северного Причерноморья [3]. Это обстоятельство (переуглубленность коренных долин, заполненных мягкими илисто-глинисто-песчаными лиманными отложениями) позволило соорудить после дноуглубительных работ перво-классные морские порты: в 1958 г. на Сухом лимане — Ильичевск и в 1978 г. на Малом Аджалыкском (Григорьевском) лимане — Южный. После дноуглубительных работ на взморье, в Цареградском гирле и в результате проведения 14-километрового канала в акватории Днестровского лимана с 1971 г. морским портом стал Белгород-Днестровский. Кроме морского судоходства, Днестровский лиман используется для перевозок грузов и пассажиров между морем (порт Бугаз) и Днестром, а также между городами Белгород-Днестровский и Овидиополь. Через Днестровский лиман проходят грузо-пассажирские пути по Днестру и Черному морю.

Велико рыбохозяйственное значение лиманов, особенно Днепровско-Бугского и Днестровского, где благодаря экологическим особенностям обитают проходные и полупроходные пресноводные и морские рыбы. Рыба не водится лишь в наиболее соленом Куяльницком лимане и в лимане-солонце Тузлы [4, 5].

Соленые лиманы с глубокой древности использовались как места добычи соли (Куяльницкий лиман, Тузловская группа лиманов). По сведениям Е. С. Бурксера [6], в Тузловской группе лиманов и на Сасыке соль добывалась с 1819 г. В с. Тузлы до 1856 г. был казенный соляной промысел, где добывали до 10 млн. пудов соли. На лимане Бурнас до сих пор имеются соляные промыслы местного значения. В середине прошлого века в Куяльницком лимане ежегодно добывалось от 2 до 4 млн. пудов соли (Корсунские промыслы) вплоть до начала 30-х годов XX в. С целью ускорения выпаривания соли из рапы южная часть лимана была отделена от остальной его акватории земляной дамбой (ныне разрушена). В 60-70-х годах XIX в. разработка соли велась на оз. Каролино-Бугаз (восточная часть Днестровской пересыпи). Источником соли являлся также лиман-солонец Тузлы (Николаевская область).

В первой половине XIX в. лиманы Куяльник и Хаджибей стали использоваться в бальнеологии благодаря открытию лечебных свойств лиманной грязи и рапы. В 1983 г. по инициативе врача З.С. Андреевского на Куяльнике была открыта первая лечебница «грязных и песчаных лиманных ванн» в виде «деревянных теплых парников и холодной купальни» [2]. В 1843 г. грязелечебница начала функционировать на Хаджибейском лимане (с. Усатово), а в 1867 г. — в с. Холодная Балка. Первое лечебное заведение в 1853г. появилось на Сухом лимане [7, 8]. В конце XIX столетия для лечения стали использовать грязи Шаболатского (Будакско-го) лимана.

Рекреационные и бальнеологические ресурсы — это объекты, которые можно использовать в целях лечения, отдыха, туризма. Используются прежде всего теплый климат, лечебные грязи (пелоиды), обширные песчаные пляжи, акватории лиманов и прилегающей части моря. Мелководность лиманов обеспечивает высокую температуру воды в течение всего рекреационного сезона [9, 10]. Основными видами рекреационного использования лиманно-устьевых комплексов (ЛУК) являются санаторно-курортное лечение, организованный отдых (дома отдыха, пансионаты, детские лагеря) и, кроме того, создание дачных и садоводческих кооперативов, а также спортивное и любительское рыболовство. К сожалению, эстетическая ценность рекреационных комплексов ЛУК снижается из-за повсеместного дефицита пресной воды, что затрудняет искусственное озеленение мест отдыха.

Среди многочисленных природных богатств, используемых в курортном хозяйстве, важное место занимают лечебные грязи (пелоиды), которые по своему происхождению, составу и свойствам классифицируются как торфы, сапропели, сульфидные иловые и сопочные грязи. Состав пелоидов различен и зависит от природных условий их образования. Так, иловые сульфидные пелоиды образуются на дне соленых водоемов (морские заливы, лиманы, различные типы минеральных озер). Они состоят, в основном, из глинистых частиц терригенного происхождения.

Образование пелоидов лиманно-устьевых комплексов (ЛУК) происходит под воздействием комплекса различных при-

родных и антропогенных факторов — геологических, климатических, гидрологических, физико-химических и биологических [11].

Физико-географические условия Причерноморья благоприятствовали образованию иловых сульфидных пелоидов, представляющих собой органоминеральные тонкодисперсные иловые отложения. Они характеризуются наиболее высокими величинами содержания сульфидов (до 0,7 %) и минерализации раствора пелоидов (до 350 г/дм³). По ионному составу раствор пелоидов этих лиманов хлоридный магниевый-натриевый, представляет собой концентрированную, в различной степени метаморфизованную морскую воду. Метаморфизация рапы и раствора пелоидов зависит от степени изолированности этих водоемов от моря и их доли участия в питании вод суши.

Грязелечение можно отнести к одному из самых древних способов лечения различных заболеваний, которое и сегодня, несмотря на успехи современной фармакологии, не всегда может быть полноценно заменено иными лечебными приемами и успешно применяется для терапии заболеваний самой разной этиологии.

Под лечебными грязями (пелоидами) принято понимать торфяные, сапропелевые, иловые сульфидные, пресноводные глинистые илы, сопочные гидротермальные илы, состоящие из минеральных и органических веществ после сложных преобразований вследствие физико-химических, химических, биохимических процессов, и представляющие собой однородную тонкодисперсную пластическую массу, которая применяется в нагретом состоянии для грязелечения природные образования, состоящие из воды, минеральных и органических веществ, представляющие собой однородную тонкодисперсную пластичную массу, характеризующуюся определёнными тепловыми свойствами, благодаря чему их применяют в нагретом состоянии в лечебных целях [12].

В представлении материалов в предлагаемой монографии мы руководствовались эколого-гигиеническим подходом к оценке рапы и пелоидов как природных лечебных ресурсов, который основывается на оценке экологического состояния месторождений,

анализе современных условий формирования пелоидов, изучения их химического состава, микробного ценоза, биологической и химической контаминации.

В подготовке монографии использованы результаты аналитических и экспериментальных исследований, проведенных в процессе выполнения темы НИР «Разработка научных основ эколого-гигиенического мониторинга водных объектов, отнесенных к категории лечебных».

Авторы надеются, что изложенные современные данные о причерноморских лиманах будут полезны широкому кругу читателей, включая гигиенистов, экологов, сотрудников санитарно-эпидемиологической и экологической служб, химиков, микробиологов, представителей всех других специальностей, которым небезразлична судьба причерноморских лиманов — бесценного кладезя лечебных природных факторов.

**РЕКРЕАЦИОННАЯ ЭКОГИГИЕНА КАК КОМПОНЕНТ
СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗНАНИЯ,
ГИГИЕНЫ И МЕДИЦИНСКОЙ ЭКОЛОГИИ**

Дифференциация и интеграция в формировании научного знания имеют одинаково важное значение. Этапы становления научных направлений обычно протекают под флагом дифференциации. Окончательное их утверждение осуществляется с преобладанием интеграции. Экологическое знание обычно следует этой схеме и до недавнего времени развивалось в виде отдельных направлений. Ядром экологии стала часть общей экологии – биоэкология, изучающая взаимодействие живых организмов с окружающей средой. Второе ее направление - экология человека - область знаний, которая изучает закономерности жизнедеятельности и состояние здоровья людей при их взаимодействии со средой обитания; третье – геоэкология. Основой последней является экология ландшафта – область знаний о развитии природных территориальных комплексов при их взаимодействии с окружающей средой (т. е. о внешних условиях существования природных систем). Геоэкология в определенной мере включает также биоэкологию, экологию человека и дает обоснование таких направлений, как агроэкология, ресурсоведение, землеустройство (организация территории), мелиоративная география и ряд других географических аспектов экологии.

Одновременно с появлением биоэкологии, развиваемой преимущественно усилиями различных географических школ, стало формироваться интегративное экологическое направление – социальная экология, которая получила импульс ускорения в результате появления экономической экологии.

С учетом указанных направлений в самом общем виде структуру современного экологического знания нужно рассматривать как междисциплинарную область знаний о взаимоотношении общества с окружающей средой и о системах управления им. Данную задачу социальная экология решает, раскрывая структуры и

функции природы и общества на разных иерархических уровнях, а также путем регулирования взаимоотношений природы и хозяйственной деятельности с целью их оптимизации. Таким образом, социоэкосистема — это система, ориентированная на поддержание динамического равновесия между обществом и природой, что практически осуществляется через воздействие на природно-хозяйственную систему — главный структурный элемент социоэкосистемы.

Развитие социальной экологии в самом общем виде можно представить через основные ее направления [1]: 1) изучение структуры, функционирования и развития (эволюции) природной системы, включая ее биологическую подсистему; 2) изучение структуры, функционирования и развития природно-хозяйственной системы с акцентом на хозяйственную подсистему; 3) анализ эффектов воздействия различных естественных и антропогенных факторов и возможные приемы локализации их негативных последствий; 4) комплексирование различных видов хозяйственной деятельности при соблюдении допустимых нагрузок и с учетом экономических и социальных последствий; 5) социально-экологическая оптимизация (завершающий этап комплексирования) условий жизни населения и хозяйственной деятельности, а также выработка стратегии природопользования.

Методы, с помощью которых реализуются данные направления, носят междисциплинарный характер. Это — изучение функционирования системы (описание, систематизация, картографирование, изучение структуры, построение графических, логико-математических и других моделей), разработка прогнозов, способы выбора вариантов и оптимизации условий развития окружающей среды. Базой социально-экологических исследований является всесторонний и сопряженный анализ географической и биоэкологической информации. Первая включает как наиболее важную часть ландшафтные исследования и создание ландшафтной карты, что является самым совершенным приемом синтеза исходной информации о природной среде.

В современных условиях социальная экология становится методологической основой изучения поведения общества по от-

ношению к природе и окружающей среде в целом. Она определяет позицию общества в вопросах природопользования. При этом под природопользованием с учетом уже имеющихся определений следует понимать комплекс мероприятий по использованию свойств природы при соответствующей системе отношений между природой и обществом. Характер природопользования зависит от исторического уровня развития общества, социального уклада (в первую очередь формы собственности) и особенностей географического строения территории.

Связь между природопользованием и экологическим знанием носит двусторонний характер. Следует считаться с тем, что существуют и, видимо, всегда будут существовать отдельные ведомства, объединения по использованию определенных ресурсов (леса, земли, угля и т. д.). Такой, т. е. поресурсный, подход обеспечивает высокую производительность труда и быструю отдачу от вложенных средств, но при этом имеются и существенные недостатки. Традиционным и наиболее распространенным является компонентно-отраслевое или компонентно-межотраслевое (поресурсное) природопользование, при котором ресурсы необходимо использовать рационально. Предполагается, что таким образом будет обеспечен максимальный экономический эффект из расчета на длительный промежуток времени при условии сохранения оптимальных параметров данного ресурса и природной среды в целом.

Накопленный опыт рационального природопользования позволяет утверждать, что все компоненты природы имеют множественное значение и компонентно-отраслевой подход (даже в «идеальном» исполнении) в конечном счете является конкурентным по отношению к другим природопользователям. Отметим при этом, что особенности конкурентных противоречий, их характер и глубина всегда зависят от региональных условий. Это определило проявление и развитие комплексно-регионального уровня природопользования и экологического его обеспечения. Основной принцип этого уровня заключается в том, что максимальный социально-экологический эффект природопользования обеспечивается путем интеграции приемов эксплуатации природных ресурсов и контролируемого развития промышленно-территориальных комплексов на основе конструирования оптимальных для

каждого конкретного региона параметров природно-хозяйственных систем. Он должен сочетать в себе отраслевой и территориальный принципы управления деятельностью по рациональному природопользованию.

Инструментом комплексно-регионального проектирования природопользования становится глубокий междисциплинарный анализ природной и уже сложившейся хозяйственной систем и их функционирования. Кроме того, необходима оценка ресурсов, учет потребностей народного хозяйства в целом и региона в частности, рассмотрение проектов компонентно-отраслевого и межотраслевого природопользования, и, наконец, оценка биоэкологического, геоэкологического, а в конечном социально-экологического резервов. При анализе состояния сложившихся социоэкосистем основным является поиск резервов природных ресурсов и условий их интенсивного использования. Выявление возможностей природопользования управления уже существующими производствами осуществляется путем функционально-оценочного анализа, суть которого заключается в нахождении оптимального соотношения между предельным использованием природных ресурсов и состоянием природной среды.

По различным оценкам в настоящее время порядка 60% населения в мире живут в прибрежных областях, что превышает население Земли 50 лет назад [2]. Это вызвало и продолжает вызывать глубокие изменения в прибрежных морских экосистемах.

Болезнетворные организмы в морской среде представляют существенный риск здоровью человека. Первичные источники микробного загрязнения — необработанные или недостаточно обработанные сточные воды населенных пунктов и выделения животных, хотя передача может произойти между пловцами или, потенциально, от морских птиц или другой представителей дикой природы [2].

По данным [2] инфекции в результате воздействия морской воды на рекреантов и при выполнении работ количественно и качественно возрастают и представлены различными нозоформами, включая желудочно-кишечные, кожные, дыхательные, глазные, инфекции уха, носа и горла. Помимо этого, дети подвергаются

большому риску и в большей степени восприимчивы к инфицированию [2], что потенциально может иметь существенные экономические последствия.

По данным С.Э. Шибанова [3], в настоящее время особую обеспокоенность специалистов вызывают проблемы экологии курортов юга Украины. Здесь представлено уникальное сочетание важнейших курортных ресурсов, масштабы использования которых в настоящее время незначительны и представляют благоприятную перспективу для дальнейшего расширения курортной сферы. Качество этих ресурсов во многом определяет лечебно-оздоровительный потенциал и значимость курортов в целом, поскольку существенные уровни антропогенного загрязнения курортных объектов способны не только снизить эффективность курортного лечения, но и оказать неблагоприятное влияние на состояние здоровья рекреантов. Отмечается значительное антропогенное химическое загрязнение курортных ресурсов.

Наряду с химическим, часто отмечается высокое бактериальное загрязнение курортных ресурсов. В связи с высокими уровнями микробного загрязнения в Крыму потеряли лечебное значение 5 месторождений лечебных грязей (пелоидов) (в г. Евпатория — Тереклы, 3 Мойнакских озера, в г. Мирный — Донузлав) и Айвазовское месторождение минеральных вод в Феодосии. Из-за микробного загрязнения прибрежных морских вод в Крыму постоянно закрыты санэпидслужбой 11 пляжей, периодически закрываются многие другие приморские пляжи [4].

Актуальной проблемой изучения и оценки степени загрязнения курортных ресурсов является отсутствие системы мониторинга такого загрязнения, поскольку постоянный контроль содержания поллютантов в минеральных водах, лечебных грязях и субстратах пляжей не проводится. Несмотря на многочисленность ведомств, контролирующих загрязнение прибрежных морских вод, целостную картину существующего положения получить очень трудно ввиду отсутствия единого плана и системы исследований, применения различных аналитических методик и аппаратуры [5].

Это противоречит международному стандарту ISO 4225-80,

согласно которому «мониторинг — это многоразовое измерение при наблюдении за изменениями какого-либо параметра в определенном интервале времени; система долговременных наблюдений, оценивания, контролирования и прогнозирования состояния и изменения объектов».

Общая концепция организации мониторинга природной среды (monitor (англ.) — наблюдающий; to monitor — советовать, выполнять контрольный прием; monitorу — предупреждающий) была разработана специальной комиссией научного комитета по проблемам окружающей среды (СКОПЕ) Международного совета научных союзов (Global environment monitoring) [введение, 11].

В 1972-74 годах была обоснована необходимость создания глобальной системы международного мониторинга окружающей среды (ГСМОС). Но, трудности научного и организационного характера при разработке структуры глобальной системы комплексного мониторинга окружающей природной среды не позволили создать единую концепцию, программу и методологию мониторинга.

В литературе приведены три основных концепции мониторинга.

В работе И.П. Герасимова (1975 г.) на начальном этапе разработки основ системы мониторинга в соответствии с принципами СКОПЕ предлагается следующая концепция мониторинга окружающей среды. По его определению, мониторинг — система наблюдений, контроля и управления состоянием окружающей среды, которая выполняется в различных масштабах, в том числе и глобальном.

Управление основано на прогнозе. Главное отличие эффективной системы антропогенного мониторинга от тех подходов, которые раньше применяли службы наблюдений за природными явлениями, заключается в базировании его структуры и программ на современной теории антропогенного влияния на природную среду, на научном обосновании нормативов и методов.

По результатам исследований В.А. Ковды и А.С. Керженцева (1983 г.) создана стройная иерархическая структура мониторинга. Организация системы наблюдений должна, по мнению авторов,

отвечать главному заданию мониторинга, которая состоит в получении объективной информации об изменениях биологических, геохимических и геофизических параметров окружающей среды в глобальном, региональном и локальном масштабе. Все станции наблюдений должны быть созданы технически и методически по единым международным принципам, которые учитывают территориальные особенности и необходимость глобального обобщения информации.

Наиболее полно принципы, основные идеи и структура мониторинга изложены в работах Ю.А. Израэля с сотрудниками (1978, 1984), которыми обобщен в значительной степени международный опыт по этому вопросу.

По Ю.А. Израэлю, мониторинг – система наблюдения, оценки и прогноза состояния окружающей среды (за исключением управления качеством окружающей среды). Это многоцелевая информационная система.

Основные направления деятельности мониторинга:

- 1) систематическое наблюдение за состоянием окружающей среды и влияющими на него факторами;
- 2) оценка фактического состояния предмета наблюдений, определения степени внешнего (техногенного) влияния на него;
- 3) прогноз состояния окружающей среды.

Наблюдения в системе мониторинга могут выполняться по физическим, химическим и биологическим показателям. Для определения динамики состояния элемента среды, которая изучается, измерения должны повторяться через определенные промежутки времени, а по более важным показателям должны быть непрерывными. Приводится определение программы и структуры мониторинга как системы повторных наблюдений одного и больше элементов окружающей среды в пространстве и во времени с определенной целью и в соответствии с предварительно разработанной программой (Израэль Ю.А., 1984).

В бывшем СССР в 1972 г. была создана Общегосударственная система наблюдений за состоянием и уровнем загрязнения окружающей среды. Она предусматривала контроль за состояни-

ем атмосферного воздуха, почв, поверхностных и морских вод на трех уровнях (глобальном, региональном, импактном).

Задание биоэкологического мониторинга — наблюдение за состоянием окружающей среды в аспекте её влияния на состояние здоровья человека - пересекаются с заданием геологического мониторинга, объектом которого являются геосистемы окружающей среды, и они заключаются в получении объективной информации об изменениях соответствующих параметров окружающей среды как основания для решения вопросов относительно её защиты от негативных, по большей части, техногенных влияний.

Весомой частью методологии био- и геоэкологического мониторинга является постоянное усовершенствование действующих и создание новых нормативных документов, что вызвано необходимостью унификации требований по выполнению мониторинга и должно обеспечить его высокую эффективность.

Таким образом, учитывая вышеизложенное, система мониторинга должна отвечать следующим методологическим принципам:

- базироваться на единой концепции мониторинга, которая содержит наблюдение, оценку и прогноз состояния объектов;
- обеспечивать комплексность наблюдений в соответствии с наработанными критериями оценки состояния объектов;
- системный подход к изучению процессов, который базируется на комплексных наблюдениях по основным показателям качества объектов, что позволит осуществить главную цель мониторинга — осуществление экологических прогнозов.

Вместе с методологией мониторинга интенсивно совершенствуется его методическая сторона.

К методическим требованиям при проведении мониторинга следует отнести:

- выбор критериев оценки состояния объектов;
- унификация измерений;
- учет многокомпонентности состава объектов.

В настоящее время приоритетными экологическими проблемами курортов являются:

-
-
- значительное антропогенное загрязнение поверхностных и подземных вод и почвы,
 - отсутствие необходимого водоснабжения и водоотведения во многих районах и курортных зонах,
 - накопление большого количества токсичных промышленных, сельскохозяйственных и бытовых отходов в населенных пунктах и рекреационных зонах,
 - химическое и микробное загрязнение курортно-рекреационных ресурсов при отсутствии надежной системы мониторинга такого загрязнения,
 - значительная рекреационная и экологическая перегрузка традиционных курортов на фоне существенных проблем в освоении новых перспективных курортных зон [3-5].

В этих условиях крайне необходимым становится наличие адекватных критериев оценки опасности загрязнения курортных объектов, поскольку сами по себе данные о содержании вредных веществ в среде, как бы много их ни было и как бы тщательно они ни были получены, не несут информации о степени их отрицательного влияния на здоровье людей и состояние биоты. Общепринятой системой таких критериев является нормирование вредных веществ в среде с разработкой ПДК, призванных установить относительно безопасные уровни воздействия их на человека. Центральным вопросом в этой проблеме является отсутствие ПДК загрязнителей в курортных ресурсах. Например, нормативы допустимого содержания поллютантов в пелоидах не разработаны, а использование для этого ПДК в почве невозможно ввиду значительных отличий в природных свойствах и условиях контакта с организмом человека этих объектов [3].

Общепризнано, что современное гигиеническое регламентирование ксенобиотиков в биосфере не может не включать элементов экологического, то есть носить комплексный эколого-гигиенический характер, поскольку отрицательные антропогенные изменения в экосистемах рано или поздно отрицательно сказываются на здоровье человека и условиях его жизни. С другой стороны, гигиенические ПДК не всегда гарантируют нормальную жизнедеятельность биоты, а отклонения в экосистемах невозможно

игнорировать при всесторонней оценке окружающей среды. Итак, настоящей необходимостью сейчас является расширение рамок гигиенического нормирования на все звенья экосистем с установлением безопасных количественных лимитов, поскольку в основе любого регламентирования может быть лишь принцип пороговости действия [4].

Назрела необходимость развития нового научного направления «Рекреационная экология», точнее «Рекреационная экогигиена» на стыке гигиены окружающей среды, экологии, курортологии и других наук. Основные задачи этого научного направления:

- изучение источников и уровней антропогенного загрязнения природных лечебных ресурсов курортов;
- разработка и внедрение системы мониторинга загрязнения курортной среды;
- исследование влияния загрязнения на лечебно-оздоровительный потенциал курортов и здоровье рекреантов и местного населения;
- эколого-гигиеническое нормирование загрязнителей в природных лечебных ресурсах, гигиеническое обоснование развития новых перспективных курортных зон;
- разработка программы мероприятий по минимизации и предотвращению загрязнения курортной среды [5].

С целью межведомственной интеграции научных и практических работ в этом направлении и решения основных проблем охраны курортов от загрязнения представляется необходимым создание межведомственного научно-практического центра по экогигиене курортов [6-8].

**АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОХРАНЫ КУОРТОВ
ОТ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

В современных условиях глобального антропогенного загрязнения биосферы особую тревогу вызывает накопление ксенобиотиков в окружающей среде курортов, прежде всего, в уникальных курортно-рекреационных ресурсах (лечебных грязях /пелоидах/, минеральных и прибрежных морских водах), качество которых в значительной степени определяет состояние лечебно-оздоровительного потенциала и значимость курортов в целом [1].

Во всех обследованных месторождениях пелоидов и гидро-минеральных ресурсов, включая самые известные из них (Саки, Мойнаки, Трускавец, Кавминводы), обнаружены значительные уровни различных пестицидов: ХОП, ФОП, симметриазинов [2, 3]. Кроме того, в минеральных водах обнаружены высокие концентрации нефтепродуктов и фенолов, реже ПАВ [4].

Практически постоянными компонентами прибрежных морских вод в последние годы стали пестициды, тяжелые металлы, нефтепродукты, ПАВ и фенолы [5], представляющие вследствие этого наибольшую угрозу для человека и биоты [6, 7]. Ввиду чрезвычайной стойкости многих из них в морской среде и продолжающегося применения их в мире [8], прогнозируется рост содержания этих загрязнителей в морях до 2000 г. и далее [9], что ныне рассматривается мировым сообществом как наиболее вероятная угроза необратимой деградации морских экосистем и глобальной экологической катастрофы. При этом, для прибрежных акваторий, где сосредоточены основные виды морского водопользования, в том числе рекреационного, характерны максимальные уровни загрязнения [10], в связи с чем обоснованы опасения [11, 12] о возможной деградации лечебно-оздоровительного потенциала приморских курортов в результате загрязнения прибрежных вод, чему уже появились некоторые подтверждения [13].

В этих условиях становится крайне необходимой разработка адекватных критериев оценки опасности загрязнения курортных

объектов, поскольку сами по себе данные о содержании вредных веществ в среде, как бы много их ни было и как бы тщательно они ни были получены, не несут информации о степени их отрицательного влияния на здоровье людей и состояние биоты [14]. Общепринятой системой таких критериев является нормирование вредных веществ в среде с разработкой ПДК, призванных установить относительно безопасные уровни воздействия их на человека. Центральным вопросом в этой проблеме является отсутствие ПДК загрязнителей в природных лечебных ресурсах [15, 16]. На морские воды сейчас пока распространяются ПДК в пресной воде, что далеко не всегда оправдано и не является достаточно надежным [17, 18]. Тем более невозможно использование для гигиенической оценки загрязнения гидроминеральных ресурсов существующих рыбохозяйственных ПДК вредных веществ.

Сейчас уже общепризнано [7, 19], что современное гигиеническое регламентирование ксенобиотиков в биосфере не может не включать элементов экологического, то есть носить комплексный эколого-гигиенический характер [5, 20, 21].

Анализ проводимых в настоящее время в курортных регионах природоохранной работы свидетельствует о её бессистемности, ведомственной разобщенности, отсутствии единого плана исследований, информационной и научно-методической базы, что отрицательно сказывается на эффективности этой деятельности и экологическом состоянии курортов.

Перечисленные актуальные нерешенные проблемы охраны курортов от загрязнения определяют необходимость развития нового научного направления — изучения и эколого-гигиенической регламентации загрязнения курортно-рекреационных ресурсов с обоснованием научной стратегии их охраны в целях сохранения уникального лечебно-оздоровительного потенциала курортов в интересах настоящего и будущего поколений.

2.1 Загрязнение месторождений лечебных грязей (пелоидов)

Несмотря на возможность бактериального загрязнения пе-

лоидов бытовыми сточными водами или отходами грязелечебниц, приоритетным по опасности является их химическое загрязнение, прежде всего – пестицидами [22]. По данным [23, 24], ХОП на уровне мг/кг выявлены в Сакском и Мойнакском грязевых озерах Крыма, а также в пелоидах Кавказа и Куйбышевской области (ГХЦГ – 0,15 мг/кг, ДДТ – 2,6 мкг/кг) [2, 3]. В ряде грязевых месторождений Крыма, Одессы и Кавказа обнаружены ХОП, ФОП, симметризины в концентрациях от единиц до сотен мкг/кг [15, 25]. Аналогичные данные получены при анализе материалов по содержанию пестицидов за 10 лет в пелоидах оз. Ши́ра (Красноярский край), Витязевского, Кизилташского лиманов, оз. Чембурка (Кавказ), Куяльницкого и Хаджибейского лиманов (Одесса), оз. Саки, Мойнаки, Сасык-Сиваш, Круглого, Конрадского, Галгасского, Аирчинского, Аджи-Байчи, Ойбургского, Кояшского, Кизил-Яра, Чокрака, Булганакского сопочного месторождения (табл. 2.1). Среди изученных месторождений пелоидов наиболее загрязнёнными, судя по концентрациям пестицидов и их обнаруженному ассортименту, являются наиболее широко известные и применяемые в бальнеологии (Куяльник, Саки, Мойнаки). В пелоидах Одесской области превалировало содержание ФОП, в Крыму – ХОП и симметризины. Хотя в целом обнаруженные уровни ХОП невелики, загрязнение ими пелоидов носит распространенный характер.

Поступление пестицидов в лечебные пелоиды обусловлено близким расположением сельскохозяйственных объектов с интенсивным использованием агрохимикатов и поверхностным стоком с них, аэрогенным путем, а также накопление этих токсиантов в контактирующих средах (почве, пресных и поверхностных морских водах) [24, 26, 27]. Ввиду высокой адсорбционной способности пелоидов и высокой стойкости пестицидов, особенно ХОП, в этой среде [24], пестициды постепенно накапливаются в залежах пелоидов, создавая угрозу для их лечебных свойств [22].

В месторождениях пелоидов выявлены также тяжелые металлы и канцерогены (бенз(а)пирен), однако их содержание ниже фоновых уровней в почве [28, 29], в связи с чем они пока не представляют реальной опасности [30, 31].

Таблица 2.1
Максимальные концентрации пестицидов в месторождениях пелоидов, мкг/кг

Наименование месторождений	Обнаруженные пестициды									
	ГХЦГ	ДДТ	Фосфамид	Фозалон	Карбофос	Метафос	Атразин	Пропазин	Симазин	
Куюльницкое	16,4	12,0	458,0	133,0	-	12,0	-	-	-	
Мойнакское	10,3	121,7	85,7	-	-	-	91,2	153,9	91,2	
Сакское	1,7	16,8	3,0	26,4	12,6	8,0	153,5	146,3	-	
Витязевское	2,0	42,0	11,0	-	-	-	-	-	-	
Чембурка	16,0	8,0	330,0	-	-	-	-	-	-	
Сасык-Сиваш	5,6	13,1	72,5	30,0	-	-	-	139,0	-	
Конрадское	1,2	6,3	51,8	47,0	16,0	-	229,5	-	-	
Ойбургское	6,3	34,4	46,0	-	-	-	229,6	-	-	
Галгасское	-	-	66,4	74,6	-	-	174,1	174,1	-	

Примечание: прочерк – пестициды не обнаружены

2.2 Загрязнение источников минеральных вод

В минеральных водах Украины обнаружен ряд пестицидов (ДДТ, ГЦХГ, метафос) на уровне 0,1-1,0 мкг/дм³ [32]. Аналогичный ассортимент найден в источниках Крыма, Одессы, Карпат [33, 34], Кавминвод [35, 36], Сибири и Дальнего Востока [37]. Кроме того, в минеральных водах иногда регистрируется повышение концентрации нефтепродуктов и фенолов [4, 38], причем уровни нефтепродуктов в Кавминводах достигают 26,3 мг/дм³, фенолов – 4 мг/дм³ [39], в Закарпатье – фенолы до 0,18 мг/дм³ [40]. Периодически обнаруживаются и ПАВ [37].

По данным [5, раздел 1], в минеральных водах Кавказа содержатся ХОП (ДДТ, ГЦХГ), ФОП (метафос, фосфатид) и симтриазины. При этом ХОП выявлены во всех изученных источниках (Кисловодск, Железноводск, Пятигорск, Ессентуки) на уровне 1-100 нг/дм³, ФОП – Кисловодске и Ессентуках (метафос – 30-100, фосфамид – 10-50 мкг/дм³), симтриазины – 20-100 мкг/дм³. Максимальные уровни и ассортимент выявленных пестицидов характерны для самых известных источников (Кисловодск, Ессентуки). Содержание агрохимикатов в гидроминеральных ресурсах коррелирует с интенсивностью и сезонностью их применения в сельском хозяйстве в районах формирования и дислокации запасов минеральных вод [41].

2.3 Загрязнение прибрежных морских вод

В последние десятилетия заметно усилилось антропогенное влияние на морскую среду вследствие загрязнения [42]. При этом проблемы хозяйственно-бытового загрязнения часто являются второстепенными по сравнению с химическим [43]. Многочисленными исследованиями [9, 44, 45] показано, что пестициды, тяжелые металлы, нефтепродукты, ПАВ, фенолы стали постоянными компонентами прибрежных вод и, по мнению международных экспертных организаций [46], именно они представляют наибольшую угрозу для человека и биоты. Отмечается существенный

рост загрязнения морской среды стойкими поллютантами (ХОП, тяжелые металлы) [47, 48]. Чрезвычайно высокая персистентность многих пестицидов (ХОП, гербициды) в морской среде обусловит длительное воздействие их на людей и биологические ресурсы даже после исключения поступления в моря.

В табл. 2.2 приведены обобщенные данные литературы по уровням содержания основных загрязнителей в прибрежных морских водах разных стран, включая курортные регионы.

Таблица 2.2

Содержание основных загрязнителей в прибрежных морских водах

Места отбора проб морской воды	Концентрация	Источник
1. Пестициды		
1.1 Хлорорганические (ДДТ, ГЦХГ, нг/дм ³)		
Побережье США	0,1-5,5	49 - 51
Побережье Англии	0,01-0,2	52
Побережье Франции	0,25-0,18	49
Побережье Индии	15,8-444,0	53
Прибрежные воды:		
- Балтийского моря	1,1-800,0	54 - 56
- Средиземного моря	5,0-89,0	55, 57
- Черного моря	1,0-50,0	58
- Азовского моря	до 100,0	55, 59
В целом		5, 27, 58
1.2 Гербициды (пропанид, сатурн, ялан, мг/дм ³)		
Лиманы:		
- Черного моря	0,13-0,43	60
- Азовского моря	0,07	61
Побережье Каспийского моря	0,03	59
1.3 Нефтепродукты (мг/дм ³)		
Прибрежные воды:		
- Атлантического океана	1,0-10,0	56, 57

- Японского моря	0,4	62
- Балтийского моря	0,1-2,7	6, 63, 64
- Каспийского моря	0,1-2,0	59, 65
- Азовского моря	0,2-6,5	59, 64
- Черного моря:		
- у Одессы	0,5-4,4	67
- у ЮБК	0,2-0,3	68
- у Кавказа	0,4-0,6	68, 69
В целом	0,01-100,00	10, 55, 70
3. Дeterгенты (мг/дм ³)		
Прибрежные воды:		
- Атлантического океана	0,03-0,06	10, 71
- Тихого океана	0,05	10
- Балтийского моря	0,03-0,50	59, 72
- Каспийского моря	0,5-1,5	56, 59
- Черного моря:		
- у Одессы	0,15	68
- у берегов Крыма	1,5-4,0	30, 68
В целом	0,01-10,00	55, 73
4. Фенолы (мкг/дм ³)		
Прибрежные воды:		
- Баренцева моря	6,0-18,0	74
- Белого моря	7,0	41, 75
- Балтийского моря	1,0-75,0	9, 76
- Каспийского моря	3,0-200,0	5 (1), 76
- Азовского моря	11,0	76
- Черного моря	16,0	77

Согласно имеющимся данным [42], в водах Черного и Азовского морей повсеместно выявлены ХОП, чаще всего ГХЦГ (у побережья 6-14, в открытой части 1-5 мг/дм³). Наибольшие концентрации ГХЦГ (30-114 нг/дм³) обнаружены у побережья Одессы, Севастополя, ЮБК, Туапсе, Батуми. Иногда в прибрежных акваториях появляется ДДТ (Гурзуфский залив – до 58 нг/дм³) и гептахлор (Ялтинский залив – до 10 нг/дм³). В Азовском море содержание ХОП не превышало 10 нг/дм³. При этом ХОП выявлены не только в поверхностных (0-1), но и в глубоких (80-100

м) слоях морской воды, что свидетельствует о возможности вторичного загрязнения воды, учитывая значительные концентрации поллютантов в донных осадках [13, 78].

В прибрежных водах ЮБК и Одессы обнаружены также ФОП: фосфамид ($130-270 \text{ нг/дм}^3$), метафос (270 нг/дм^3), фозанол (70 нг/дм^3) и симметриазины: пропазин ($70-670 \text{ нг/дм}^3$), атразин и симазин (по 130 нг/дм^3).

В прибрежных морских акваториях постоянно выявляются нефтепродукты — в среднем $0,05-0,94 \text{ мг/дм}^3$. Максимальные концентрации нефтепродуктов составляли: у ЮБК — $0,12-0,21 \text{ мг/дм}^3$, у Евпатории — $1,8 \text{ мг/дм}^3$, вблизи Одессы — $2,3 \text{ мг/дм}^3$, у берегов Кавказа — до $6,7 \text{ мг/дм}^3$.

Среднегодовое содержание ПАВ у черноморского побережья — $0,03-0,40 \text{ мг/дм}^3$, в курортных зонах — $0,50-0,13 \text{ мг/дм}^3$ (данные за 1980-90 гг.). Наибольшие их уровни зарегистрированы у Одессы — $1,5 \text{ мг/дм}^3$, на побережье Крыма и около Батуми — $0,4-0,6 \text{ мг/дм}^3$.

Фенолы в среднем в прибрежных морских водах обнаружены в концентрациях $2-8 \text{ мкг/дм}^3$, максимально $22-28 \text{ мкг/дм}^3$ (Одесский и Батумский заливы), $20-26 \text{ мкг/дм}^3$ (ЮБК).

Фоновые уровни всех загрязнителей в открытых частях морей и океанов значительно ниже, чем в прибрежных акваториях и составляют для ХОП $0,1-10,0 \text{ нг/дм}^3$, нефтепродуктов — $1-10 \text{ мкг/дм}^3$, ПАВ — 10 мкг/дм^3 , фенолов — $1-3 \text{ мкг/дм}^3$ [42, 65]. Эта закономерность обусловлена путями поступления поллютантов в морскую среду: в основном это вынос их с терригенным и речным стоком, сбросы промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, дампинг отходов, сбросные воды с рисовых чеков, перезагрузочные и дноуглубительные работы в портах, нефтесодержащие стоки с судов. Некоторое значение имеет и естественное поступление нефтепродуктов в моря, образующих в процессе деградации фенольных соединений [8]. Все эти причины создают в конечном счете ситуации локального или регионального загрязнения морской среды. Второй по значимости источник связан с трансграничными переносами поллютантов с воздушными массами с последующим выпадением на поверхность морей и океанов,

что характерно для персистентных ксенобиотиков и создает ситуации глобального загрязнения. Поскольку атмосферное поступление составляет около 25 % суммарного потока поллютантов в океаны, уровни глобального загрязнения ниже, чем у побережья. Показанный многими исследованиями [5, 55] градиент концентраций загрязнения при переходе от пелагиали к внутренним морям, заливам, эстуариям является опасной закономерностью, поскольку именно в прибрежных акваториях сосредоточены основные виды морского водопользования, в том числе рекреационное. В связи с этим обоснована тревога курортологов [12] о возможной деградациии лечебно-оздоровительного потенциала приморских курортов. Существуют данные о неблагоприятных сдвигах в состоянии здоровья рекреантов из-за загрязнения прибрежных вод Черного моря [60, 78].

2.4 Анализ существующих систем контроля загрязнения курортно-рекреационных ресурсов

При изучении данных о контроле загрязнения месторождений пелоидов и минеральных вод обнаружено, что систематический контроль содержания вредных веществ в этих ресурсах отсутствует. Существующие материалы получены при эпизодических исследованиях и носят фрагментный характер, данные по многим опасным веществам (канцерогены, радионуклиды и др.) отсутствуют. Имеющиеся на курортах гидрогеологические режимно-эксплуатационные станции практически не изучают накопление поллютантов в пелоидах и минеральных водах.

В отношении контроля загрязнения морской среды сложилась внешне благополучная ситуация — этими вопросами занимается много учреждений. Однако их ведомственная разобщенность, отсутствие интеграции получаемых данных, общего плана исследований и различная химико-аналитическая база приводят, с одной стороны, к дублированию исследований, несопоставимости результатов, а с другой — к отсутствию контроля за многими опасными веществами (диоксины и др.).

На основании изложенного следует сделать вывод, что в на-

стоящее время универсальные системы мониторинга загрязнения природных лечебных ресурсов курортов отсутствуют, что не позволяет получить всесторонней картины загрязнения этих объектов и надежно установить тенденции в её динамике.

2.5 Загрязнение объектов окружающей среды, тесно контактирующих с природными лечебными ресурсами курортов

К таким объектам, в первую очередь, следует отнести почву, поверхностные и подземные воды и морские прибрежные акватории. При исследовании загрязнения этих объектов в Крыму установлено, что ведущими поллютантами в них являются пестициды, прежде всего, стойкие препараты (ХОП, гербициды группы 2,4-Д, симметризины), тяжелые металлы, нефтепродукты, ПАВ, фенолы. Так, в подземных водоисточниках Крыма выявлено до 26 пестицидов, при этом 8-13 препаратов одновременно [79, 80]. Уровни содержания перечисленных вредных веществ в окружающей среде Крыма и его курортных зон часто значительно превышают допустимые значения (ПДК в почве и пресной воде) и в значительной степени обуславливают загрязнение ими курортно-рекреационных ресурсов.

Следует подчеркнуть, что сейчас совершенно отсутствует контроль за величинами загрязнения субстратов пляжей, являющихся важными рекреационными ресурсами.

Резюмируя изложенное в настоящем разделе, необходимо сделать следующие важные выводы.

В настоящее время приоритетными загрязнителями природных лечебных ресурсов курортов в целом являются пестициды, тяжелые металлы, нефтепродукты, ПАВ, фенолы и их сочетания. Уровни их накопления в курортной среде представляют очевидную опасность для здоровья человека и состояния экосистем и характерны для наиболее известных курортов.

Мониторинг загрязнения курортов и их ресурсов не налажен, имеющиеся сведения носят фрагментарный характер и не дают

целостной картины загрязнения и динамики его изменений.

В этих условиях чрезвычайно важной проблемой является адекватная оценка опасности имеющегося загрязнения курортных ресурсов, существующие способы которой рассмотрим ниже.

Анализ способов оценки опасности загрязнения курортно-рекреационных ресурсов показал следующее.

В литературе отсутствуют сведения о нормативах допустимого содержания вредных веществ в пелоидах. В инструктивных документах, определяющих их качество [17, 81, 82] регламентированы только санитарно-бактериологические показатели. В связи с отсутствием ПДК вредных веществ в пелоидах на практике для оценки степени их загрязнения используют нормативы для почвы. Однако лимитирующие признаки вредности для этих объектов значительно отличаются, как и условия контакта организма человека с пелоидами и почвой, большие различия существуют в микробиоценозах этих сред [83]. Как подчеркивают В.М. Боголюбов [11], О.Л. Буткова и др. [13], отсутствие ПДК загрязнителей для пелоидов не позволяет адекватно оценивать качество этих ценных природных лечебных ресурсов и полноценно аргументировать мероприятия по их охране, что показано также в работах [84, 85]. По аналогичным причинам следует признать ещё менее удачными попытки оценки загрязнения пелоидов на основе ПДК для воды водоемов.

Для морской воды специальные нормативы допустимого содержания загрязнителей отсутствуют, временно на эту среду распространяются гигиенические ПДК в пресной воде [86]; Инструктивно-методические документы по оценке загрязнения морей [87-89]. Но существенные отличия в природных свойствах морской и пресной воды и условиях их использования делают это положение весьма условным и недостаточно надежным. Так, работами В.Г. Субботина [18] показана значительная разница в пороговых концентрациях ряда веществ (ФОП, нефтепродукты, фенолы) по изменению органолептических и токсикологических показателей морской и пресной воды. Как указывали С.Н. Черкинский и др. [90], нормирование вредных веществ в воде должно учитывать особенности водопользования, в связи с чем многими

учеными [18, 91, 92] правомерно ставится вопрос о необходимости разработки гигиенических ПДК загрязнителей в морской воде. Однако до настоящего времени в этом направлении были предприняты лишь отдельные попытки и нормирование, в основном, проводилось в отношении морских донных отложений [78].

Иногда на практике предпринимаются попытки гигиенической оценки загрязнения морей на основе рыбохозяйственных ПДК, в связи с чем необходимо рассмотреть правомерность такого подхода. Из всего количества рыбохозяйственных ПДК менее 10 % установлены для морских водоемов, однако по существующим правилам, все они распространяются на моря. Такой механический перенос встречает обоснованные возражения гидробиологов [55], отмечающих, что, в основном, эти ПДУ установлены в опытах на пресноводных гидробионтах и распространение их на морскую биоту требует соответствующей коррекции, что доказано многолетними исследованиями в рамках комиссии АН СССР по проблемам охраны вод [93]. Учитывая, что гигиенические и рыбохозяйственные ПДК вредных веществ установлены по различным критериям вредности, 56 % случаев их величины не совпадают. Здесь следует учитывать и разную чувствительность гидробионтов и млекопитающих ко многим токсикантам [94]. Следовательно, использование рыбохозяйственных ПДК для гигиенической оценки загрязнения морской среды невозможно.

Иногда в литературе [95] высказывается мнение о целесообразности оценки загрязнения морей по уровням накопления поллютантов в морепродуктах, являющихся высшими звеньями трофических цепей, учитывая высокие коэффициенты биоконцентрации, с тем, чтобы их содержание не превышало допустимые уровни для этих продуктов. С этой же целью предложено в качестве тест-объектов использовать организмы-концентраторы, например, мидии [96, 97]. Однако многочисленными работами [42, 54, 98] доказано, что содержание токсикантов в морепродуктах, включая мидии, не представляет в настоящее время опасности для человека, поскольку оно значительно ниже национальных и международных стандартов для объектов морского промысла. Кроме того, такой подход не позволяет оценить текущее загрязнение морей, так как ответы тест-объектов значительно отстав-

лены во времени и подвержены существенным видовым и сезонным колебаниям [73, 77].

Таким образом, следует констатировать, что пока надежные и адекватные критерии гигиенической оценки загрязнения морской воды не разработаны и их обоснование является одной из главных задач санитарной охраны моря [52, 99, 100].

Подводя итоги проведенного анализа способов оценки опасности загрязнения курортно-рекреационных ресурсов, необходимо отметить, что научно обоснованные регламенты допустимого содержания вредных веществ для этих объектов отсутствуют, что не позволяет с достаточной степенью уверенности проводить такую оценку, делать выводы о качестве таких ресурсов и полноценно аргументировать эффективные мероприятия по их охране от загрязнения. Исходя из этого, нормирование загрязнителей в курортно-рекреационных ресурсах (пелоидах, минеральных и прибрежных морских водах) является одной из кардинальных проблем охраны курортов от загрязнения и сохранения их лечебно-оздоровительного потенциала.

2.6 Эколого-гигиеническое регламентирование поллютантов в биосфере и курортно-рекреационных ресурсах

В современных условиях нарастающего количества данных об отрицательных экологических последствиях антропогенного пресса на биосферу существующая антропоцентрическая идеология гигиенического нормирования, призванного защитить только человека, не может быть признана безупречной. Биосфера Земли представляет уникальную самоценность и её сохранение должно быть обеспечено независимо от сиюминутных прагматических интересов человека. Кроме того, неблагоприятные антропогенные изменения в биоценозах рано или поздно оказывают отрицательное влияние на здоровье людей и условия их жизни [20]. При этом гигиенические нормативы, сориентированные на человека, далеко не всегда могут обеспечить нормальную жизнедеятельность биоты [65, 101], тогда как состояние экосистем нельзя

игнорировать при всесторонней оценке состояния окружающей среды [21]. В этих условиях чрезвычайно актуальным становится вопрос об экологических последствиях влияния человека на природу и особенно критериях оценки их опасности для биосферы. С этой целью М.М. Камшиловым [75] была выдвинута идея «экологических ПДК» как экологически нейтральных концентраций загрязнителей, не нарушающих естественный биологический круговорот в экосистемах. Для разработки таких нормативов предложено много методических подходов и концепций.

Ю.А. Израэлем и др. [5, 9] предложено понятие «ассимиляционной ёмкости» среды (в частности, морей и океанов) как интегральной характеристики способности биоценоза к динамическому накоплению и удалению поллютантов с сохранением основных свойств экосистем. Количественная оценка ассимиляционной емкости водоёмов для конкретных загрязнителей позволила авторам установить экологические резервы крупных акваторий (например, Балтийского моря) и предложить предельно допустимые экологические нагрузки (ПДЭН) поступления некоторых ксенобиотиков в морскую среду. Сходные предложения об учете ассимиляционной буферной емкости водоема к загрязнителю при его экологическом регламентировании внесены А.М. Никаноровым [102] и Г.Г. Поликарповым [103]. Однако концепция ПДЭН не учитывает гигиенические аспекты охраны здоровья людей и допускает гибель отдельных организмов при условии сохранения экосистемы, что совершенно неприемлемо в гигиене [7, 104]. Кроме того, ПДЭН позволяют оценить опасность и регламентировать глобальный транспорт поллютантов в морскую среду в целом, но не дают возможность оценивать текущее загрязнение отдельных акваторий, в том числе прибрежных [15, 106].

Некоторые исследователи [107] в качестве экологических нормативов предлагают использовать «Экологические эталоны» — минимальные фоновые уровни загрязнителей в чистых зонах (заповедниках и т.п.) как «региональный эталон чистоты» (РЭЧ). Однако ввиду глобального загрязнения биосферы в настоящее время обнаружение таких «чистых зон» представляется сомнительным, поэтому А.М. Степанов [108] рекомендует принять в качестве эталона уровни загрязнения среды до начала НТР, т.е.

примерно 200 лет назад — по литературным данным или по содержанию вредных веществ в захороненных средах — льдах и т.п. Однако, получение таких достоверных сведений для большинства поллютантов маловероятно. Кроме того, эта концепция не дает ответа на вопрос об опасности имеющегося загрязнения для человека и биоты, а позволяет лишь количественно установить степень возрастания антропогенной нагрузки на природу.

Часть ученых предлагает при экологическом регламентировании исходить не из показателей загрязнения среды, а из биологических откликов, т.е. состояния биоты, используя биоиндикацию — реакции живых организмов, отличающихся высокой чувствительностью к загрязнителям [14, 74]. Преимущества биоиндикации заключаются в возможности обнаружения крайне малых уровней поллютантов, учете комбинированного и сочетанного действия вредных факторов. Иногда даже высказывается мнение о ведущей роли биоиндикации по сравнению с аналитическими методами выявления ксенобиотиков в среде [109]. Такая крайняя точка зрения представляется ошибочной ввиду значительного запаздывания результатов биоиндикации по сравнению с техноиндикацией, «биоиндикаторы» работают неодинаково в разные сезоны, в различных экосистемах и не всегда достаточно чувствительны [99]. Это не позволяет использовать их для оценки текущего загрязнения и заменить ими химический контроль и систему гигиенических ПДК [74]. Существуют и значительные расхождения в выборе необходимого уровня организации биообъектов для обнаружения изменений в экосистемах: от отрицания необходимости исследований на синэкологических уровнях [76] до подчеркивания их приоритета над данными, полученными в опытах с отдельными органами [110].

Крупнейшие экологи, например Ю. Одум [111] подчёркивают, что пока экологической науке мало известен принцип количественных оценок изменений в природе под влиянием загрязнения и определения безопасных пределов таких колебаний. Одной из главных причин отставания экологического нормирования от значительно более развитого гигиенического является отсутствие единой точки зрения на то, какие уровни биологической организации репрезентативны для экосистем при оценке риска загряз-

нения. Э.Э.Слава [47] считает, что создать полноценные экологические модели биоценозов невозможно, поэтому лабораторных экспериментов недостаточно для предсказания изменений в экосистемах [8].

С другой стороны, вряд ли следует считать обоснованными предложения [48] об установлении экологических регламентов загрязнения морей на основе гигиенических нормативов, поскольку, как отмечалось выше, такие ПДК для морей не разработаны и при этом не гарантируется сохранение морских экосистем [112]. Поэтому важно, чтобы рамки гигиенических исследований по нормированию качества среды были расширены экологами на все звенья экосистем с разработкой количественных лимитов [113], так как в основе экологического регламентирования может быть лишь принцип порогового действия [21, 114].

В этих условиях наиболее обоснованным и адекватным поставленной цели является комплексный эколого-гигиенический подход, творчески интегрирующий достижения различных наук [100, 115], поскольку в современных условиях допустимой в окружающей среде концентрацией вредного агента может быть признана только такая, которая не оказывает на организм человека не только прямого, но и косвенного (через изменение экосистем) отрицательного влияния. Так как цели гигиенического и экологического регламентирования совпадают, следует считать, что гигиеническое нормирование является центральной, системообразующей и наиболее разработанной частью экологического нормирования [20]. Таким образом, современное гигиеническое регламентирование нуждается в дополнении элементами экологического [19, 115]. Для этого гигиенические ПДК загрязнителей должны быть сопоставлены с нормативами для других видов природопользования с выбором наименьшего стандарта в качестве лимитирующего критерия для установления экологических ПДК, как это было проведено Г.Н. Красовским и др. [104] при определении экологических нормативов загрязнения пресных водоемов путем сравнения существующих для них гигиенических и рыбохозяйственных ПДК вредных веществ.

Иногда гидробиологи [76, 109], основываясь на том, что для

большинства загрязнителей рыбохозяйственные нормативы в воде ниже гигиенических, неоправданно абсолютизируют значение первых, предлагая вообще рассматривать их как экологические. Однако, во-первых, для некоторых токсикантов пороговые уровни для рыб в $10^2 - 10^5$ раз выше, чем для млекопитающих [112] и универсальная математическая зависимость между этими параметрами отсутствует [115]; во-вторых, установленные для других гидробионтов (планктон, водоросли и др.) пороговые лимиты загрязнителей часто гораздо ниже, чем рыбохозяйственные ПДК [116], поэтому последние не будут гарантировать сохранение гидрэкосистем.

Исходя из этого, необходимо сопоставлять как можно больше имеющихся по пороговым уровням токсикантов с точки зрения влияния на разные звенья биоценозов и гигиенические ПДК. При этом будет обеспечена большая надежность интегрального экологического стандарта. Подчеркнем, что таким образом будет проведен только первоначальный этап экологического нормирования и установленные лимиты необходимо уточнить и скорректировать в дальнейшем в специальных исследованиях на ауто- и синэкологических уровнях. Ввиду значительного разнообразия экосистем экологические нормативы поллютантов должны иметь дифференцированный региональный характер. Важно подчеркнуть, что экологическое регламентирование без широкого сотрудничества с гигиенистами, следовательно, без учета различных аспектов охраны здоровья людей, примеры чего были приведены выше в настоящем обзоре, обречено на неудачу и не может быть признано достаточно обоснованным.

Вышеуказанная концепция комплексного эколого-гигиенического регламентирования загрязнителей в биосфере применена при нормировании вредных веществ в курортно-рекреационных ресурсах путем включения в изучаемые при нормировании в пелоидах показатели важнейших их экологических характеристик (сохранение микробиоценоза, процессов самоочищения и регенерации), что обеспечивает устанавливаемым ПДК эколого-гигиенический характер [5, раздел 1]. При эколого-гигиеническом регламентировании поллютантов в морской среде осуществлено творческое сопоставление предложенных [5, раздел 1] для мор-

ской воды гигиенических ПДК вредных веществ при рекреационном использовании с обширным материалом по безопасным уровням содержания загрязнителей для различных звеньев морской биоты и морских экосистем, что позволило предложить соответствующие эколого-гигиенические регламенты ксенобиотиков в море.

2.7 Программа комплексного изучения и охраны курортов от загрязнения

На основании изложенного выше видно, что несмотря на значительные уровни загрязнения курортной среды, представляющие несомненную угрозу для сохранения лечебно-оздоровительного потенциала курортов, системы универсального контроля и оценки опасности такого загрязнения отсутствуют. С целью устранения этого важного недостатка природоохранной деятельности на курортах разработана и в определенной степени воплощена научная стратегическая программа изучения загрязнения и охраны природных ресурсов Крыма [5, раздел 1]. Основными принципами программы являются логичность и взаимосвязанность этапов ее выполнения, а также максимальное использование имеющихся организационных, кадровых и материальных ресурсов для минимизации финансовых и временных затрат на её осуществление. Ниже представлены основные этапы данной программы.

1 этап. Создание системы мониторинга загрязнения курортов

1.1 Составление полного списка учреждений и организаций, контролирующих состояние природной среды и её антропогенных изменений независимо от ведомственной принадлежности, расположенных в Крыму или за его пределами, занимающихся крымскими проблемами.

1.2 Создание единого информационного банка данных по уровням загрязнения природы, состоянию биоты, здоровья населения и рекреантов, эффективности курортного лечения на базе одного из существующих природоохранных учреждений. Принятие директивного решения о регулярном представлении соот-

ветствующей информации в этот банк данных всеми органами согласно списка (п. 1.1).

2 этап. Обоснование критериев эколого-гигиенической оценки опасности загрязнения курортов

2.1 Разработка эколого-гигиенических регламентов допустимого содержания поллютантов в курортно-рекреационных ресурсах, принципов оценки опасности их многокомпонентного загрязнения.

2.2 Коррекция существующих нормативов вредных веществ в объектах окружающей среды (почве, пресной воде, воздухе, продуктах питания) применительно к курортным условиям и требованиям.

2.3 Экологическое регламентирование ксенобиотиков в биосфере курортных регионов.

3 этап. Всесторонняя оценка степени деградации курортной среды вследствие загрязнения и его причин

3.1 На основе выполнения 1 и 2 этапов программы установление корреляционных зависимостей между уровнями загрязнения курортов и состоянием здоровья населения и рекреантов, лечебно-оздоровительного потенциала и биологических ресурсов.

3.2 Выявление и ранжирование неблагоприятных экологических ситуаций и зон по степени эколого-гигиенической опасности, установление их причин, приоритетных загрязнителей, тенденций в динамике загрязнения, прогнозирование экологического состояния курортов в будущем.

3.3 Разработка научно обоснованных первоочередных мероприятий по улучшению экологической обстановки на курортах.

4 этап. Выполнение программы природоохранных мероприятий

4.1 Внедрение в практику разработанной программы мероприятий (п. 3.4).

4.2 Контроль эффективности проводимых мероприятий на основе системы мониторинга загрязнения и его эколого-гигиенических эффектов (1 этап) и их взаимосвязей (п. 3.2).

4.3 Совершенствование экономических разработок по охране природы (дифференцированные штрафные санкции, плата за пользование природными ресурсами и т.п.).

Как вытекает из существа представленной программы, её 1 и 2 этапы должны выполняться параллельно, после завершения решаются задачи 3 этапа, дающие научную основу для выполнения 4 этапа.

ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ КОНТАМИНАЦИИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД МОРЕЙ, ЭСТУАРИЕВ, ЛИМАНОВ

С каждым годом возрастает признание взаимосвязи между здоровьем человека и океанами. Традиционно это фокусировалось на антропогенном загрязнении и эксплуатации морских ресурсов. В настоящее время акцентируется внимание на таких аспектах как глобальное изменение, цветение токсичных водорослей, микробное и химическое загрязнение морских вод и морепродуктов. Очевидно, следует признать взаимозависимость здоровья человека и океанов и предпринимать все усилия для их сохранения [1].

В работе [2] эта проблема трактуется более широко. Краткое суммирование текущего состояния многочисленных связей между океанами, действиями человека и его здоровьем и исследование этих связей свидетельствуют о необходимости создания новой междисциплинарной области знаний «океаны и здоровье человека». Отмечена недостаточность изучения рисков воздействия ксенобиотиков, болезнетворных организмов и природных токсинов в прибрежных водах, в том числе в эпидемиологическом контексте.

Бактериальное загрязнение рекреационных вод было и остается источником беспокойства для здравоохранения всех стран [3]. В статье [4] рассматривается текущее состояние вопроса индикаторных показателей качества морской воды, система которых позволит обеспечить раннее обнаружение потенциальных загрязнителей, защиту морских экосистем, предотвращение заболеваний, и, косвенно повысить благосостояние населения.

В обзоре [5] анализируется мультиплексность влияния микробных индикаторов, патогенов и их резервуаров на взаимосвязи прибрежных морских экосистем и человека с воздействием на его здоровье. Новые методы объясняют проникновение, транспорт и судьбу болезнетворных микроорганизмов в прибрежных экосистемах и идентификацию источников загрязнения; облегчают улучшенные оценки риска для потребителей даров моря и тех, кто

использует океаны для отдыха. Многие проблемы все еще остаются и определяют будущие направления исследований. Молекулярные методы обнаружения должны позволить быстро и точно идентифицировать патогены в сложных ситуациях. Должны быть обновлены стандарты качества рекреационных вод для более точного отражения рисков здоровья и предоставления менеджерам улучшенных инструментов для принятия решения. Вирулентным микробам должно уделяться большее внимание, что означает не только их идентификацию, но и верификацию их резервуаров и факторов, приводящих к инфекциям. Тем более, что в океанских и эстуариевых экосистемах болезнетворные организмы могут быть ассоциированы с морскими животными, фитопланктоном, зоопланктоном, отложениями и детритом, и их рост может резко увеличиваться под влиянием факторов внешней среды, включая соленость, температуру, питательные вещества и солнечный свет. Исследования должны включать экспертизу динамики микробной популяции, которая может быть важной для оценки перспектив здоровья человека. Необходимо оценить экологию некишечных водно-обусловленных болезней. Параллельность этих векторов предоставит более надежную информацию о рисках, связанных с прибрежными водами и потреблением даров моря.

В этом контексте представляет интерес работа [6], в которой показаны четыре подхода к информации относительно индикаторов, которые включают: биомаркеры; клеточную патологию; физиологические и поведенческие ответы; изменения в популяциях. Это предполагает развитие и утверждение систем контроля в виде экспресс-тестов оценки загрязнителей в экосистеме и последующем риске для населения с созданием соответствующей интернациональной базы данных. Такие инструменты обеспечили бы раннее обнаружение потенциальных экологических угроз и увеличили бы способность предотвращения заболеваемости населения.

Лавинообразный рост населения в прибрежных областях вызвал и продолжает вызывать глубокие изменения в прибрежных морских экосистемах [7, 8]. Более двух миллиардов человек во всем мире потребляют дары моря как главный источник белка и такое потребление продолжает увеличиваться во всем мире [9].

Интенсивно развивается морская аквакультура, которая может вызвать разрушение аутохтонных экосистем [10].

Болезнетворные организмы в морской среде представляют существенный риск здоровью человека. Первичные источники микробного загрязнения — необработанные или недостаточно обработанные сточные воды населенных пунктов и выделения животных, хотя передача может произойти между пловцами или, потенциально, от морских птиц или других представителей дикой природы. Одна из главных причин болезней даров моря, о которых сообщают, — потребление сырых моллюсков, загрязненных сточными водами. Большое количество эпидемиологической и токсикологической информации существует относительно рисков инфекционных болезней для человека в результате потребления загрязненных даров моря и других путей воздействия морской воды. Они включают потребление в пищу загрязненных даров моря, случайное заглатывание морской воды (при купании, плавании, морских видах спорта) и воздействие на кожу воды и отложений [11]. Установлено, что экономические потери, обусловленные болезнями, которые вызваны загрязнением морей и океанов сточными водами, составляют ежегодно порядка 8,8 млрд. долларов [7].

Микробные агенты, как этиологические факторы связанных с морем водно-обусловленных болезней, ранжируются по мере распространенности так: вирусы-бактерии — простейшие. Главными векторами вирусных инфекций являются морские двусторчатые моллюски, такие как устрицы. Например, норовирус вызывает 23 % зарегистрированных водных вспышек гастроэнтерита. Среди бактерий *Vibrio vulnificus* является возбудителем раневых инфекций. Другие *Vibrio spp.*, токсигенная *Escherichia coli*, *Shigella spp.* и *Salmonella spp.* могут также инфицировать человека при глотании загрязненной воды. Информация относительно выживания этих болезнетворных организмов в морской воде ограничена.

Очень немного информации существует для простейших и их потенциального воздействия на здоровье человека. *Cryptosporidium spp.* накапливается в моллюсках, но до настоя-

щего времени ни о каких вспышках, связанных с этим возбудителем в контексте потребления даров моря, не сообщалось. Желудочно-кишечные болезни были связаны с подводным плаванием в загрязненных сточными водами прибрежных водах.

По данным [12] инфекции, в результате воздействия морской воды на рекреантов и при выполнении работ, количественно и качественно возрастают и представлены различными нозоформами, включая желудочно-кишечные, кожные, дыхательные, глазные, инфекции уха, носа и горла. Помимо этого, дети подвергаются большому риску и в большей степени восприимчивы к инфицированию [13], что потенциально может иметь существенные экономические последствия.

В работе [14] изучена контаминация морской воды энтерококками, как общими фекальными индикаторами, и антибиотикорезистентным *Staphylococcus aureus*, источником которых могут быть купальщики. Предполагается, что при выделении последними в воду энтерококков параллельно выделяются другие болезнетворные организмы. Эти исследования проводились в прибрежной зоне моря, расположенной в Miami-Dade County (Флорида США). Установлено, что купальщики выделяют энтерококки и *S. aureus* на уровне 3×10^5 и 3×10^6 КОЕ/человека в первые 15 мин., соответственно, с последующим сокращением на 50 % для *S. aureus* и 40 % для энтерококков в последующих циклах купания. Это позволяет предположить: купальщики как источники загрязнения являются спорадическими источниками, что следует учесть в проектировании моделей качества рекреационных вод.

Выполнено 16-месячное исследование экологии *Vibrio spp.* и их патогенных видов в прибрежных отложениях Средиземного моря [15]. Использовали анализ множественной регрессии, чтобы показать главные факторы внешней среды, которые влияют на бентос. Кроме этого, изучена ассоциация между вибрионами и обитателями осадка, которые являются главными компонентами бентосных экосистем. Из наиболее часто найденных отмечены потенциально патогенные для человека виды *V. cholerae*, *V. vulnificus* и *V. parahaemolyticus*. В морской воде наличие 60 %

общего числа культурубельных *Vibrio* объясняется температурой (40 %), соленостью (13 %) и концентрацией органических веществ (7 %). В бентосе это касалось только температуры. Не найдена корреляция между культурубельными *Vibrio spp.* и копеподами в осадке, отрицательная корреляция была найдена между *Vibrio spp.* и нематодами (*Terschellingia*, *Molgolaimus* и *Halalaimus*), которые составляли почти 90 % общего количества бентосных форм. Авторы пришли к заключению, что гидробионты морского бентоса являются резервуаром *Vibrio spp.* и потенциально патогенных вибрионов, экологические особенности которых существенно отличались от обычно обнаруженных в морской воде.

В работе [16] изучены уровни контаминации культурубельными *V. vulnificus* с геном *vvh* (*V. vulnificus* гемолизин ген) и *V. parahaemolyticus* с геном *tlh* (термолабильный гемолизин ген, присущий *V. parahaemolyticus*), *tdh* (термостабильный гемолизин ген, фактор патогенности *V. parahaemolyticus*) и *trh* (*tdh*-связанный гемолизин ген, фактор патогенности *V. parahaemolyticus*) прибрежных вод Миссиссипи и Алабамы. За 19-месячный период осуществления выборки основным фактором влияния на вибрионы в воде, устрицах и осадке являлась температура морской воды (SST). Анализ регресса показал, что у SST была существенная ассоциация с *vvh* и *tlh* в воде и устрицах, в то время как соленость была значительно связана с вибрионами в воде. Уровни хлорофилла в воде коррелировали с *vvh* в осадке и устрицах и с патогенным *V. parahaemolyticus* (*tdh* и *trh*) в воде. Кроме этого, мутность была существенным фактором для *V. parahaemolyticus* во всех объектах (вода, устрицы и осадок). Это исследование идентифицировало (i) культурубельные вибрионы в зимних образцах осадка, (ii) основанные на экологической нише различия в количестве вибрионов, (iii) корреляцию между экологическими параметрами и количеством вибрионов.

Оценено присутствие патогенных для человека микроорганизмов в морских отложениях прибрежной пляжной зоны с расчетом корреляции между особенностями отложений и содержанием микроорганизмов [17]. Образцы были отобраны в двух небольших заливах центрального Адриатического побережья.

Исследованы фекальные индикаторы, виды *Salmonella* и *Vibrio*, кишечные вирусы. В некоторых образцах индексы фекальных индикаторов превышали допустимые. Сальмонеллы не найдены. Изолированы *Vibrio* и кишечные вирусы. Подчеркивается важность анализа морских отложений до определения качества прибрежных вод.

Результаты микробной характеристики вод и отложений 18 прибрежных зон для купания юго-западного побережья Пиренейского полуострова показали следующее [18]. Отобраны два индикатора фекального загрязнения: фекальные колиформы (FC) и *Clostridium perfringens* (CP). Показано, что низкие концентрации FC и CP в воде не обязательно подразумевают, что их концентрация в осадке должна быть также низкой. Самые высокие концентрации найдены в точках устья рек. Концентрации FC были ниже CP в большинстве точек осуществления выборки. Продемонстрировано, что параметр CP может быть хорошим индикатором фекального загрязнения в рекреационных водах.

Целью работы [19] была оценка корреляций между микроорганизмами для идентификации возможных источников загрязнения на двух пляжах Hobie Beach и Crandon Beach в Графстве Miami-Dade, (Флорида, США). В качестве индикаторов использовали энтерококки, *E. coli*, фекальные колиформы, общее количество колиформ и *C. perfringens*. Ежедневно качество воды часто превышало нормативные уровни на Hobie Beach для всех индикаторов, за исключением фекальных колиформ. Помимо общего количества колиформ, концентрации микробов между сезонами значительно не изменялись, несмотря на то, что метеорологические и физико-химические параметры (дождь, температура, рН и соленость) существенно варьировали между двумя периодами контроля. Концентрации микробов были достоверно различными в зависимости от расстояния до береговой линии. Самые высокие концентрации наблюдались в точках береговой линии и уменьшались по мере удаления от берега. Кроме этого, самые высокие концентрации микробных индикаторов наблюдались в приливной волне, омывающей береговую полосу. Береговой песок в этой зоне показал положительный результат по всем индикаторам, а источником загрязнения этой зоны являются люди, животные и,

возможно, выживание и рост микробов. В целом, результаты этого исследования показали, что концентрации микробов-индикаторов не обязательно коррелируют друг с другом.

В исследовании [20] оценено присутствие микробов-индикаторов и болезнетворных микроорганизмов и ассоциации между ними и окружающей средой в субтропической рекреационной морской прибрежной зоне южной Флориды, на которую воздействуют спорадические источники загрязнения. Двенадцать образцов воды и восемь песка были четырежды отобраны во время прилива или отлива при различной инсоляции. Исследования включали фекальные бактерии-индикаторы (FIB) (фекальные колиформы, *E. coli*, энтерококки и *Clostridium perfringens*), маркер-связанный с человеком микробный источник (MST) (полиомавирус человека [HPyVs] и *Enterococcus faecium*) и болезнетворные микроорганизмы (*V. vulnificus*, *Staphylococcus aureus*, энтеровирус, норовирус, вирус гепатита, *Cryptosporidium spp.* и *Giardia spp.*). Концентрации FIB в воде были ниже нормативных в трех из четырех отборов, болезнетворные микроорганизмы и маркерные гены не обнаруживали. Уровни FIB превысили нормативные в одном случае и это сопровождалось обнаружением HPyVs и болезнетворных микроорганизмов, включая обнаружение *V. vulnificus* в песке и воде, *Giardia spp.* в воде и *Cryptosporidium spp.* в образцах песка. Повышенные уровни микробного загрязнения были обнаружены в приливе и при низкой инсоляции.

Цель исследования [21] состояла в поиске корреляций между болезнетворными микроорганизмами, грибами, гельминтами, фекальными микробами-индикаторами и факторами внешней среды в пляжном песке субтропического Майами (Флорида, США). Образцы песка были отобраны и проанализированы в течение 6 дней. Найдена обратная корреляция между влажностью и большинством микробов-индикаторов. Существенные ассоциации были идентифицированы между некоторыми микробами-индикаторами и личинками нематоды и дрожжевыми грибами рода *Candida*, которые до этого редко оценивались в этом контексте. Результаты показывают, что микробы-индикаторы могут указывать на присутствие некоторых из болезнетворных микроорганизмов, включая метициллин — устойчивые формы *S. aureus*, и быть

полезными при микробиологическом контроле пляжного песка.

В другом исследовании [22] оценивали корреляцию микробов-индикаторов, физико-химических параметров с болезнетворными микроорганизмами в субтропическом эстуарии. Измерения включали анализ физико-химических параметров (рН, соленость, температура и мутность), измерения бактериальных индикаторов (энтерококки, фекальные колиформы, *E. coli* и общее количество колиформ), вирусные индикаторы (соматический фаг и колифаг MS2), вирусы (энтеровирус) и патогенные простейшие (*Cryptosporidium* и *Giardia*). Для всех патогенов результаты были отрицательны, за исключением одного образца, где обнаружен культурабельный реовирус. Известные физико-химические параметры для этого образца включали низкую соленость (< 1 ppt) и высокую температуру (31 °C). Бактерии-индикаторы и вирусы - индикаторы для этого образца были ниже таковых для пресной воды. Предполагается, что высокие уровни бактериальных и вирусных индикаторов связаны с низкой соленостью.

В работе [23] проанализированы образцы осадка в рекреационных прибрежных зонах (залив Моркам, Ланкашир, Великобритания), вода которых отвечала требованиям Евросоюза к воде для купания. Изучали кампилобактеры, сальмонеллы, фекальные колиформы и фекальные стрептококки за 12-месячный период. Кампилобактеры показали сильную сезонность: отсутствовали в летние месяцы, но всегда присутствовали зимой. Главными изолятами были *S. laci* и UPTC (уреаза - позитивный термофильный кампилобактер), у которых хозяевами являются птицы. *S. jejuni* и *S. coli* и сальмонелла не были изолированы из отложений. Фекальные колиформы и фекальные стрептококки были изолированы в течение года без очевидных сезонных изменений количества. Не отмечено заметной зависимости между числами кампилобактеров и фекальных индикаторов. Фекальные индикаторы были найдены преимущественно в поверхностных слоях отложений и уменьшались в числе с увеличением глубины. Кампилобактеры были ограничены поверхностным слоем. Сравнение уровней контаминации воды и отложений показало, что в воде содержится порядка 0,1 % общего числа фекальных колиформ, 0,01 % фекальных стрептококков и 1 % кампилобактеров в отложениях. Ины-

ми словами, отложения действуют как резервуар для бактерий, особенно фекальных индикаторов. Во время волнения моря или шторма это может быть источником значительного загрязнения прибрежных вод.

В июле 1999 г. рекреационные бактериальные стандарты качества воды океана в Калифорнии были расширены: от общего количества колиформ (ТС) до требования стандартного тестирования на три бактериальных индикатора: ТС, фекальные колиформы (FC) и энтерококки (ЕС). В связи с этим, проведено три исследования рекреационных вод вдоль южной Калифорнийской береговой линии от Санта-Барбары до Сан-Диего [24]. Два исследования проводились во время сухой погоды (зима-лето) и один после большого шторма. В каждом исследовании образцы были отобраны на более чем 200 участках, различных по предполагаемой степени загрязнения. Во время сухих погодных условий образцы были отобраны еженедельно в течение 5 недель. В случае шторма исследования проводили приблизительно через 24 часа после шторма. Три бактерии-индикатора были определены на каждом участке и результаты были сравнены со стандартами (ТС > 10 000; FC > 400 и ЕС > 10⁴ КОЕ/100 мл). ЕС превышали стандарт чаще всего. В первых двух исследованиях (зима-лето) ЕС не отвечали стандартным требованиям в 99 % и 60 % по сравнению с FC (56 %) и ТС (40 %) зимой. Увеличение нестандартных образцов для ЕС не зависело от точки отбора (берег, скалистый участок, эстуарий). Эти результаты предполагают, что замена стандарта ТС на стандарт ЕС приведет к пятикратному увеличению числа нестандартных проб воды прибрежной зоны во время сухой погоды (лето) и удвоению во время влажной погоды (зима), а в целом — к восьмикратному увеличению. Это приведет к росту ограничений и закрытию пляжных зон.

Определяли уровни и распределение видов энтерококков в морских отложениях приливной зоны и прибрежных водах на двух берегах, где часто фиксировались нарушения стандартов качества воды по бактериологическим показателям [25]. Высокие уровни энтерококков обнаружены в отложениях приливной зоны и возле выпуска коллектора ливневых вод. Низкие уровни найдены в морских отложениях в глубинах порядка 10 м и в пе-

ске зоны прибойя. Преобладающие виды в воде и осадке включали *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. hirae*, *E. casseliflavus* и *E. mundtii*. На обоих участках исследования распределение видов в воде было сопоставимо с таковым в отложениях. Авторы приходят к заключению: поскольку энтерококки постоянно присутствуют в отложениях, специфика этих бактерий как индикатора фекального загрязнения сомнительна.

В работе [26] изучено выживание культурабельных фекальных колиформ, фекального стрептококка и спор *C. perfringens* в пресноводных и морских отложениях в участках вблизи выпуска сточных вод. За исключением *C. perfringens* гибель бактерий до 10 % их исходных чисел происходила и в морских, и в пресноводных отложениях в течение 85 дней. В морской осадке были обнаружены жизнеспособные, но не культурабельные *E. coli*. Вместе с тем, в течение эксперимента (68 дней) *E. coli* оставались культурабельными. Это означает, что осадок обеспечивает благоприятную питательную среду для бактерий.

Несмотря на признанный потенциал длительного выживания или даже роста бактерий индикаторов фекального загрязнения (FC) в морских донных отложениях, внимание к этому важному вопросу игнорируется. Авторы работы [27] провели крупномасштабное исследование морского побережья (50 км) Марша (Адриатическое море) в глубинах от 2 до 5 м. Фекальные колиформы (FC) найдены в большом количестве на большинстве участков. Идентификация изолятов FC (n = 113) показала широкое генотипное разнообразие, при этом в пробе из одной точки отбора 44 из 109 *E. coli* принадлежали к группам B2 и D. Дальнейшая характеристика B2 и D на присутствия 11 генов факторов вирулентности (*pap*, *sfa/foc*, *afa*, *eaeA*, *ibeA*, *traT*, *hlyA*, *stx1*, *stx2*, *aer*, *fyuA*) свидетельствует, что 90 % B2 и 65 % D были положительны для, по крайней мере, одного из них. Эти результаты указывают, что прибрежные донные отложения могут представлять потенциальный бассейн для комменсальных и патогенных *E. coli* и что распределение *E. coli* в таких отложениях в значительной степени зависит от их физического и трофического статуса. Авторы заключают, что будущие проекты дизайна исследований и контроля микробиологического качества морских прибрежных

областей должны включать анализ донных отложений с молекулярными методами дополнительно к культивированию микроорганизмов.

Как показано в австралийской работе [28], источником потенциально энтеротоксигенной *E. coli* являются сточные воды, сбрасываемые в море. Авторы исследовали распространенность и стабильность наличия штаммов *E. coli* на четырех предприятиях обработки сточных вод (STPs) в субтропической области Квинсленда. Использование биохимического метода фингерпринтирования 264 штаммов *E. coli* позволило сгруппировать их или в простой, или в общий биохимический фенотип (S-BPT и C-BPT соответственно). Эти штаммы были также проверены на филогенетические группы и 12 генов вирулентности, связанными с кишечными и внекишечными штаммами *E. coli*. Сравнение BPTs на различных стадиях обработки показало, что определенные BPTs были найдены в двух или всех стадиях обработки. Эти BPTs составили самую высокую пропорцию штаммов *E. coli* в каждом STPs и принадлежали, главным образом, к филогенетической группе B2 и, в меньшей степени, группе D. Гены вирулентности, связанные с кишечными *E. coli*, не были найдены среди выделенных изолятов, но 157 штаммов (59,5 %), принадлежащих к фенотипу C-BPTs, несли один или более генов вирулентности, связанных с уропатогенными штаммами. Из них 120 штаммов (76,4 %) принадлежали семи постоянным C-BPTs, которые найдены во всех четырех STPs. Эти результаты показывают, что определенные клоновые группы *E. coli* с особенностями вирулентности уропатогенных штаммов могут сохранять жизнеспособность в процессе обработки сточных вод. Эти штаммы были распространены на всех STPs и составили самую высокую пропорцию штаммов в различных резервуарах обработки каждого STPs.

В недавнем обзоре [29] приводятся результаты исследований, согласно которым *E. coli* может стать «натурализованной» к почве, песку, отложениям и морским водорослям в умеренной, субтропической и тропической зоне. Это явление поднимает проблемы относительно длительного использования этой бактерии как индикатора фекального загрязнения. Авторы обсуждают соотно-

шения между *E. coli* и фекальным загрязнением и использование этой бактерии как индикатора фекального загрязнения.

В аналитической работе [30] представлены результаты 22 исследований взаимосвязи увеличенного числа индикаторных бактерий в рекреационных водах с увеличением риска для здоровья у пловцов. В большинстве работ установлен существенный относительный риск (RR) для плавания в загрязненной воде по сравнению с чистой водой ($1,0 < RR < 3,0$). В качестве микроорганизмов – индикаторов выбраны те, которые лучше всего коррелируют с оценкой здоровья, а именно фекальные стрептококки для морской и пресной воды и *E. coli* для пресной. И в морской, и в пресной воде увеличенный риск желудочно-кишечной патологии констатирован при уровне контаминации от нескольких КОЕ/100 мл до 30 КОЕ/100 мл, которые являются низкими по сравнению с установленными в прибрежных рекреационных водах. В тех работах, где показан более высокий порог для увеличенного риска в некоторых странах, как полагает автор, идет речь об иммунорезистентности населения из-за эндемичности или более низкого соотношения болезнетворного микроорганизма к индикатору в природных водах.

В другой систематизации данных [31] по этой проблеме в США определено количество ассоциаций между микробными индикаторами в рекреационных водах и желудочно-кишечными заболеваниями (GI). Вторичная цель состояла в том, чтобы оценить соответствие потенциала GI текущим нормативным требованиям. Из 976 потенциально соответствующих исследований идентифицировано 27 адекватных цели. Подтверждено соответствие использования энтерококков в морской воде и *E. coli* в пресной воде как бактериальных индикаторов. Увеличение на log энтерококков было связано с увеличением на 1,34 [95%-ые доверительные интервалы (CI), 1,00-1,75] относительного риска в морских водах, для *E. coli* - на 2,12 (95%-ый CI, 0,925-4,85) в пресной воде. Индикаторы вирусного загрязнения были надежными индикаторами GI и в пресных, и в морских водах. Отмечена существенная разнородность в результатах исследований. Например, в исследованиях, которые использовали неплавающую группу контроля, тех, которые изучали детский контингент, спортивные или другие

рекреационные события констатированы более высокие относительные риски. Будущие исследования должны сосредоточиться на новых, более быстрых и определенных микробиологических методах оценки влияния на здоровье в рекреационных водах, в том числе среди восприимчивых людей.

С каждым годом возрастает число данных, свидетельствующих, что деградация морских экосистем увеличивает риск инфекционных талассогений, возбудители которых находятся в широком диапазоне таксономических групп. Это отражено в растущем числе сообщений о рекреационных и профессиональных пользователях морских вод, у которых развиваются желудочно-кишечные, дыхательные, дерматологические и ЛОР-инфекции. Продолжительность и тип воздействия, концентрация болезнетворных организмов и иммунный статус конкретного индивидуума определяют риск инфекции. Службы здравоохранения, возможно, не в состоянии точно предсказать риск такой патологии из-за ограничений обычного контроля, так же как и ошибочного восприятия продолжительности жизни патогенов в морских экосистемах. Болезнетворные микроорганизмы не обнаруживаются обычными методами, поскольку могут оставаться жизнеспособными в морских водах, планктоне и морских отложениях, являясь резервуаром инфективности при благоприятных условиях [32].

По мнению авторов работы [33], все ранее изданные эпидемиологические исследования влияния на здоровье купания в морских водах, загрязненных сточными водами, содержат три главные методологические погрешности в дизайне исследования: (1) отказ от контроля существенных изменений количества индикаторных микроорганизмов во временном и пространственном аспектах, которые, как показано, происходят в течение только нескольких часов в морской воде вокруг купальщика; (2) отказ связать концентрацию индикаторного микроорганизма непосредственно с индивидуальным купальщиком; и (3) отказ строго учитывать неводные факторы риска в ассоциациях между купанием в морских водах и болезнями среди таких купальщиков. Здесь сообщается о результатах двух исследований, целенаправленно разработанных для минимизации этих методологических погрешностей. Авторы ограничились на связанном с купанием гастроэнтерите, так как

это наиболее частая нозоформа, связанная с купанием в морских водах, на которой базируются текущие американские критерии качества морской воды, и другие используемые во всем мире стандарты. Результаты показывают, что фекальный стрептококк является единственным индикаторным микроорганизмом, свидетельствующим о возможности возникновения гастроэнтерита среди купальщиков. Потребление трех различных продуктов, которые известны или подозреваются как векторы в передаче гастроэнтерита, так же как и один непродовольственный фактор, не связанный с водой, значительно увеличило риск гастроэнтерита среди купальщиков. Многократное моделирование показало, что не связанные с водой факторы риска оказывали умеренное влияние на взаимосвязь между воздействием морских вод с изменяющимися уровнями фекальных стрептококков и возникновением гастроэнтерита среди купальщиков. Кроме того, эти исследования показали, что риск гастроэнтерита для индивидуального купальщика, вызванного неводным фактором риска, увеличивал риск гастроэнтерита среди купальщиков, подверженных воздействию вод с относительно высокими уровнями фекальных стрептококков. В заключении авторы обсуждают значение этих результатов относительно правомерности существующих критериев качества морских вод и потребность их при разработке дизайна эпидемиологических исследований в будущем.

Цель исследования [34] состояла в оценке риска для купальщиков от воздействия субтропических рекреационных морских вод, источник которых неизвестен, с учетом возможных соотношений между плотностью микробов и рандомизированными неблагоприятными признаками при интенсивном индивидуальном микробиологическом контроле морской среды. В общей сложности обследованы 1303 взрослых купальщика и контрольных лиц. Параллельно проведено обширное исследование морской воды на энтерококки. Установлено, что купальщики в 1,76 раза более вероятно сообщают о желудочно-кишечных заболеваниях [95%-ый доверительный интервал (CI) 0,94-3,30; $P = 0,07$]; в 4,46 раза — острых респираторных заболеваниях (95%-ый CI 0,99-20,90; $P = 0,051$) и в 5,91 раз — болезнях кожи (95%-ый CI 2,76-12,63; $P < 0,0001$) по сравнению с некупальщиками. Подтверждение отношений доза —

ответ было найдено между болезнями кожи (не для желудочно-кишечных и респираторных заболеваний) и увеличением на \log энтерококков среди купальщиков [1,46 раза (95%-ый CI 0.97-2.21; $P = 0,07$). Это исследование показало, что купальщики могут подвергаться увеличенному риску нескольких болезней относительно некупальщиков даже в отсутствии какого-либо известного источника фекальных сточных вод. При этом не установлена взаимосвязь между гастроэнтеритом и увеличением уровня загрязнения энтерококками, несмотря на то, что многие текущие стандарты контроля воды используют гастроэнтерит как главную патологию в этом случае.

Эпидемиологические исследования часто должны полагаться на признаки болезни, о которых сообщают сами больные. В ряде рандомизированных испытаний оценены величина и эффект возможного «уклона восприятия риска» при передаче инфекционных болезней через морские рекреационные воды с незначительным загрязнением сточными водами. Из пяти изученных болезней результатам «уклона восприятия риска» отвечали только болезни кожи. Хотя купальщики в 3,5 раза более вероятно могли сообщить о болезнях кожи относительно некупальщиков, стратификация показала ошибочность такого вывода. Купальщики, имеющие предвзятые понятия о любом риске для здоровья в 10,63 раза более вероятно сообщали о болезнях кожи относительно некупальщиков (95%-ый CI 2,36-47,8, $P = 0,0002$), в то время как купальщики без любого предвзятого понятия риска не сообщали о болезнях кожи относительно некупальщиков ($OR = 0,60$, 95%-ый CI 0,11-3,24, $P = 0,71$). Дальнейшая стратификация опытной группы показала, что купальщики с предвзятыми понятиями дополнительного риска в 4,78 раза более вероятно сообщают о болезнях кожи относительно купальщиков без какого-либо понятия дополнительного риска (95%-ый CI 1,04-21,86, $P = 0,03$), в то время как некупальщики с предвзятыми понятиями риска в 3,70 раза менее вероятно сообщают о болезнях кожи относительно некупальщиков без любого предвзятого понятия риска (95%-ый CI 0,70-19,60, $P = 0,10$). Это исследование показывает, что сильный «уклон восприятия риска» может привести к ошибочным ассоциациям [35].

В прибрежные воды Лос-Анджелеса круглый год сбрасыва-

ются необработанные ливневые воды. Многие другие прибрежные области стоят перед подобной ситуацией. В работе [36] проведено крупномасштабное эпидемиологическое исследование когорты населения, которое пользуется такими загрязненными рекреационными морскими водами (плавание, купание). Определяли расстояние от выпуска ливневого коллектора, бактериальные индикаторы (общие и фекальные колиформы, энтерококки и *E. coli*) и кишечные вирусы. Обнаружены более высокие риски заболеваемости в широком диапазоне, включая инфекции верхних дыхательных путей и желудочно-кишечного тракта для лиц, плавающих (а) ближе к коллектору, (б) в воде с высокими уровнями отдельных бактериальных индикаторов и низким соотношением общих колиформ к фекальным и (с) в воде, где обнаружены кишечные вирусы.

Программа эпидемиологических и микробиологических исследований, проводимая в Нью-Йорке (1973–1975), о. Pontchartrain, Луизиана (1977–1978) и Бостоне, Массачусетс (1978) предполагала оценку взаимосвязи качества морской воды для плавания и купания с желудочно-кишечными заболеваниями. Общее количество энтерококков показало наибольшую корреляцию с “очень вероятными” желудочно-кишечными признаками. У частоты желудочно-кишечных признаков также была высокая степень ассоциации с расстоянием от известных источников муниципальных сточных вод. Установлена взаимосвязь очень низких уровней энтерококков и *E. coli* в воде (10 КОЕ/100 мл) с заметными уровнями (10–1000 КОЕ/100 мл) для “очень вероятных” желудочно-кишечных признаков. Кроме этого, соотношение купальщиков к некупальщикам показало, что плавание и купание в даже незначительно загрязненной морской воде являются существенными факторами передачи гастроэнтерита [37].

В работе [1] представлена предварительная попытка оценки величины GBD (global burden of disease) инфекционных болезней, связанных с плаванием/купанием в прибрежных водах, загрязненных сточной водой, и пищевыми продуктами из моллюсков и других гидробионтов, собранных в таких водах. Автор предложил такие болезни называть талассогенными, то есть вызванными морем. До недавнего времени эти заболевания рассматривались как местные

феномены и не включались в мировую практику фиксации проблем загрязнения морской среды. Общий масштаб проблемы значителен, если учесть, что существенная часть населения проживает в прибрежной зоне, куда зачастую сбрасываются недостаточно очищенные или вообще неочищенные сточные воды. Каждый кубический метр необработанных бытовых сточных вод, сброшенных в море, может нести миллионы инфекционных доз патогенных микроорганизмов. Согласно глобальных оценок, иностранные и местные туристы тратят порядка 2 млрд. человеко-дней ежегодно в прибрежных рекреационных курортах и многие зачастую контактируют тем или иным образом с прибрежными водами, загрязненными сточной водой. Ежегодно потребляется приблизительно 800 миллионов тонн пищевых продуктов, приготовленных из сырых либо слегка стерилизованных потенциально загрязненных моллюсков, собранных в загрязненных водах. Множество научных исследований показало существенный риск для пловцов и купальщиков загрязненной инфекционными агентами морской воды, которая может служить фактором желудочно-кишечных и респираторных заболеваний при случайном попадании внутрь морской воды. Интегральные исследования риска по данным ВОЗ и академических источников исследований позволили установить глобальный ежегодный уровень заболеваемости в контексте вышеизложенного: свыше 120 миллионов случаев желудочно-кишечных болезней и свыше 50 миллионов случаев респираторных заболеваний, вызванных при плавании и купании в загрязненных сточной водой прибрежных водах. Потребление с пищей контаминированных моллюсков ежегодно вызывает порядка 4 млн. случаев инфекционного гепатита А и Е с 40 тысячами летальных исходов и 40 тысячами случаев долговременной утраты трудоспособности. Полное общее воздействие на здоровье талассогенных инфекционных болезней, связанных с наличием патогенных микроорганизмов в прибрежных водах, оценивают в 3 млн. человек-дней/год, с предполагаемыми экономическими потерями порядка 12 млрд. долларов ежегодно. Автор предполагает, что все вышеупомянутые оценки ориентировочные и истинные числа могут быть выше или ниже на 50 %. Однако, это не изменяет его убеждение, что загрязнение сточной водой прибрежных вод чревато многомиллиардным ежегодным

бременем здоровью, поэтому предотвращение такого загрязнения является достойным включения в общую повестку дня профилактики и контроля загрязнения морской среды.

Ранее [38] предпринято попытку обобщения результатов эпидемиологических исследований по влиянию рекреационных вод на здоровье населения. Мы основывались на работах [39-48] Центра контроля и профилактики заболеваний Агентства охраны окружающей среды США (Centre of diseases control and prevention (CDC) of U.S. Environmental Protection Agency /EPA/), который в тесном сотрудничестве с Советами штатов и территориальными эпидемиологами (Council of State and Territorial Epidemiologists /CSTE/) проводят тщательное расследование и анализ каждой вспышки водно-обусловленных заболеваний (waterborne-disease outbreaks /WBDOs/) с учетом соответствия/несоответствия воды микробиологическим стандартам качества [49].

Анализ водно-обусловленных вспышек, связанных с использованием рекреационных вод, представлен на рис. 3.1–3.6. Как видно на рис. 3.1, если с 1991 по 1998 гг. отмечено некоторое колебание числа вспышек от 25 до 39, то в последующее годы (1999–2004) констатирован значительный рост с минимальными колебаниями (59–62).

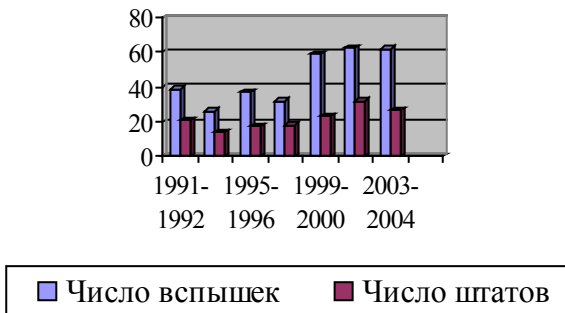


Рис. 3.1 Динамика вспышек водно-обусловленных инфекций, связанных с использованием рекреационных вод, в США за период с 1991 по 2004 гг.

Относительно общего числа пострадавших (рис. 3.2) следу-

ет отметить некоторую тенденцию к росту заболеваемости, при этом в 2001–2002 гг. 61 человек был госпитализирован, восемь умерли (это самое большое количество рекреационных водных вспышек с 1978 г.), а в 2003–2004 гг. было констатировано 58 госпитализаций и один летальный исход; в среднем 14 лиц (диапазон: 1 – 617). Особняком здесь стоят 1995–1996 гг., когда в двух больших вспышках криптоспориоза заболело 8 449 лиц.



Рис. 3.2 Число пострадавших (тыс. чел.) в результате вспышек водно-обусловленных инфекций, связанных с использованием рекреационных вод, в США за период с 1991 по 2004 гг.

Более подробный анализ вспышек с акцентом на гастроэнтероколиты (ГЭК) выясненной этиологии и дерматиты (рис.3.3.) позволил установить следующее. Для ГЭК: 199–1992 гг. – возбудители *Giardia* или *Cryptosporidium*, включая 3 вспышки, связанные с хлорированной, отфильтрованной водой бассейнов; 1995–1996 гг. – в 6 вспышках (27,3 %) возбудитель *S. parvum* и в 6 (27,3 %) – *E. coli O157:H7*; источником являлись нехлорированная вода (в озерах) или неадекватно хлорированная вода (в бассейнах); 1999–2000 гг. – вспышки наиболее часто связаны с *S. parvum* (68,2 %) в очищенной воде бассейнов и *E. coli O157:H7* (21,4 %) в пресноводных озерах. Для дерматитов: 1991–1992 гг. – псевдомонады; 1993–1994 гг. – псевдомонады в горячих ваннах или бассейнах; 1997–1998 гг. – 7 из 8

связаны с использованием горячих ванн или бассейнов; 1999–2000 гг. – 12 (80,0 %) из 15 были связаны с горячими ваннами или бассейнами; 2001–2002 гг. – 20 (95,2 %) из 21 вспышек были связаны с минеральными водами на курортах или использованием бассейнов.

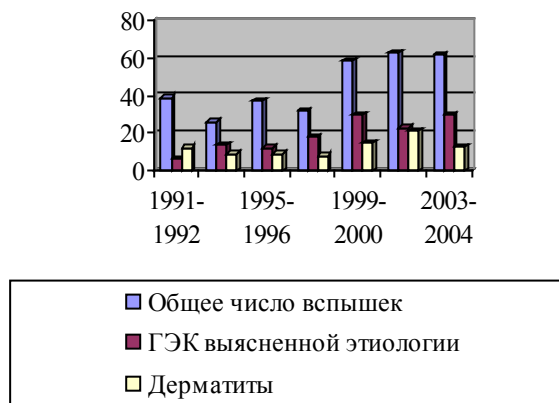


Рис. 3.3 Удельный вес ГЭК выясненной этиологии и дерматитов в структуре вспышек водно-обусловленных инфекций, связанных с использованием рекреационных вод, в США за период с 1991 по 2004 гг.

Ведущие «водные» эпидемиологи США G.F. Graup, R.L. Calderon, M.F. Graup [49], проанализировав общее число вспышек водно-обусловленных инфекций, вызванных использованием рекреационных вод, в США за 30 лет установили, что подавляющее большинство (77 %) таких вспышек вызваны бактериями или простейшими (рис. 3.4).

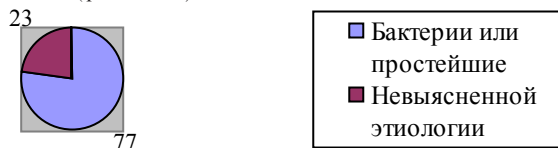


Рис. 3.4. Этиология вспышек водно-обусловленных инфекций, вызванных использованием рекреационных вод, в США за период с 1971 по 2000 гг.

Эпидемиологическое исследование структуры вспышек показало следующее: *Shigella*, *E. coli* O157:H7 и *Naegleria* – этиологические агенты вспышек, связанных с плаванием в поверхностных водах (реки, озера, пруды); *Cryptosporidium* и *Giardia* – связаны с обработанной водой бассейнов (рис. 3.5). Важными источниками заражения как для обработанных, так и необработанных рекреационных вод были сами купальщики.

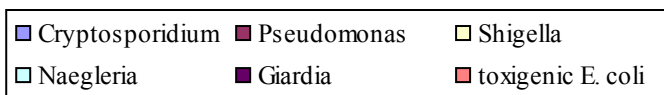
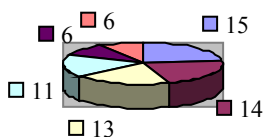


Рис. 3.5 Этиология вспышек водно-обусловленных инфекций, вызванных бактериями или простейшими, при использовании рекреационных вод в США за период с 1971 по 2000 гг

Проведенная нами оценка качества очистки городских смешанных (промышленно-бытовых) сточных вод СБО «Южная» г. Одессы [50] показала, что в результате биологической очистки осуществляется эффективное снижение основных физико-химических показателей: количество взвешенных веществ снижается в 14 раз, БПК₅ – в 18 раз, ХПК – в 3,6 раза, аммоний – в 6,3 раза. Вместе с тем, следует отметить незначительное снижение плотного остатка (от 644,2 до 584 мг/дм³), а также ОМЧ (на один порядок, средняя $1,4 \times 10^5$ КОЕ/дм³) и коли-индекса (на три порядка, средняя 10^6 КОЕ/дм³).

Результаты мониторинга (1999–2008 гг.) качества морской воды в месте сброса этих сточных вод по данным производственной лаборатории ООО «Инфокс» филиала ООО «Инфоксводоканал» свидетельствуют, что средние уровни загрязнения морской воды лактозоположительными кишечными палочками как критерия свежего фекального загрязнения составляют порядка

10^5 КОЕ/дм³.

Директива ЕЭС № 76/169 регламентирует следующий норматив бактериального загрязнения сточных вод перед сбросом: общие коли-формы – 2000 КОЕ/100 см³, фекальные коли-формы – 1000 КОЕ/100 см³. Согласно действующему в Украине нормативному документу [89, раздел 2] индекс ЛКП (фекальных коли-форм) в морской воде в районах водопользования населения должен составлять не более 5000 КОЕ/дм³. При этом, «в зоне санитарной охраны регламентируется применительно к условиям отведения сточных вод, степень очистки и обеззараживания которых должна обеспечивать коли-индекс не более 1000 КОЕ/дм³ и индекс коли-фага не более 1000 БОЕ/дм³». Учитывая, что сброс сточных вод осуществляется в рекреационную зону, можно сделать вывод, что загрязнение морской воды превышает нормативное в среднем в 100 раз.

Отдельного рассмотрения требует вопрос обеззараживания сточных вод объектов повышенного эпидемического риска, к которым с полным правом следует отнести инфекционные больницы, как источники патогенной микрофлоры.

Еще в 1983 г. ВОЗ акцентировала внимание, что госпитальные сточные воды представляют собой угрозу экологическому балансу и здравоохранению. В связи с этим, сброс таких вод в общую систему водоотведения следует рассматривать как значимую опасность возникновения различных инфекций. Сточные воды инфекционных госпиталей, сбрасываемые без обеззараживания, являются реальным источником вспышек инфекционных болезней, диарейных эпидемий, загрязнения водоемов и др. Особое беспокойство вызывает нерешенность проблемы инактивации эпидемически опасных выделений инфекционных больных в изолированных палатах, особенно в течение эпидемий, когда требуется экстренная дезинфекция при большом числе пациентов. Помимо этого, в неинфекционных стационарах порядка 10–25 % отходов также представляют собой эпидемическую опасность.

О современном состоянии этой проблемы в Украине свидетельствуют следующие данные. В 2006 г. Минздравом Украины был издан приказ (от 23.02.2006 г. № 83) с планом мероприятий

«щодо реалізації Постанови Верховної Ради України від 12.01.06 № 3339-IV «Про інформацію Кабінету Міністрів України про стан захворюваності населення України на інфекційні хвороби та заходи щодо її зниження» та доручення Кабінету Міністрів до зазначеної Постанови від 01.02.06 № 2716/1/1-06», согласно которому (п. 6) планировалось «Провести перевірку інфекційних лікарень (відділень), бактеріологічних, вірусологічних лабораторій та інших відповідних об'єктів щодо дотримання ними вимог біологічної та епідемічної безпеки, звернувши увагу на ефективність знезараження стічних вод, інших матеріалів, що містять патогенні біологічні агенти та вжити необхідних заходів для усунення ризиків неконтрольованого поширення цих агентів». Поскольку «усі стічні води від інфекційних відділень перед спуском їх в загальну каналізаційну мережу повинні бути знезаражені на території лікарні (від кожного відділення окремо). При відсутності загальноміської або селищної каналізації інфекційні лікарні повинні мати на своїй території місцеві каналізаційні пристрої і очисні споруди».

Такая постановка вопроса представляется более чем обоснованной. В Постановлении Главного госсанврача Украины от 01.09.2004 г. № 26 «Про заходи щодо профілактики внутрішньолікарняних інфекцій» констатовано: «Протягом багатьох років незадовільно вирішується питання очищення та знезараження стічних вод лікувальних закладів, зокрема інфекційних. Так, понад 15 % лікарень скидають свої стічні стоки у вигрібні ями: в Житомирській області – 52 %; Вінницькій – 43,6 %; Чернігівській – 37,5 %; Черкаській та Кіровоградській – 34,6 %; Миколаївській – 29 %; Дніпропетровській – 22 % тощо».

Согласно СанПиН 4630-88 [88, раздел 2] (п.3.3.) «запрещается сбрасывать в водные объекты сточные воды, содержащие возбудителей инфекционных заболеваний. Сточные воды, опасные в эпидемическом отношении, могут сбрасываться в водные объекты только после соответствующей очистки и обеззараживания до коли – индекса не более 1000 в 1дм³ и индекса коли-фага не более 1000 БОЕ/дм³.

В соответствующем документе Украины [51] регламенти-

рується наступне: «8.17. Забороняється проектувати скидання у водні об'єкти: ... стічних вод, що містять збудників інфекційних захворювань з індексом лактозопозитивних кишкових паличок більше 1000 в 1 дм³ та індексом колі-фага більше 1000 БОЕ/дм³».

Таким образом, существующая законодательная и нормативная база предусматривает обеззараживание сточных вод, при этом для сточных вод инфекционных больниц как источника эпидемиологической опасности для водных объектов такое обеззараживание является обязательным.

На рис. 3.6 представлены результаты санитарно-вирусологического мониторинга морской (лиманной) воды Одесской области по данным центральной иммуно-вирусологической лаборатории Одесской областной санитарно-эпидемиологической службы [50]. Как видно из представленных данных, уровни контаминации ротавирусами (РВ), энтеровирусами (ЭВ), вирусом гепатита А (ВГА), аденовирусами (АдВ), реовирусами (РеВ), астровирусами (АстВ), норовирусами (НВ) колебались в значительных пределах, достигая в отдельные годы весьма значительных величин. Так, ВГА в 1994 г. был обнаружен в 39,5 % проб, АдВ в 1998 г. — в 43%; в 2002 г. РВ, АдВ и РеВ выявлены в 56, 49 и 62 % проб соответственно.

Частота вирусного загрязнения морской воды по данным отечественных авторов [52] также значительно колеблется: для ЭВ от 8,7 до 43,9 % (по нашим данным 3,8 % с колебаниями от 0 до 21 %). В местах сброса сточных вод этот показатель составляет 90 %, интенсивность вирусного загрязнения снижается по мере удаления от сточных коллекторов. Из 400 проб морской воды выделено 70 вирусных агентов (17,5 % проб). Из них 21,4 % отнесены к полиовирусам; 18,6 % — вирусам Коксаки А; 34,3 % — вирусам Коксаки В; 17,1 % — вирусам ЕСНО; 8,6 % — не типировались. Наиболее загрязненной была вода, отобранная возле места сброса сточных вод (50 %). В воде пляжей ЭВ выявлены в 15,9 %, а в других точках (возле причалов, в промышленной зоне) — в 8,8 %.

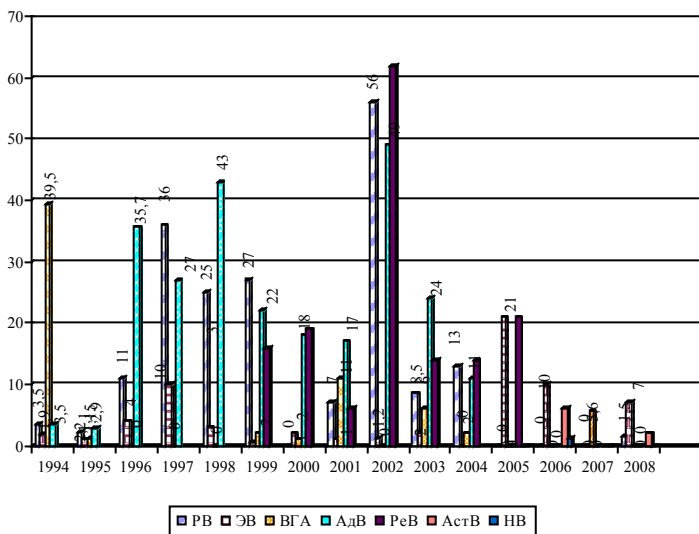


Рис. 3.6 Результаты санитарно-вирусологического мониторинга морской (лиманной) воды Одесской области

По мнению авторов [53, 54], эти показатели значительно ниже данных зарубежных стран, что связано с применением более чувствительных молекулярно-генетических методов исследований и с недостаточной эффективностью вирусологических исследований в большинстве региональных лабораторий Украины.

ВЫВОДЫ

1. Загрязнение сточными водами прибрежных вод является главной причиной талассогений (вызванных морем инфекций), которые вносят значительный вклад в структуру водно-обусловленной заболеваемости населения.
2. Хозяйственно-бытовые вторично-очищенные сточные воды СБО «Южная» являются значимым фактором микробной контаминации морской воды рекреационной зоны.
3. Инфекционные больницы морских портовых городов являются потенциальным источником загрязнения морской

воды прибрежной зоны возбудителями кишечных инфекций.

4. Морскую воду прибрежной зоны следует рассматривать как существенный фактор распространения инфекционных заболеваний.

Раздел 4

ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СТОЙКИХ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ (СОЗ) КАК КОНТАМИНАНТОВ ВОДНОЙ СРЕДЫ

В последние десятилетия мир столкнулся с острой проблемой загрязнения окружающей среды стойкими органическими загрязнителями (СОЗ). Эти вещества образуются и выделяются преимущественно в результате деятельности человека, чрезвычайно стойкие в окружающей среде, обладают токсическими и отдаленными эффектами.

Новым этапом в совместной работе мирового сообщества по охране окружающей среды стало принятие в Стокгольме в мае 2001 года Конвенции о стойких органических загрязнителях (СОЗ). Согласно этому документу, который Украина ратифицировала в апреле 2007 г., задача состоит в уничтожении, а там где это невозможно — минимизации образования СОЗ. Речь идет о 12-и наиболее опасных для человека и окружающей его среды хлорорганических соединений (так называемая «грязная дюжина»). Следует отметить, что львиную долю в этом перечне составляют хлорорганические пестициды (ХОП), в меньшей степени полихлорированные бифенилы (ПХБ). Помимо этих соединений к СОЗ традиционно относят полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) [1].

Обобщение некоторых данных литературы по биологическим эффектам СОЗ показывает следующее.

4.1 Хлорорганические пестициды (ХОП)

Прежде всего отмечается, что самоотравления пестицидами приводит к 186 000 смертельных случаев ежегодно [2].

Цель обзора [3] состояла в анализе информации относительно мембранных эффектов линдана. Поглощенный через дыхательные, пищеварительные или перкутанные пути, линдан на-

капливается в тканях, богатых липидами. Накопление линдана зависит от продолжительности воздействия на ткани в следующем порядке: жировая ткань > мозг > почки > мышцы > легкие > сердце > печень > кровь. Вне зависимости от способа поглощения линдан накапливается в крови и распределяется по всему организму, проявляя системные, иммунологические, тератогенные и/или канцерогенные эффекты. Симптомы линданной интоксикации различаются на острые и хронические. Поглощение больших доз линдана особенно токсично для центральной нервной системы и органов репродукции у млекопитающих, поскольку линдан является эндокринным дисрегулятором. Линдан является очень липофильным и соединяется в биологических мембранах согласно следующей последовательности: митохондрии > плазматический ретикулум > миелин > микросомы мозга > эритроциты. Линдан вызывает стимулирующее действие на синаптическую передачу, ингибирует транспорт хлорида, гомеостаз кальция во многих тканях, изменяет метаболизм печеночных митохондрий и синтез инозитол-фосфата в нейронах, обуславливает окислительный стресс с изменением активности ферментов. Вследствие гиперкалиемии возникают изменения ритма сердца, отрицательные и дисфазические изменения волны Т. При остром отравлении линданом наблюдается увеличение активности трансаминаз сыворотки и лактатдегидрогеназы. Линдан вызывает гистологические изменения тканей сердца и сердечно-сосудистую дистрофию (контрактура, дегенерация и некроз), главным образом, в стенке левого желудочка, что ведет к его гипертрофии. При хроническом воздействии остаточных доз линдана наблюдаются эффекты, подобные вызванным гипертиреозом, поскольку увеличивается уровень трийодтиронина сыворотки крови у крыс, нарушается мембранная проводимость и система кардиоциркуляции. Эти изменения могут представлять потенциальный риск для здоровья человека.

В другой работе этих авторов [4] оценена эндокринная и репродуктивная токсичность линдана. Отмечается, что этот когда-то широко используемый пестицид с середины 1970-ых гг. в Европе или США запрещен, но все еще используется в остальных странах. Анализируется повреждающее действие на печень, почки, нервную, эндокринную и иммунную системы, с точки зрения

инициации врожденных дефектов, причин рака и смерти. Воздействие 1-40 мг линдана/кг веса разрушает морфологию тестикулярных клеток, уменьшает сперматогенез, ингибирует тестикулярный стероидогенез, сокращает концентрации андрогенов в плазме и может оказать негативное влияние на репродуктивные функции у мужчин. У женщин линдан разрушает эстрогенный цикл, уменьшает эстрогены сыворотки и уровни прогестерона, вызывает сексуальную дисфункцию, у беременных наблюдается уменьшение веса и размера плода и новорожденных. Эти эффекты наблюдались у некоторых крыс, подвергнутых воздействию остаточных концентраций линдана, обнаруженных в окружающей среде. Помимо этого, есть опасения в необратимых эффектах вследствие воздействия в фазах половой дифференциации или развития. Эти эффекты могут быть следствием изменения гонад или клеточных мембран гамет; изменения метаболизма половых клеток, включая ионный обмен (главным образом, кальция или калия), прямое или свободнорадикальное ингибирование стероидогенеза или нейроэндокринных изменений родителей или их потомства во время беременности или лактации.

Сообщается, что воздействие пестицидов повышает риск гипертензивных расстройств при беременности [5].

Обзор [6] посвящен статистическому анализу загрязнителей бассейна Великих озер США, которые включали, в том числе, пестициды. База данных содержала 19 611 уровней загрязнения для 326 веществ. Пестициды, используемые в настоящее время, жестко регламентируются, в связи с чем предприняты серьезные усилия для анализа их присутствия в поверхностных водах бассейна Великих озер. Концентрации для многих из пестицидов оказались ниже нормативных. Однако, уровни определенных пестицидов превышали регламенты в 6-32 % проанализированных образцов.

В работе [7] оценена взаимосвязь полихлорированного дибензо-р-диоксина, полихлорированного бифенила (PCB) и р,р'-DDT с диабетом за 1999-2002 гг. в популяции лиц старше 20 лет. Заболеваемость ранжировалась на диагностированный диабет, невыявленный диабет и полный диабет (диагностирован-

ный плюс невыявленный). Все три загрязнителя были значительно связаны с диагностированным диабетом. PCB 126 и p,p'-DDT были значительно связаны с невыявленным диабетом.

Те же авторы [8] проверили взаимосвязь 8 пестицидов и их метаболитов с полным диабетом (диагностированный и невыявленный) и преддиабетом за 1999-2004 гг.. Шесть пестицидов были связаны с полным диабетом по логистической регрессии. Такими являлись бета-гексахлорциклогексан, p,p'-DDE, p,p'-DDT, оксихлордан, транс-нонахлор и гептахлорэпоксид. Наиболее сильная взаимосвязь установлена для гептахлорэпоксид и оксихлордан - метаболитов p,p'-DDT, меньше для бета-гексахлорциклогексан, p,p'-DDE и транс-нонахлора. Для мирекса и диелдрин связь с полным диабетом или преддиабетом не обнаружена.

В работе [9] обсуждается проблема более высокой распространенности диабета среди мексиканских американцев в сочетании с более высокими уровнями ХОП в сыворотке крови, чем среди неиспаноязычных белых. Эта когорта населения (1 303 человек в возрасте с 20 по 74 лет) исследовалась с учетом ее проживания в юго-западных Соединенных Штатах с 1982 до 1984 гг. Констатированы измеримые уровни семи пестицидов или их метаболитов (p,p'-DDT, p,p'-DDE, диелдрин, оксихлордан, бета-гексахлорциклогексан, гексахлорбензен, транс-нонахлор) у 1% населения. Диабет был значительно связан с уровнями выше предела обнаружения для транс-нонахлора, оксихлордана и бета-гексахлорциклогексана, p,p'-DDT и p,p'-DDE с существенной корреляцией общих липидов сыворотки с p,p'-DDT и более высокими уровнями глюкозы сыворотки с транс-нонахлором и бета-гексахлорциклогексаном. Это исследование позволяет предположить взаимосвязь более высоких уровней определенных ХОП в сыворотке с увеличенной распространенностью диабета, что свидетельствует о необходимости дополнительных клинических исследований.

Исследование [10] проводилось для оценки взаимосвязи между воздействием тех же ХОП и менопаузой у 219 женщин в 1982-1984 гг. Уровни p,p'-DDT, p,p'-DDE, бета-гексахлорцикло-

гексана (бета-НСН) и транс-ноахлора в сыворотке крови были связаны с ранней менопаузой. В частности, у женщин с самыми высокими уровнями воздействия (p,p' -DDT $\geq 6ppb$, бета-НСН $\geq 4ppb$, транс-ноахлор $\geq 2ppb$) наблюдалось снижение среднего возраста менопаузы на 5,7; 3,4 и 5,2 года соответственно, по сравнению с женщинами, у которых уровни этих пестицидов были ниже предела обнаружения.

В работе [11] рассмотрены антиэндокринные свойства ХОП. Установлено, что p,p' -DDT и p,p' -DDE обладают слабыми антиандрогенными свойствами, изомер o,p' -DDT является антиэстрогенным, метаболиты метоксихлор, моно-димитилатид, ди-димитилатид и ди-димитилатид метоксихлор слабоэстрогенными; их дигидрохлорированные продукты также показывает антиэстрогенность, также как циклодиен и хлордекон.

В обзоре [12] обобщены токсикологические данные по эффектам ХОП (DDT, его метаболитов, метоксихлора и линдана) на фолликулогенез, овуляцию, оплодотворение и имплантацию женских органов репродукции *in vivo*, *in vitro* и у сельскохозяйственных животных. Эти соединения обладают способностью разрушать эндогенный гормональный синтез и метаболизм. Клетки яичника, маточной трубы и матки восприимчивы к повреждающему действию ХОП, что выражается в нарушении фертильности с изменением развития и функции яичника и имплантации путем влияния на функцию эндометрия посредством изменения эстрогенной активности. Главный вывод позволяет высказать предположение, что ХОП могут заменить эстрадиол в регулировании микроанатомии женских половых путей.

Изучены ингибирующие эффекты ХОП (ДДТ, метоксихлора и линдана) на межклеточный трансфер в культуре бычьих яйцеклеток желтого тела [13]. После инкубации в течение 1 часа при 37 °С зависимое от дозы ингибирование наблюдалось в диапазоне концентраций 16—128 мкМ по сравнению с контролем. Существенное ингибирование начиналось с 32 мкМ. После инкубации за 5 часов зависимое от дозы ингибирование получено в диапазоне концентраций от 8 до 64 мкМ. Первый существенный ингибирующий эффект вызывался 8 мкМ ДДТ, 16 мкМ метоксихлора и

32 мкМ линдана. Пестициды в концентрации 128 мкМ были токсичны.

Установлен более высокий риск неходжкинской лимфомы (НХЛ) при высоких уровнях в жировой ткани ДДТ, нонахлора и оксихлордана [14].

Оценка глобального статуса ДДТ и его метаболитов для использования в контроле и профилактике заболеваний свидетельствует о необходимости интегрированной стратегии мультипартерства для развития и реализации эффективных технологий поиска альтернатив ДДТ [15].

4.2 Полихлорированные бифенилы (ПХБ)

Главным источником загрязнения пресноводных и морских водоемов полихлорбифенилами являются промышленные сточные воды. ПХБ попадают в водную среду со стоками техногенного происхождения, с утечками и выбросами водного транспорта, с атмосферными переносами. Нерастворимые в воде ПХБ находятся во взвешенном состоянии и постепенно оседают в донные отложения, где и происходит их накопление. Полихлорбифенилы устойчивы в окружающей среде, малорастворимы в воде, концентрируются в иловых отложениях водоемов, небольшая часть их подвергается биотрансформации микроорганизмами и водорослями. Поэтому содержание ПХБ в донных отложениях можно рассматривать как интегрированную во времени сумму техногенного воздействия на лиманную акваторию [1].

О риске предродового воздействия высоких уровней полихлорированных бифенилов (PCBs) и полихлорированных дибензофуранов (PCDFs) говорится в работе [16].

Как известно в организме человека СОЗ депонируются главным образом в жировой ткани. В работе [17] характеризовали содержание СОЗ в организме и их перераспределение у тучных людей до и после резкой потери веса и сравнивали эти уровни со множеством молекулярных, биологических и клинических параметров. В эксперименте участвовали семьдесят один туч-

ный субъект и 18 худощавых женщин в качестве контроля. Содержание СОЗ (17 диоксинов/фуранов и 18 ПХБ) в различных жировых тканях было подобно, что облегчило оценку полного их содержания в организме по результатам одной биопсии. Полное содержание СОЗ в организме было в 2—3 раза выше у тучных, чем у худощавых лиц. Резкая потеря веса привела к увеличению содержания СОЗ в сыворотке крови в течение 6—12 месяцев и к существенному 15 %-ому уменьшению общего содержания ПХБ в организме. Уровни СОЗ сыворотки крови положительно коррелировали с маркерами токсичности печени и параметрами липидов независимо от возраста и индекса массы тела.

Цель работы [18] состояла в исследовании соотношения между концентрацией РСВs в сыворотке крови и ранней потерей беременности у женщин, подвергающихся экстракорпоральному оплодотворению (IVF) с 1994 по 2003 г. Установлено, что РСВ-153 в самой высокой концентрации (медиана в жировой ткани 46,2 нг/г) и увеличение суммы всех РСВ (Σ РСВs) были связаны со значительным увеличением числа случаев прерванной имплантации: при 95 %-ом доверительном интервале 2.0 (1,2-3,4) для РСВ-153 и 1,7 (1,0-2,9) для Σ РСВs. Отмечены тенденции к увеличению прерванных имплантаций для РСВ-118 и цитохром-Р450-индуцированного РСВs (уровень = 0,06).

Выявлено влияние экологически релевантной смеси РСВs на генетическую восприимчивость к РСВ-вызванной нейротоксичности, связанной с развитием, в генотипах мышей *Cyp1a2* и *Ahr*, которое состояло в ослаблении распознавания объекта и увеличении интенсивности отказов в лабиринтной пробе Морриса [19].

В обзоре [20] представлен анализ неврологических эффектов РСВs, которые экстенсивно исследованы у людей и у животных. Был сделан акцент на новорожденных и младенцах, хотя исследования взрослых были также проведены. Существует риск влияния даже низких уровней РСВs, переданных зародышу через плаценту, которые могут вызвать длительное неврологическое повреждение. Поскольку РСВs — липофильные вещества, существенное их количество может быть передано младенцам через грудное молоко. Исследования на популяциях, которые потребляли большое ко-

личество рыбы Великих озер США, загрязненных СОЗ, включая PCBs, свидетельствуют, что PCBs являются промоторами тонких нейроповеденческих изменений у новорожденных детей, при этом некоторые из этих изменений сохраняются во время детства. Некоторые последовательные наблюдения при рождении состояли в моторной незрелости и гипорефлексии, сниженной психомоторной деятельности между 6 месяцами и 2 годами. Есть предварительные доказательства, что сверххлорированные PCBs, которые накапливаются в определенной рыбе, связаны с нейроповеденческими изменениями у некоторых новорожденных детей. Из-за ограниченных эпидемиологических исследований эти эффекты не могут быть отнесены полностью к воздействию PCBs. В одном исследовании в целом получены убедительные доказательства, что диоксины, так же как PCBs, вызывают нейроповеденческие эффекты у детей. Те же изменения отмечены у детей, матери которых случайно потребляли растительное масло, загрязненное относительно большим количеством PCBs и хлорированными дибензофуранами (CDFs) во время беременности. Исследования у животных подтверждают эти данные. Нейроповеденческие изменения также наблюдались у крыс и обезьян после предродового и/или послеродового воздействия смеси Aroclor. Обезьяны, подвергнутые постнатально воздействию смесей PCBs однородного состава и концентрации, которые подобны найденным в женском грудном молоке, показали определенные неврологические изменения после прекращения воздействия. Вероятно, орто-замещенные PCBs являются более активными, чем компланарные PCBs, в изменении познавательных процессов. Кроме этого, один эффект наблюдали и у крыс, и у обезьян — дефицит отсроченного пространственного чередования, который был вызван орто - замещенными PCBs как в экспериментальных смесях, так и в коммерческом препарате Aroclors. Изменения в уровнях нейромедиаторов в различных областях мозга также наблюдались у обезьян, крыс и мышей. Из всех наблюдаемых изменений самым последовательным было уменьшение содержания допамина в основных ганглиях и лобной коре, но дальнейшие исследования корреляции PCBs, определенного нейроповеденческого дефицита и специфических нейромедиаторов в определенных областях мозга необходимо продолжить.

Однако, в другом, более позднем (2008 г.) обзоре [21], показано: несмотря на почти 30 лет исследования ПХБ и ХОП, следует отметить непоследовательность исследований природы наблюдаемых эффектов и их постоянства в течение долгого времени. В целом, эпидемиологические исследования свидетельствуют прежде всего о незначительных ассоциациях предродового воздействия ПХБ с различиями в нейромоторном развитии, познавательных реакциях и поведенческом дефиците, особенно относительно контроля за импульсом и внимания. Изданные данные о потенциале нейроповеденческой токсичности ХОП (ДДТ/ДДЕ и гексахлорбензена) также ограничены.

Цель исследования [22] (2011) состояла в оценке взаимосвязи между кровяным давлением и уровнями общих РСВs, нескольких групп РСВs с общими действиями или структурой, 35 отдельных РСВs и девяти хлорированных пестицидов. Результаты показывают, что концентрации РСВs в сыворотке более значительно связаны с повышением кровяного давления, чем с любым другим фактором, кроме возраста, и что эти отношения применимы и к тем лицам, которые не получали гипотензивную терапию и являются нормотензивными. Связь с кровяным давлением была наиболее сильной для РСВs, у которых два или больше атомов хлора находились в орто-положении.

Прежде всего, авторы акцентируют внимание на возрастании числа доказательств взаимосвязи хронического воздействия РСВs с повышением распространенности гипертонии [23-25].

В более раннем (2010) [26] исследовании авторов этой работы [23] населения г. Аннистон (штат Алабама) установлена значимая взаимосвязь между гипертонией (определенной по антигипертензивной терапии или клинической симптоматике) и наличием в сыворотке крови определенных концентраций ПХБ (РСВ). Механизмы явления не ясны. Однако, в других работах обнаружена эндотелиальная дисфункция в результате воздействия РСВs [27, 28].

В этом исследовании оценивалось [22] влияние РСВs на кровяное давление у лиц с «нормальными» уровнями, что повышает его значение для здравоохранения. В дополнение к общим РСВs

исследовали ассоциацию между систолическим и диастолическим кровяным давлением и несколькими группами РСВ у лиц, не получающих противогипертензивное лечение, с использованием линейного регрессионного анализа.

Результаты показывают, что концентрации РСВ в сыворотке более сильно связаны с повышением кровяного давления, чем с любым другим фактором, кроме возраста, и что эти отношения применимы и к тем лицам, которые не получают противогипертензивное лечение и являются нормотензивными.

Связь с кровяным давлением была наиболее сильной для РСВ, у которых два или больше атомов хлора находились в ортоположении.

У жителей Аннистона отмечены относительно высокие уровни РСВs в сыворотке крови. Сравнение уровней общих РСВs затруднено, поскольку в этом исследовании анализировали различные конкретные ПХБ. Вместе с тем, если сопоставить полученные данные с работами Needham et al. (2005) [29], окажется, что уровни некоторых конкретных ПХБ 99, 118, 153, 156, 170, 180, и 183 в этом исследовании превышали общеамериканские, которые составляли 2,7 нг/г общих ПХБ в сыворотке крови в популяции лиц возрастом 20 лет и старше с учетом 95%-ной оценки. У жителей Аннистона только уровень РСВ-74 был ниже общеамериканского [30].

Вместе с тем, это исследование имеет определенные ограничения, поскольку по своей природе не может доказать причинную связь независимо от выраженности ассоциации, а также в силу дефицита информации о диете, курении и др.

Существуют некоторые косвенные доказательства ассоциации повышенных концентраций РСВs в сыворотке крови с кровяным давлением: у жителей Тгана (Алабама) в результате потребления рыбы, выловленной вниз по течению от промышленного предприятия [31], вследствие проживания возле мест сброса отходов [32], когда обнаружена дозо-зависимая ситуация, но отсутствовали статистически существенные отношения между уровнем РСВ в сыворотке и высоким кровяным давлением. Huang et al. (2006) [25] обнаружили повышенные темпы госпитализации от

гипертонии среди жителей Нью-Йорка, которые жили около мест опасных отходов, содержащих СОЗ, прежде всего РСВs.

Ha et al. (2009) [33] сообщали, что сумма трех диоксинов и трех фуранов существенно повышает показатели гипертонии у женщин, тогда как РСВs в сыворотке крови связаны с гипертонией у мужчин. Everett et al. (2008a) [23] исследовали ассоциации между гипертонией и отдельными РСВ и нашли их для диоксино - подобных РСВs (РСВs 126 и 118), а также для РСВ 74, 99, 138+158, 170 и 187. Everett et al. (2008b) [24] расширили свои исследования, включив существенные ассоциации для РСВ 74, 118 и 126. В этом расширенном наборе данных ассоциации для РСВ 99, 138+158, 153, 156, 169, 170 180, и 187 были повышены, но статистически недостоверные. В японском исследовании метаболического синдрома у населения (Uemura et al., 2009) [34] сообщили о существенных ассоциациях между гипертонией и РСВ 105, 114, 118, 123, 126 и 167, но не с РСВ 156, 157, 169 и 189. Они также нашли существенные ассоциации с уровнями четырех диоксинов и двух фуранов.

Результаты цитируемой работы [22] в целом согласуются с предыдущими исследованиями, даже при том, что изучалось влияние на кровяное давление, а не на гипертонию и не во всех исследованиях определены те же РСВ. Найдены существенные ассоциации с уровнями РСВs 156, 157 и 189, которые являются диоксино – подобными. Несмотря на существенные ассоциации между кровяным давлением и приблизительно 20 отдельными ПХБ, обнаружены более сильные взаимосвязи с ПХБ, у которых атомы хлора находятся в орто-положении. Из них, РСВ 170, 172, 178, 180, 183, 187, 196 - 203 и 199 показали статистически достоверные ассоциации и с систолическим, и с диастолическим давлением. Авторы отмечают потребность в исследованиях, которые могут идентифицировать механизмы этих ассоциаций.

Обнаружение ассоциации между уровнями РСВ в сыворотке и кровяным давлением у людей с нормальным давлением представляется очень важным и поднимает фундаментальный вопрос того, что «нормально». Это исследование [22] подразумевает, что даже второстепенные уровни РСВs изменяют физиологиче-

ские процессы, и позволяет предположить отсутствие порога их действия. Тем более что подобные прецеденты известны. Например, в исследованиях индейского населения показана взаимосвязь между уровнями РСВ в сыворотке крови и “нормальными” уровнями гормона щитовидной железы [35] и тестостерона [36]. Следует также упомянуть изучение когнитивности (познавательности) на тестах в «нормальном» диапазоне у подростков [37] и взрослых [38]. На эти физиологические эффекты, как и на кровяное давление, влияет множество внешних факторов, однако, факт воздействия РСВ в сыворотке крови указывает, что уровни РСВ могут вызвать физиологические изменения и способствовать развитию болезней, даже когда они не единственная причина.

4.3 Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) — органические соединения, для которых характерно наличие в химической структуре трех и более конденсированных бензольных колец (рис. 3.7). Основными источниками эмиссии техногенных ПАУ в окружающую природную среду являются предприятия энергетического комплекса, автомобильный транспорт, химическая и нефтеперерабатывающая промышленность. В основе практически всех техногенных источников ПАУ лежат термические процессы, связанные со сжиганием и переработкой органического сырья: нефтепродуктов, угля, древесины, мусора, пищи, табака и др.

В последние годы интенсифицировались исследования по экологической и гигиенической оценке ПАУ как стойких органических загрязнителей окружающей среды и их риска для здоровья населения.

В проблемной статье [39], посвященной биологическому и биохимическому контролю ПАУ (РАНs) при воздействии на население отмечается следующее. РАНs являются вездесущими канцерогенными веществами, действию которых человек подвергается в окружающей среде и на определенных рабочих местах. Поэтому, оценка риска для здоровья имеет большую профессио-

нально - медицинскую и экологически - медицинскую важность.

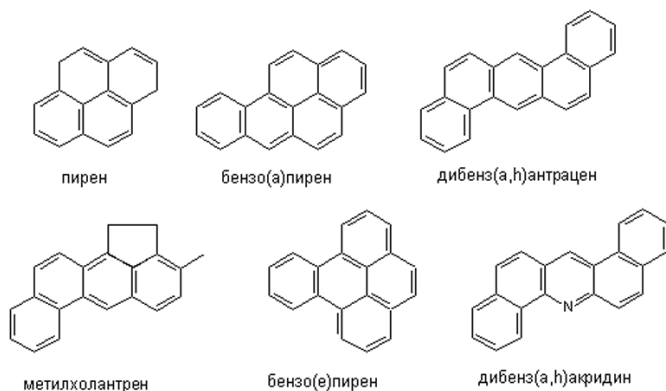


Рис. 3.7 Основные представители ПАУ

Наиболее подходящим способом оценки этого риска является определение ДНК и аддуктов белка PAHs. Некоторые аналитические методы, используемые до настоящего времени, прежде всего, ³²P постмаркировка, иммунологические обследования и синхронная спектроскопия флюоресценции, являются слишком неопределенными, поскольку результаты недостаточно точны и не сопоставимы друг с другом. Только использование специфичных методов инструментального анализа, например, высокоэффективной жидкостной хроматографии (HPLC) и газовой хроматографии / масс-спектрометрии (GC/MS) может нивелировать этот дефицит. Однако, эти методы могут успешно использоваться, главным образом, для определения аддуктов белка PAHs. Они обнаруживаются в более высоких концентрациях и могут, таким образом, быть аналитически обнаружены. В настоящее время, главным образом определяются моногидроксилированные метаболиты PAHs в моче. Использование определенных методов обогащения и HPLC с флюоресценцией позволяет определить воздействие PAHs на население в целом. Пределы обнаружения находятся в диапазоне нанограмма/литр. Ввиду важности этой группы веществ определение аддуктов PAHs и обнаружение их метаболитов в моче останутся в центре дальнейших профессио-

нально-медицинских и медико-токсикологических исследований.

В работе [40] отмечается, что PAHs образуются во время неполного сгорания органического материала, например в виде компонентов сигаретного дыма, в обработанных газах и в дыме лесных пожаров. По существу они не электрофильны, но становятся электрофильными в реакциях с системами клеточных ферментов. В «фазе 1» это цитохром P450 монооксигеназа, когда реактивные гидрофильные промежуточные звенья PAHs связываются ковалентно с ДНК с формированием высокомутагенных аддуктов ДНК. В «фазе 2», инактивируются ферменты – конъюгаты, такие как глутатион-S-трансферазы. Полиморфизм генов, вовлеченных в метаболизм PAHs, и их влияние на ДНК приводит к формированию цитогенетических биомаркеров рака.

В настоящее время сформировалась точка зрения, что ПАУ бензо(а)пирен (B[a]P), вездесущий загрязнитель окружающей среды, является эндокринным деструктором. Основной мишенью этого ксенобиотика является яичко. В работе [41] исследовано влияние B[a]P на стероидогенез в клетках Лейдига. Цель состояла в проверке выдвинутой авторами гипотезы, что долгосрочное воздействие низких концентраций B[a]P может разрушить производство тестостерона в клетках Лейдига путем изменения стероидогенных белков. Получены следующие результаты. Оральное введение B[a]P уменьшало уровни сывороточного и внутритестикулярного тестостерона у крыс. Однако, серьезная тестикулярная атрофия или азооспермия не наблюдались, хотя апоптоз сперматогониев был значительно увеличен. По сравнению с контролем, клетки Лейдига после воздействия B[a]P продуцировали меньше тестостерона, что сопровождалось уменьшенной экспрессией стероидогенного регулирующего протеина (StAR) и 3 β-гидроксистероид-дегидрогеназы (3 β-HSD) и увеличением уровней цитохрома P450 (P450sc). В заключении авторы отмечают, что B[a]P может уменьшить эпидидимальное качество спермы, нарушая уровни тестостерона, и StAR может быть главным стероидогенным белком, который является мишенью для B[a]P или другого PAHs.

Подтверждением этому являются две недавние работы китайских авторов.

Исследования на мужчинах в провинции Jiangsu показало: увеличенное повреждение ДНК спермы было связано с увеличенными концентрациями 1-гидроксипирена в моче, что может быть одним из факторов мужского бесплодия без профессионального воздействия PAHs [42].

Изучение ассоциации между наличием четырех метаболитов ПАУ (PAHs) (2-гидроксинафталена и 1-гидроксипирена) в моче и повреждением ДНК спермы на популяции мужчин в г. Chongqing (Китай) показало увеличение параметров ДНК – повреждения в тесте comet assay. Однако, не обнаружена связь между уровнями метаболитов и параметрами спермы или морфологией образцов спермы. Эти результаты позволяют предположить, что PAHs могут вызывать ДНК – повреждающее воздействие на сперму с последующим влиянием на бесплодие у мужчин [43].

Раздел 5

РЕТРОСПЕКТИВА ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ НЕКОТОРЫХ ПРИЧЕРНОМОРСКИХ ЛИМАНОВ

5.1 Оценка антропогенного влияния на Куяльницкий и Хаджибейский лиманы

5.1.1 Процессы миграции и закономерности накопления в лечебных водоемах различных токсических компонентов

Увеличение антропогенной нагрузки на курортные районы юга Украины оказывает влияние и на состояние курортных ресурсов. Особой проблемой является охрана месторождений пелоидов в условиях интенсивного развития сельского хозяйства, промышленности, дорожного строительства и др.

Проблема охраны лечебных грязей (пелоидов) от загрязнений имеет свои специфические особенности. Это связано с тем, что грязевые месторождения являются менее подвижной средой, чем атмосфера, воды рек и морей. Поэтому временные колебания концентраций токсичных веществ в пелоидах не всегда столь велики, как в атмосфере или воде. Однако даже незначительное их загрязнение может иметь негативное значение для человека при использовании их с лечебной целью.

Характер и степень влияния загрязнения пелоидов на биосферу и человека практически не изучены. ПДК содержания в них большинства токсичных веществ не разработаны.

5.1.1.1 Металлы

Один из путей загрязнения грязевых отложений — применение в сельском хозяйстве ядохимикатов. Другой источник загряз-

нения — тяжелые металлы. Основная трудность оценки последствий загрязнения — сложность разграничения привнесенных и свойственных осадку количеств металлов.

Влияние антропогенной деятельности на загрязнение грязевых отложений тяжелыми металлами и ядохимикатами, изучены в настоящее время еще недостаточно. Неизвестно влияние выбросов промышленных и бытовых предприятий на уровень содержания этих ингредиентов в составе грязевых месторождений, а также воздействие на человека при отпуске процедур повышенных количеств, например, металлов, содержащихся в грязи. Данные литературы [1] свидетельствуют, что по токсическому действию металлы занимают второе место после ядохимикатов и не исключено, что в будущем выйдут на первое. Поэтому, совершенно очевидна важность и значимость мероприятий, предупреждающих миграцию токсикантов.

Техногеохимические процессы, связанные с внесением минеральных удобрений и химических средств защиты растений, агротехнические мероприятия обработки почв не могут не отражаться на составе рапы и отложений. Основные ареалы рассеивания Mn, K, Ca образуются от удобрений; Pв, Co, Si, Ni, Zn — пестицидов; Mn, Mg, Ca, Co, Si, K, Zn, Na — кормов для животных и все указанные элементы — от навоза [1, 2].

Попадая в водную среду, различные элементы, благодаря разнице в ионных потенциалах, могут либо оставаться в решетке поступающих в воду минералов, либо уходить в раствор, пополняя солевой состав воды. Главную роль в миграционной подвижности металлов в пелоидах играют процессы сорбции на глинистых минералах, гидроксидах, органических веществах, карбонатах.

Характерной особенностью переноса тяжелых металлов в водоемах является направленность большинства внутриводоемных процессов на образование их трудно растворимых соединений и на седиментацию последних.

На аккумуляцию металлов в осадках влияет несколько процессов [3]: адсорбционное поглощение мелкодисперсными частицами; седиментация металлосодержащих взвешенных веществ; осаждение металлов с гидроксидами железа и марганца; ассоци-

ация с органическими веществами; инкорпорация в кристаллическую решетку.

Практически в каждом водоеме возможен свой механизм переноса. Однако интенсивность каждого из перечисленных выше процессов определяется морфометрическими и гидрологическими характеристиками и гидрохимическим режимом водоема.

Донные отложения водоема — чрезвычайно сложная сорбционная система, поскольку включает огромное количество минеральных и органических соединений, способных сорбировать ионы, и соединения тяжелых металлов, причем часто конкурирующих между собой за связывание металлов.

Как показали результаты атомно-эмиссионного изучения рапы и растворов пелоидов исследованных месторождений, такие элементы, как V, Mn, Si, Mo, Ni, Cr, Zn, Sr отмечены как в рапе, так и в растворе пелоидов (табл. 5.1, 5.2).

Для растворов пелоидов, в основном, отмечено большее содержание ванадия, чем в рапе. Марганец является геохимически малоактивным элементом. Содержание его в рапе, как правило, ниже, чем в растворе пелоидов.

Известно, что медь, цинк и свинец только в очень малых количествах при прохождении геохимического цикла удерживаются в озерной воде. Удаление их из гидросферы происходит путем сорбции илами и гидроксидом железа. Содержание меди в рапе водоемов колеблется от 0,01 мг/дм³ (Хаджибейский лиман) до 0,17 мг/дм³ (Куяльницкий лиман, т. 14), а в грязевом растворе до 0,38 мг/дм³ (Куяльницкий лиман, т. 17). Таким образом, наблюдается тенденция к увеличению меди в составе растворов пелоидов.

В рапе и растворе пелоидов Куяльницкого и Хаджибейского лиманов концентрация молибдена примерно одинакова. Отмечается идентичность концентрации молибдена и никеля в рапе водоемов. Также отмечается тенденция увеличения концентрации никеля в растворе пелоидов.

Для хрома не характерно накопление в озерных водах, так как соединения этого элемента лишены растворимых и реакционных форм. Исключением является рапа и растворы пелоидов Хаджи-

Таблица 5.1
 Содержание металлов в рапе некоторых месторождений пеллоидов юга Украины, мг/дм³

Наименование месторождений	V	Mn	Cu	Mo	Ni	Ag	Cr	Zr	Sr	Li	Pb
Кучальницкий лиман, т. 1	0,28	0,10	0,13	0,09	0,09	-	0,10	0,43	12,97	4,32	
т. 2	0,28	0,04	0,07	0,09	0,09	-	0,13	0,43	12,88	4,30	
т. 5	0,17	0,07	0,07	0,09	0,10	0,01	0,13	0,27	12,83	4,28	
т. 13	0,18	0,04	0,04	0,09	0,09	0,01	0,13	0,28	17,62	4,41	
т. 14	0,17	0,07	0,17	0,09	0,09	-	0,13	0,28	13,06	4,35	
т. 17	0,29	0,05	0,05	0,09	0,09	-	0,11	0,45	18,00	4,50	
Хаджибейский лиман, т. 4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	-	0,01	0,02	0,46	0,29	0,03
т.12	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	-	0,01	0,02	0,34	0,27	0,03
т.16	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	-	0,01	0,02	0,35	0,28	0,03
т.20	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	-	0,01	0,02	0,27	-	0,03

Содержание металлов в растворе пеллоидов некоторых грязевых месторождений юга Украины, мг/дм³

Наименование месторождений	V	Mn	Cu	Mo	Ni	Ag	Cr	Zr	Sr	Li	Pb
Куюльницкий лиман, т. 1	0,18	0,45	0,36	0,09	0,09	0,01	0,14	0,29	17,94	5,65	0,09
т. 2	0,18	0,07	0,05	0,09	0,09	0,01	0,14	0,29	13,69	4,56	0,09
т. 5	0,17	0,07	0,07	0,09	0,09	0,01	0,13	0,28	12,96	4,32	0,09
т. 13	0,18	0,07	0,04	0,09	0,09	0,01	0,13	0,28	17,69	4,42	0,09
т. 14	0,19	0,47	0,05	0,09	0,11	-	0,14	0,30	18,73	4,68	-
т. 17	0,30	1,41	0,38	0,09	0,11	-	0,14	0,30	14,13	4,71	-
Хаджибейский лиман, т. 4	0,02	0,36	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,71	-	0,01
т. 12	0,04	0,39	0,02	0,02	0,01	-	0,02	0,04	0,97	-	-
т. 16	0,03	0,80	0,03	0,01	0,01	-	0,02	0,03	0,63	0,5	-
т. 20	0,18	0,45	0,36	0,09	0,09	0,01	0,14	0,29	17,94	5,65	0,09

беевского лимана, т. 4, 20 – содержание хрома одинаковы. А в растворах пелоидов остальных отложений наблюдается накопление хрома, что вполне совпадает с положением о преобладании его труднорастворимых соединений в водной среде.

Цирконий – металл-гидролизат, для миграции которого большое значение имеет образование подвижных комплексов с карбонат- и бикарбонат-ионами. В исследованных пробах отмечается увеличение концентрации циркония в растворе пелоидов.

Количество стронция в водах зависит от содержания в них сульфат-ионов, осаждающих стронций в виде целестина, от химического состава воды и от степени ее минерализации. Содержание стронция увеличивается с возрастанием общей минерализации вод [4]. Эта закономерность справедлива и для исследованных проб. Так, минерализация рапы Куяльницкого лимана увеличивается – 85,51; 85,89; 86,47; 87,08; 86,12; 90,02 мг/дм³. Соответственно увеличивается и концентрация стронция – 12,83; 12,88; 12,97; 13,06; 17,62; 16,00 мкг/дм³.

ПДК металлов в пелоидах в настоящее время еще не разработаны. Разработаны ПДК некоторых металлов для почв: медь – 23 мг/кг, цинк – 150 мг/кг, свинец – 35 мг/кг, никель – 35 мг/кг [5]. Концентрация металлов в пробах пелоидов, отобранных в различных точках месторождений (рис. 5.1, 5.2) несколько отличаются. Но если сравнивать полученные данные с «фоновыми» уровнями металлов в почвах, то можно отметить, что, в основном, содержание металлов в среде отложений пелоидов несколько ниже. Однако отмечаются повышенные концентрации хрома (Хаджибейский лиман, т. 14/1, 16/1, 18/1, 20/1); меди (Куяльницкий и Хаджибейский лиманы), а также лантана и церия в пелоидах Куяльницкого и Хаджибейского лиманов.

Изученные месторождения пелоидов расположены в районах, различных по степени урбанизации, промышленной и сельскохозяйственной специфики, что отражается на химическом составе отложений. Для каждого месторождения построена химическая формула-индекс. В числителе – элементы, содержания которых выше «фонового» ПДК для почв, в знаменателе ниже «фонового»; перед дробью – элементы, концентрация которых

близка к «фоновым».

Куяльницкий лиман Хаджибейский лиман	Ni, Co, Ag, Pb, Mo, Sr	$\frac{La, Cu, Ce}{Mn, Cr, V, Zr, Sn}$
Лиман Бурнас	Pb, Co, Ge, Ag	$\frac{Cu}{Ti, Mn, V, Sr, Ni, Cr,Zr, Zn, Ga, Mo, Sn,Be, Sc}$

Определены некоторые закономерности совместного поведения элементов в иловых отложениях Куяльницкого и Хаджибейского лиманов, т.е. выделены определенные группы элементов, связанных между собой схожестью поведения в процессах образования осадков. Для выявления геохимических ассоциаций в качестве меры одинаковости поведения элементов, т.е. согласованности распределения двух или более элементов в изучаемой толще осадков, был использован коэффициент парной корреляции г. Этот коэффициент дает возможность оценить в количественной форме только зависимость между двумя какими-то исследуемыми признаками. Использован «метод ранжирования корреляционных профилей», который в наглядной, графической форме раскрывает общую картину взаимосвязей между различными элементами в рассматриваемой группе [6].

На основании данных о содержании элементов в иловых отложениях лиманов вычислены коэффициенты корреляции для всех возможных сочетаний пар элементов в их группе (табл. 5.3, 5.4). Затем для каждого элемента все значения его парных коэффициентов корреляции с другими элементами располагают в виде возрастающего ряда численных значений.

Такую упорядоченную последовательность значений коэффициентов корреляции условно называют рядом ранжированных величин сил связи между элементами или просто ранжированными корреляционными профилями. В табл. 5.5, 5.6 приведены ранжированные корреляционные профили для исследованных водоемов.

Таблица 5.3

Матрица общих (парных) коэффициентов корреляции, оценивающих силу связи между элементами в пелоидах Куяльницкого лимана

Элементы	Ni	Co	V	Zn	Cu	Mn	Pb	Sn	Mo	Ag
Серебро	-0,06	-0,09	-0,04	-0,36	0	0,61	0,23	-0,02	0,12	-
Молибден	-0,12	-0,46	0,31	0,07	0	-0,64	0,53	-0,21	-	
Олово	0,09	-0,41	-0,54	-0,06	0	-0,47	0,07	-		
Свинец	0,31	0,26	-0,17	0,15	0	-0,03	-			
Марганец	0,12	0,08	0,20	-0,44	0	-				
Медь	0	0	0		-					
Цинк	-0,22	-0,0001	-0,10	-						
Ванадий	0,02	-0,35	-							
Кобальт	0,28	-								
Никель	-									

Таблица 5.5
Ранжированные величины сил связи между элементами в пелоидах Куяльницкого лимана

Элементы	Ранг								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Серебро	-0,36	-0,09	-0,06	-0,04	-0,02	0	0,12	0,23	0,61
Молибден	-0,64	-0,46	-0,21	-0,12	0	0,07	0,12	0,31	0,53
Олово	-0,54	-0,47	-0,41	-0,21	-0,06	-0,02	0	0,07	0,09
Свинец	-0,17	-0,03	0	0,07	0,15	0,23	0,26	0,31	0,53
Марганец	-0,64	-0,47	-0,44	-0,03	0	0,08	0,12	0,20	0,61
Медь	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Цинк	-0,44	-0,36	-0,22	-0,10	-0,06	-0,0001	0	0,07	0,15
Ванадий	-0,53	-0,34	-0,17	-0,10	-0,04	0	0,02	0,20	0,31
Кобальт	-0,46	-0,41	-0,35	-0,09	-0,0001	0	0,08	0,26	0,28
Никель	-0,22	-0,12	-0,06	0	0,02	0,09	0,12	0,28	0,31

Таблица 5.6

Ранжированные величины сил связи между элементами в пелоидах Хаджибейского лимана

Элементы	Ранг								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Серебро	-0,34	-0,28	-0,25	-0,21	-0,17	0,09	0,39	0,45	0,89
Молибден	-0,25	-0,16	0,05	0,15	0,24	0,33	0,37	0,40	0,56
Олово	-0,20	-0,17	0,08	0,19	0,20	0,50	0,56	0,74	0,86
Свинец	-0,27	-0,21	-0,19	0,03	0,22	0,37	0,42	0,58	0,91
Марганец	-0,34	-0,20	-0,19	-0,07	-0,02	0,01	0,05	0,15	0,40
Медь	-0,16	-0,07	-0,04	0,10	0,22	0,45	0,45	0,58	0,86
Цинк	0,02	0,09	0,15	0,15	0,28	0,45	0,45	0,58	0,86
Ванадий	-0,11	0,05	0,19	0,24	0,28	0,39	0,42	0,44	0,73
Кобальт	-0,28	-0,11	-0,04	0,01	0,02	0,03	0,05	0,08	0,80
Никель	-0,27	-0,02	0,10	0,33	0,44	0,45	0,45	0,74	0,80

Рассматривая данные этих таблиц, можно заметить, что только некоторая группа элементов имеет между собой существенные значимые корреляционные связи. Однако структура этих связей между элементами пока остается скрытой.

Для ее раскрытия переносят каждый ряд ранжированных величин сил связи на координатную плоскость, в которой для каждого элемента строят свой ранжированный корреляционный профиль, показывающий на ней совместно с другими ранжированными корреляционными профилями общую картину взаимосвязей каждого элемента со всеми остальными.

Чем ближе друг к другу ранжированные корреляционные профили и подобнее их расположение на этой плоскости, тем согласованнее распределение концентрации элементов в исследуемом объекте и тем более схож характер поведения двух рассматриваемых элементов, т.е. больше есть оснований отнести их к одной геохимической ассоциации. Кроме того, в таких графиках заложена информация о миграционной способности химических элементов в момент образования вещества осадков.

При анализе графика ранжированных величин сил связи между элементами в пелоидах Куяльницкого лимана можно отметить, что такие элементы, как свинец, никель практически не только не зависят друг от друга, но и никак не связаны с другими элементами, так как каждый из них образует свою геохимическую ассоциацию. Четко ассоциирующими элементами являются ванадий, кобальт, молибден, марганец.

Цинк, олово можно объединить в одну геохимическую ассоциацию, подразделяющуюся внутренне на три пары более связанных между собой элементов: ванадий — кобальт, молибден — марганец, цинк — олово. В то же время, несмотря на то, что серебро имеет корреляционные связи в этой геохимической ассоциацией элементов, распределение концентраций этого элемента имеет свой особый характер, в определенной мере отличающий его от нее, т.е. серебро следует выделить в самостоятельную группу, в некотором роде похожую на вышеуказанную.

Следовательно, график ранжированных корреляционных профилей позволяет на основе статистической зависимости меж-

ду характерами распределения концентраций 9 элементов из грязей Куяльницкого лимана подразделить всю совокупность элементов следующим образом: серебро — (молибден — марганец) — свинец — (ванадий — кобальт) — никель — (цинк — олово), т.е. выявить одну более или менее тесную геохимическую ассоциацию из шести элементов и трех некоррелированных с ней самостоятельных элементов.

Можно констатировать, что химические элементы в изученных месторождениях в большей мере меняют характер зависимости распределения своих концентраций от концентраций других элементов. Например, олово и свинец в Хаджибейском лимане имеют достаточно одинаковый характер распределения своих содержаний, а в Куяльницком лимане, наоборот, свинец образует самостоятельную ассоциацию, а олово коррелирует с цинком. Такой противоречивый характер распределения показывают молибден, марганец и др.

Проведенные исследования свидетельствуют о том, что в зависимости от природных и техногенных факторов отложения пеллоидов отличаются по составу металлов. Контроль за их содержанием имеет большое прикладное значение для оценки геохимических процессов, протекающих в водоемах, а также выявления антропогенного воздействия.

Проведенные ранее научно-исследовательские работы, результаты которых отражены, в том числе, в публикациях [7-14], по систематизации месторождений пеллоидов ведущих курортно-рекреационных регионов Украины, выявили общую тенденцию обострения экологических проблем. Обнаружены повышенные концентрации меди, цинка, свинца в некоторых месторождениях (оз. Большое, оз. Репное, Куяльницкий лиман, оз. Саки, Тилигульский лиман), что объясняется несоблюдением зон санитарной охраны, наличием необустроенных очистных сооружений, близостью автотрасс.

Интенсивность процессов миграции тяжелых металлов функционально связана с процессами сорбции-десорбции и формами соединений металлов. Иловые отложения — мощный и активный поглотитель ряда веществ. Активно инактивируют соединения

свинца минеральные и органические соединения отложений. Исследования форм связи свинца с минеральными и органическими соединениями отложений выполнено для пелоидов Бердянского месторождения [15].

5.1.1.2 Пестициды

В результате антропогенной нагрузки наблюдается постепенная деградация грязевых месторождений вследствие сбросов неочищенных вод промышленными предприятиями и объектами жилищно-коммунального хозяйства, эксплуатации железнодорожного и автомобильного транспорта, перестройки населенных мест без соблюдения отраслевых правил и норм. В связи с этим, проблема охраны и рационального использования месторождений пелоидов с каждым годом становится все более актуальной.

В пробах пелоидов проведено определение наиболее распространенных пестицидов — хлороорганических (ГХЦГ, ДДЕ, ДЦГ), триазиновых — (симазин, прометрин, атразин), фосфорорганических (фозалон, рогор).

Как видно из табл. 5.8 в пробах обнаружены микроскопические количества хлороорганических пестицидов, как наиболее персистентных.

Специфической чертой ХОП, отличающей их от других типов загрязняющих веществ, является их исключительно антропогенное происхождение. Из-за отсутствия природных аналогов ХОП относят к одним на наиболее опасных загрязняющих веществ.

5.1.1.3 Нефтепродукты

Нефтепродукты наряду с минеральными удобрениями и тяжелыми металлами стали одними из самых распространенных загрязнителей окружающей среды. При их попадании в почву происходят глубокие и зачастую необратимые изменения физических, физико-химических, и микробиологических свойств.

Поступившие в водоем нефтепродукты из различных источников быстро включаются в круговорот веществ и могут находиться в растворенной форме, эмульгированной в воде пленки на поверхности и осаждаться на твердых частицах взвешенных веществ, аккумулируясь в донных отложениях, т.е. нефтепродукты воздействуют на все экологические звенья водоема [16].

Углеводороды могут накапливаться не только как продукты антропогенного происхождения, но и за счет трансформации и деструкции органического вещества природного происхождения – образование битумоподобных веществ, постоянной составной частью которых являются углеводороды.

Вследствие того, что изменения, которым подвергаются нефтяные углеводороды в водоемах, в полной мере еще не выяснены, принято брать за антропогенную составляющую нефтяного загрязнения в природных водах и донных отложениях содержание неполярных и малополярных углеводородов [16,17].

Содержание нефтепродуктов в отложениях пелоидов исследованных месторождений определяли «холодным» способом, при котором процесс экстракции нефтепродуктов из пелоидов четыреххлористым углеродом и очистка элюата от примесей на сорбенте осуществляются практически одновременно в одной хроматографической колонке [18].

Результаты определения общего содержания нефтепродуктов (табл. 5.7) показывают, что содержание последних в отложениях Куяльницкого лимана не превышает $2,17 \cdot 10^{-3} \%$ (т. 16), а Хаджибейского лимана – $0,83 \cdot 10^{-3} \%$ (т. 16).

Наибольшие концентрации нефтепродуктов отмечаются в пробах грязи Куяльницкого лимана, отобранных у берега, недалеко от населенных пунктов т. 16 – ($2,17 \cdot 10^{-3} \%$), т. 20 ($1,83 \cdot 10^{-3} \%$).

5.1.1.4 Фенолы

Фенольные соединения в водоемах в природных условиях образуются в результате трансформации органического веще-

Таблица 5.7

**Содержание органических загрязнителей в отложениях пелоидов
исследованных водоемов ($\times 10^{-3}$ %)**

	Наименование месторождений, точки отбора	Содержание нефтепродуктов	Содержание фенолов	Пестициды			
				α-ГХЦГ	γ-ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	Куюльницкий лиман, т.1	0,57	3,46	-	4,712	-	-
2	т.2	3,67	3,61	-	-	-	-
3	т.11	0,73	3,37	-	-	-	-
4	т.13	0,40	3,47	-	-	-	-
5	т.14	1,20	3,12	-	-	-	-
6	т.15	0,57	3,29	-	-	-	-
7	т.16	2,17	3,59	-	-	-	-
8	т.17	0,17	3,33	-	-	-	-
9	т.20	1,83	3,83	-	-	9,176	2,346
10	Хаджибейский лиман, т.4	0,07	7,99	-	-	-	-
11	т.12	0,67	7,38	3,012	21,018	-	-
12	т.20	0,37	6,78	-	-	-	-
13	т.16	0,83	7,96	-	-	-	-

ства. Часть фенолов может поступать в поверхностные воды с промышленным и сельскохозяйственным стоком предприятий. Фенолы — соединения нестойкие и быстро подвергаются биохимическому и химическому окислению. Изменения концентраций фенолов природного происхождения в поверхностных водах подвержено сезонным изменениям, скорость распада фенолов увеличивается с ростом температуры [19].

Обычно повышение содержания фенолов в составе осадков или вод водоемов связывают с процессами загрязнения, фенольные соединения в них являются продуктами метаболических процессов, т.е. могут образовываться в среде самого водоема. Последние в отличие от фенолов сточных вод, не дают резкого хлорфенольного запаха, что возможно связано с особенностями строения фенолов природного происхождения.

Как следует из приведенных данных (табл. 5.7), содержание фенолов в отложениях пелоидов Куяльницкого лимана примерно одинаково и колеблется от $3,12 \cdot 10^{-3} \%$ (т. 14) до $3,83 \cdot 10^{-3} \%$ (т. 20). В отложениях пелоидов Хаджибейского лимана содержание фенолов значительно больше, чем в Куяльницком.

5.1.2 Микробиологическая характеристика рапы и пелоидов

5.1.2.1 Микрофлора иловых сульфидных пелоидов

В табл. 5.8 представлены сравнительные данные микробиологических исследований пелоидов Куяльницкого лимана за несколько десятилетий. Заслуживает внимания тот факт, что при сравнении результатов отмечаются определенные колебания в количественном содержании некоторых эколого-физиологических групп микроорганизмов. Эти колебания могут быть связаны с нестабильностью водно-солевого режима водоема. Увеличение в 1988 г. числа амилитических, маслянокислых, углеводородокисляющих, сульфатредуцирующих, железобактерий свидетельствует о росте метаболической активности микрофлоры и о тен-

Таблица 5.8

Сравнительные данные микробиологических исследований пелоидов Куяльницкого лимана по данным литературы и собственных исследований (количество микроорганизмов в 1 г пелоидов)

Микроорганизмы	1948	1973	1974	1975	1988
Амиллитические		0		$10 \cdot 10^3$	10^6
Целлюлозоразлагающие аэробы	$1 \cdot 10^2$	10^2	$10 \cdot 10^3$	$10 \cdot 10^3$	0
Целлюлозоразлагающие анаэробы	$1 \cdot 10^3$		+	$10 \cdot 10^3$	0
Маслянокислые	+	10^6	+	$10^4 \cdot 10^5$	10^6
Жирорасщепляющие	+	10^2		$10^2 \cdot 10^3$	10^2
Метанобразующие		0		0	0
Угледородоокисляющие		0		0	10^2
Аммонифицирующие аэробы	$10^4 \cdot 10^6$	10^6	$10^4 \cdot 10^8$	$10^4 \cdot 10^6$	10^6
Аммонифицирующие анаэробы				$10^2 \cdot 10^4$	10^6
Денитрифицирующие	$10 \cdot 10^6$	10^5	$10 \cdot 10^6$	$10 \cdot 10^2$	10^1
Азотфиксирующие аэробы	$10 \cdot 10^7$	10^3	$10^4 \cdot 10^7$	$10 \cdot 10^3$	10^2
Уробактерии	10^2			0	10^1
Сульфатредуцирующие	$10 \cdot 10^7$	10^3	$10^4 \cdot 10^7$	$10 \cdot 10^3$	10^7
Тионовые	$10^2 \cdot 10^6$	10^4	$10^2 \cdot 10^6$	$10 \cdot 10^3$	10^1
Железобактерии		0		0	10^8

денциях к повышению кондиционности пелоидов.

Согласно данным Я. А. Требухова в лечебных грязях (пелоидах) количество клеток гнилостных микроорганизмов должны составлять до 10^7 в одном грамме пелоидов, денитрифицирующих – до 10^7 , маслянокислых – до 10^6 , сульфатредуцирующих – до 10^5 , целлюлозоразрушающих – до 10^3 , актиномицетов – 10^4 , грибов – 10^3 .

Однако, в исследованных пелоидах Куяльницкого и Хаджибейского лиманов число клеток большинства эколого-физиологических групп микроорганизмов в 1 г было незначительным. Особенно следует обратить внимание на тот факт, что в небольших количествах определялись углеводородокисляющие, денитрифицирующие, целлюлозоразрушающие микроорганизмы, поскольку известно, что в чистых водоемах эта микрофлора должна преобладать (табл. 5.9).

Микрофлора пелоидов синтезирует аминокислоты, которые могут выделяться и скапливаться в пелоидах. Проведенное определение способности гетеротрофной микрофлоры пелоидов продуцировать аминокислоты показало, что более всего продуцентов аминокислот содержится в Куяльницком лимане, хотя это количество и небольшое – 27 КОЕ/г. В пелоидах Хаджибейского лимана выявлено 9 КОЕ/г этих микроорганизмов. В других пробах гетеротрофы-продуценты аминокислот – отсутствовали.

Таблица 5.9

Результаты микробиологического исследования пелоидов

Место отбора пелоидов	Определяемые микроорганизмы (КОЕ/г)			
	1		2	3
	аэробы	анаэробы		
Куяльницкий лиман	–	–	10^2	10^1
Хаджибейский лиман	10^1	10^2	10^4	10^1

Примечание: 1 – целлюлозоразлагающие; 2 – углеводородокисляющие; 3 – денитрифицирующие

Экспериментальные исследования показали, что в пелоидах одесских лиманов в составе микробных ценозов присутствуют амилолитические, маслянокислые, жирорасщепляющие, аммонифицирующие, азотфиксирующие, уробактерии, сульфатредуцирующие, тионовые и железобактерии (табл. 5.12).

Целлюлозоразлагающие микроорганизмы высевались лишь из пелоидов Хаджибейского лимана, метанобразующие бактерии зарегистрированы также в Хаджибейском лимане. Рост углеводородокисляющих бактерий отмечен в посевах пелоидов Куяльницкого и Хаджибейского лиманов. Только в этих пелоидах выявлены денитрифицирующие бактерии. Следует отметить, что микробные ценозы исследованных пелоидов отличаются по своим количественным характеристикам. В Куяльницком и Хаджибейском лиманах активно протекал процесс сульфатредукции, о чем свидетельствовало присутствие в них значительных количеств сульфатредуцирующих бактерий.

Таблица 5.10

**Результаты микробиологических исследований пелоидов
Одесского курортно-рекреационного района**

Определяемые микроорганизмы	Место отбора проб			
	Куяльницкий лиман		Хаджибейский лиман	
	КОЕ	Балл	КОЕ	Балл
1	2	3	4	5
Амилолитические	10 ⁶	5	10 ⁷	5
Целлюлозоразлагающие аэробы	-	-	10 ¹	2
Целлюлозоразлагающие анаэробы	-	-	10 ²	2
Маслянокислые	10 ⁶	5	10 ⁷	5
Жирорасщепляющие	10 ²	3	10 ⁴	3
Метанобразующие	-	-	10 ⁵	4
Окисляющие углеводороды керосина	10 ²	2	10 ⁴	5
Аммонифицирующие аэробы	10 ⁶	5	10 ⁶	5
Аммонифицирующие анаэробы, продуцирующие сероводород	-	-	10 ⁵	5

1	2	3	4	5
продуцирующие аммиак	10^6	5	10^6	5
продуцирующие индол	-	-	-	-
Аммонифицирующие анаэробы	10^3	5	10^5	5
продуцирующие сероводород	10^3	5	10^5	5
продуцирующие аммиак	-	-	-	-
Денитрифицирующие	10^1	5	10^1	3
Азотфиксирующие аэробы	10^2	5	10^5	5
Азотфиксирующие анаэробы	10^1	5	10^3	5
Уробактерии	10^1	5	10^6	5
Сульфатредуцирующие	10^7	5	10^7	4
Тионовые	10^1	5	10^1	5
Железобактерии	10^8	5	10^8	5

Одновременно с редукцией сульфатов в водоемах имело место окисление сероводорода до серы и серной кислоты, осуществляемое тионовыми бактериями. Поскольку развитие этой группы не было массовым, они не препятствовали образованию в пелоидах сульфида железа. Аммонифицирующие микроорганизмы в процессе своего развития обогащают пелоиды аминокислотами, сероводородом, аммиаком, аминными основаниями. Аммиак образовывался в лиманах не только при разложении белковых веществ, но и при гидролизе бактериями мочевины. Уробактерии особенно активны в пелоидах Хаджибейского лимана (10^6 клеток на грамм пелоидов).

Сокращению азотного фонда в водоемах содействовало развитие денитрифицирующих бактерий. Однако деятельность азотфиксирующих бактерий компенсировала эти потери.

Процесс распада целлюлозы, зарегистрированный в пелоидах Хаджибейского лимана, не был активным (интенсивность развития целлюлозоразлагающих микроорганизмов 2 балла). Известно, что при процессе образовывается метан, углекислый газ, а также кислоты (уксусная, масляная).

Относительно микроорганизмов, которые регистрировались на плотных питательных средах (табл. 5.11) следует отметить следующее: наиболее многочисленной являлась группа сапрофитных бактерий, которая активно принимает участие в минерализации белковых веществ отмершего планктона и высшей во-

Таблица 5.11

Количество клеток микроорганизмов, зарегистрированных на агаризованных питательных средах при анализе 1 г пеллоидов

Место отбора проб пеллоидов	Группы микроорганизмов					Гетеротрофы – продуценты аминокислот
	Сапрофиты	Спорообразующие	Микромицеты	Актиномицеты		
Қуяльницкий лиман	1000	-	-	-		27
Хаджибейский лиман	1000	1000	1000	-		9

дной растительности. По данным С.И. Кузнецова [20] в водоемах с увеличением загрязнения общее число сапрофитных бактерий возрастает.

Наличие спорообразующих бактерий свидетельствует о присутствии в пелоидах трудноокисляемого вещества. Эти бактерии не зарегистрированы лишь в пробах Куяльницкого лимана. Установлено, что мицелиальные грибы, имеющие мощный ферментативный аппарат, играют важную роль в формировании и жизни биоценоза, активно принимая участие в биологических процессах, которые протекают в водоеме. Там, где существует максимальная концентрация микромицетов, можно наблюдать высокую степень загрязненности. Значительная плотность этой таксономической группы микроорганизмов свидетельствует о насыщенности пелоидов Хаджибейского лимана веществами органического происхождения, занесенными извне. В других пробах микромицеты не выявлены. Гетеротрофная микрофлора, которая продуцирует аминокислоты, выявлена в пелоидах Одесских лиманов.

Как известно (Андреюк Қ.І. та співавт., 2001), изменения водно-солевого, воздушного и питательного режимов, происходящие в почвах, способны вызывать перестройку в соотношении отдельных групп микробного ценоза. Тоже, по-видимому, наблюдается и в отложениях пелоидов. Так, при сравнении высеваемости по годам отмечено различное численное представительство, например, аммонифицирующих бактерий, обогащающих пелоиды протеазами и повышающих концентрацию минеральных азотистых соединений, а также способствующих накоплению фосфорной кислоты, которая является физиологически активным веществом в водной фракции (Абдрахманов А.Р. и соавт., 1997). Тоже прослеживается и у остальных эколого-физиологических групп. Значительно снизилось число сульфатредуцирующих бактерий (*Desulfovibrio desulfuricans*) — продуцентов сероводорода, уменьшилась активность бактерий, вызывающих маслянокислое брожение. В месте с тем, активно развивались тионовые бактерии (*Thiobacillus thioparus*), усваивающие сероводород (рис. 5.1).

Поскольку известно, что антибактериальная активность пело-

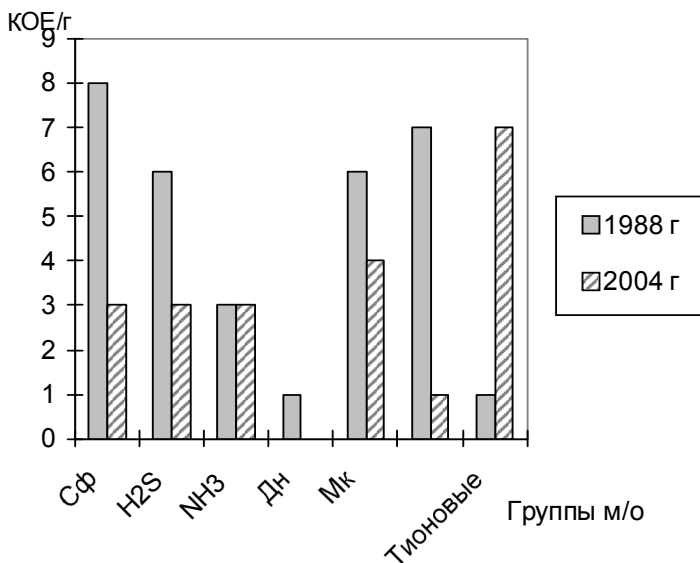


Рис. 5.4 Рост эколого-физиологических групп микроорганизмов в пелоидах Куяльницкого лимана в 1988 и 2004 гг.

идов способствует их самоочищению от потенциально-патогенной и патогенной микрофлоры, в 1975 г. на 170 пробах пелоидов Куяльницкого лимана было проведено определение бактерицидного действия относительно тест-культур *E. coli* (штамм 846) *S. aureus* (штамм 209). У $40,0 \pm 3,7$ % проб пелоидов выявлена способность лизировать золотистый стафилококк, у $38,8 \pm 3,7$ % — способность лизировать кишечную палочку.

Пелоиды Куяльницкого лимана всех обследованных точек обладали способностью лизировать тест-культуры: золотистого стафилококка, кишечной и синегнойной палочек. Пелоиды, отобранные в Хаджибейском лимане, подавляли развитие золотистого стафилококка и кишечной палочки. Во всех образцах выявлены микробы-антагонисты, продукты метаболизма которых, в той или иной мере бактерицидны по отношению к использованным в работе тест-культурам (табл. 5.12).

Эксперименты, направленные на выявление степени бакте-

Таблица 5.12

Спектр бактерицидного действия пелоидов и выделенных из них микробов-антагонистов на различные тест – культуры

Точки отбора	Диаметр зоны лизиса тест-культуры, мм			
	Золотистый стафилококк	Кишечная палочка	Сенная палочка	Синегнойная палочка
Пелоиды Куяльницкого лимана				
т.1	18	22	20	-
т.2	20	18	20	-
т.5	18	20	20	-
т.13	17	20	20	-
т.14	16	18	-	-
т.17	16	18	20	-
Пелоиды Хаджибейского лимана				
т.4	-	-	-	-
т.12	-	-	-	-
т.16	18	-	18	-
т.20	-	-	-	-

рицидного действия пелоидов, путем их заражения кишечной палочкой определенной концентрации (10^6 КУО/мл), показали следующее. Бактерицидное действие пелоидов Куяльницкого лимана начали регистрировать до 21 дня, максимума оно достигло к 42 дням. После автоклавирования пелоидов этого месторождения на протяжении 138 дней кишечная палочка в них оставалась жизнеспособной.

Максимум бактерицидной активности пелоидов Хаджибейского лимана выявлен на 29 день, после автоклавирования она не дала положительных результатов более чем за 140 дней наблюдения.

Разработанный метод определения антибактериального действия пелоидов, основанный на принципе регистрации процесса отмирания популяции тест-микробов (в данном случае кишечной

палочки), позволил в результате математической обработки полученных данных по определенной формуле вычислить индекс бактерицидности пелоидов (ИБП) в процентах. Для каждого из исследованных пелоидов он был разным (табл. 5.13).

Показано, что для терапевтических целей необходимо отбирать пелоиды из тех точек, где существует максимальное проявление эффекта бактерицидности. Применение пелоидов с индексом меньше 4,3 % не рекомендуется, поскольку такой низкий индекс характерен для стерильных пелоидов.

Таблица 5.13

Результаты определения индекса бактерицидности пелоидов (ИБП)

Наименование месторождения	Дата контаминации пелоидов	Количество КУО <i>E. coli</i> в 1 мл	Время отмирания <i>E. coli</i> в днях	ИБП в %
Куяльницкий лиман	29.06.88	10 ⁶	42	14,2
Хаджибейский лиман	26.07.88	10 ⁶	29	20,6

5.2 Санитарно-микробиологическая характеристика рапы и пелоидов

Пелоиды широко применяются при лечении ряда заболеваний, в том числе и таких, этиология которых связана с проникновением в организм болезнетворных микроорганизмов, поэтому в бальнеологии придается большое значение выраженности у пелоидов бактерицидного эффекта.

В качестве антибактериального действия пелоидов, которое определяли по методу С.Ю. Волковой, использовалась величина зоны лизиса тест-культур, образованная вокруг грязевого блока.

Несмотря на то, что пелоиды исследованных проб Куяльницкого лимана владели бактерицидным действием относительно золотистого стафилококка и кишечной палочки, санитарное состояние тех же проб было неудовлетворительным (табл. 5.14). Вероятно, процесс природного самоочищения пелоидов

Санитарно-микробиологическая характеристика исследованных рапы и пелоидов
 Таблица 5.14

Наименование проб, точки отбора	Титр ЛКП, КУО/дм ³	Титр E.coli, КУО/дм ³	Титр перфрингенс, КУО/дм ³	Титр синегнойной палочки, КУО/дм ³	Общее микробное число, КУО/см ³	Заключение о санитарном состоянии
Пелоиды Кузьяницкого лимана						
1	0,4	11,1	0,1	-	5500	неудовл.
2	0,4	11,1	0,1	-	3000	неудовл.
5	0,4	11,1	0,1	-	3000	неудовл.
13	0,4	11,1	0,1	-	5000	неудовл.
14	0,4	11,1	0,1	-	1500	неудовл.
17	0,4	11,1	0,1	-	5000	неудовл.
Пелоиды Хаджибейского лимана						
4	11,1	11,1	0,1	-	500000	удовл.
12	11,1	11,1	0,1	-	500000	удовл.
16	11,1	11,1	0,1	-	500000	неудовл.
20	0,4	4,3	0,1	-	500000	неудовл.
Рапа Хаджибейского лимана						
4	111	111	1,0	-	5800	удовл.
12	4	43	1,0	-	6000	неудовл.
16	43	4	1,0	-	500000	неудовл.
20	6	0,4	1,0	0,4	55500	неудовл.

не успевает преодолеть влияние антропогенного фактора на окружающую среду.

Присутствие в пелоидах Хаджибейского лимана большого числа микромицетов (1000 КОЕ/г) содействовало очищению от санитарно-показательной микрофлоры и пелоиды в некоторых точках отвечали санитарным нормам. Бактерицидность пелоидов этого лимана выявлена не во всех пробах.

Определение численности микробов-антагонистов в пелоидах по методу Й. Сеги в модификации С.И. Николенко как общего показателя ее антибиотического потенциала не дало положительных результатов. На среде Чапека с рН 7,2 происходило активное развитие кишечной палочки, пелоиды ни в одном из разведений не задерживали ее роста. В то же время на среде Чапека с рН 4,0 рост кишечной палочки уже не регистрировался в разведении грязи в 10 и даже в 100 раз. Эти результаты не могут быть достоверными, поскольку в контроле, которым служила сама среда, рост кишечной палочки также не наблюдался. Для окончательного решения о приемлемости данного метода оценки бактерицидного действия пелоидов эксперименты следует продолжить.

В целом гигиеническая оценка водоемов показала соответствие санитарного состояния как пелоидов, так и рапы, за исключением нескольких проб пелоидов, в том числе Куяльницкого лимана.

5.3 Оценка факторов, которые нарушают экосистемы месторождений пелоидов

Экологические проблемы, связанные с состоянием курорто-рекреационных ресурсов, в настоящее время, как и раньше, остры и актуальны. Основные задачи по их решению состоят в устранении источников загрязнения, которые отрицательно влияют на кондиционность природных курортных ресурсов и их рациональное использование.

Границы округа и зон санитарной охраны курорта Куяльник были утверждены Постановлением Совета Министров УССР от

07.03.85 г. № 102 на основании проекта, составленного Львовским филиалом «Діпромiсто». Санитарная охрана курортов направлена на сохранение их природных лечебных ресурсов, а также предотвращение их повреждения, загрязнения и преждевременного истощения.

Кондиционность лечебных ресурсов, в том числе минеральных вод и лечебных грязей (пелоидов), полностью зависит от сурового соблюдения требований, которые предъявляются к зонам санитарной охраны курортов.

Наиболее интенсивным и постоянным источником загрязнения Куяльницкого лимана является стихийная застройка населенных пунктов, расположенных в прибрежной зоне лимана в пределах I-II зон санитарной охраны.

На правом берегу лимана расположены села Котовка, Ковалевка, Ильинка, Старая Еметовка, Севериновка, на левом — Шевченко-3, Шевченко-2, Шевченко-1, Корсунцы, Ильичевка, Красноселка, Кубанка, Новая Кубанка, Ротмистровка, Российская Слобода, Александровка. В прилиманских селах, как и во всех других, канализование отсутствует, неблагоустроены сельские дворы, фермы, навозохранилища, склады минеральных удобрений, кладбища.

В целом, следует отметить, что состояние территории округа санитарной охраны курорта Куяльник и Куяльницкого месторождения пелоидов в настоящее время является неудовлетворительным, что ведет к загрязнению поверхностного стока, который поступает в лиман из его водозаборной площади.

Месторождения лечебных грязей (пелоидов), которые приурочены к Куяльницкому, Хаджибейскому лиманам, в полной мере ощущают на себе влияние поверхностных стоков, которые являются к тому же основным источником их водного питания. Поверхностные стоки поступают в лиман непосредственно со склонов, по оврагам, балкам, а также попадают предварительно в реки, продолжением которых эти лиманы являются — Малый, Большой Куяльник. Все эти реки мелкие, постоянного водотока не имеют. Водоток в них появляется только весной или на период дождей. В последние десятилетия объем поверхностных стоков

значительно сократился в связи с большим количеством сооруженных в балках прудов, что, естественно, сказалось на водном режиме лиманов. Поверхностные стоки, которые осуществляют смыв из окружающей территории, несут в себе разнообразные загрязнения, обусловленные условиями жизни и производственно-хозяйственной деятельностью населения, которое проживает в близлежащей к лиманам местности.

В загрязнении южной части Куяльницкого лимана значительная роль принадлежит также канализационным, промышленным, хозяйственным и бытовым стокам. В лиман поступают промышленные и хозяйственно-бытовые стоки Куяльницкого завода минеральных вод, который находится рядом с курортом Куяльник на юго-западном берегу лимана. В лиман сбрасываются послепроцедурные стоки водогрязелечебницы курорта Куяльник. Все перечисленные стоки загрязнены, главным образом, бактериально, но присутствуют в них и химические загрязнители.

До 1950 г. Хаджибейский лиман был полным аналогом Куяльницкого лимана. В настоящее время пелоиды Хаджибейского лимана не используются в связи с ухудшением их качества и санитарного состояния. Причина ухудшения заключается в том, что с 1950 г. природный водный режим Хаджибейского лимана почти полностью нарушился под влиянием антропогенных факторов.

Гидрологический режим лимана в последние годы обусловлен не природными факторами, к которым относятся осадки, испарение и сток, а в большей мере сбросом очищенных и недостаточно очищенных стоков.

Мероприятия по оздоровлению ресурсов пелоидов юга Украины должны быть направлены на выявление источников их загрязнения и уменьшение антропогенного влияния на их экосистемы.

В целом для оздоровления экосистемы водоемов пелоидов юга Украины необходимо осуществить следующий комплекс мероприятий:

1. Повышение надежности работы сооружений, которые обеспечивают ограничение поступления в открытые водоемы и водостоки неочищенных загрязненных вод.

2. Обеспечить прекращение поступления загрязненных вод в прибрежные акватории и внутренние водоемы.

3. Осуществить комплекс мероприятий в сельском хозяйстве: сокращение применения ядохимикатов, внедрение биологической обработки в полеводстве, строительство типичных складов ядохимикатов, контурное земледелие, переход животноводческих комплексов на сухой метод собирания, строительство навозохранилищ и утилизация навоза, создание прибрежных полос малых рек и их расчистка, строительство малых очистных сооружений в сельской местности.

5.4 Исследования Шаболатского (Будакского) лимана

5.4.1 Оценка состояния экосистемы

Водообмен лимана с морем осуществляется через природные или искусственные промоины (прорвы), образующиеся в результате ветро-волновых явлений либо хозяйственной деятельности человека.

Рыбозапускные каналы существовали по схеме, выработанной еще в прошлом веке. Весной (в апреле-мае) каналы открывали для запуска мальков черноморских кефалей. В конце сентября — начале октября (в зависимости от температуры воды в лимане и в море) каналы открывали для лова кефали до конца ноября [21]. Таких каналов в конце 80-х гг. было по меньшей мере два. Регулярное функционирование каналов не только позволяло использовать водоем для пастбищного выращивания, но и обеспечивало благоприятный гидролого-гидрохимический режим в Шаболатском лимане.

С 1987 до 1991 гг. прозрачность воды лимана в юго-западной части составляла около 2 м. Флора и фауна Шаболатского лимана отличались высоким биоразнообразием и значительной биомассой. По видовому составу фитопланктона и фитобентоса этот водоем был наиболее богатым из всех лимано-лагунов Дунайско-Днестровского междуречья.

Зоопланктонное сообщество лимана насчитывало около 50 видов с преобладанием веслоногих ракообразных, личинок моллюсков и полихет; в конце 80 - начале 90-х гг. его биомасса (без учета гребневика и медуз) достигала 2681 мг/м^3 в весенне-летний период [21, 22].

Шаболатский лиман был также богат запасами кормового бентоса, биомасса которого достигала $430\text{-}2100 \text{ г/м}^2$. Количество видов зообентоса здесь составляло более 40; на некоторых участках дна встречались мощные поселения мидий с биомассой до 1500 г/м^2 (размеры моллюсков составляли 9-12 см по длине).

Основными промысловыми рыбами здесь были: бычки и глосса (аборигенные виды), и заходящие на нагул черноморские кефали и атерина. До начала 90-х годов в уловах присутствовали рыбы пресноводного комплекса — карп, карась. Рыбопродуктивность Шаболатского лимана только по кефали в 60-е годы составляла в среднем $7,1 \text{ кг/га}$, в 70-е — $1,5 \text{ кг/га}$ [12], в начале 90-х — $0,95 \text{ кг/га}$.

В начале 90-х годов, параллельно с началом экономического упадка, функционирование рыбозапускных каналов стало менее регулярным. Канал у Сергеевского моста на протяжении 3-х лет вообще не функционировал. В общей сложности, водообмен лимана с морем уменьшился примерно вдвое, что послужило причиной повышения солености и ухудшения гидрологического режима водоема.

После экологической катастрофы 1991 г. [22] практически полное отсутствие прозрачности вызвало гибель высших цветковых растений, населявших ранее лиман, и погубило мощный бентосный биоценоз, связанный с ними, тем самым, лишив бычка зеленчака естественных нерестилищ. Длительный дефицит кислорода вызвал тотальную гибель мидийных поселений. Помимо мидий, в юго-западной части погибли практически все двухстворчатые моллюски.

Из результатов гидрохимических анализов воды лимана стало известно, что на акватории, расположенной западнее Сергеевского моста, прослеживается десяти - пятидесятикратное превышение допустимого содержания трехвалентного хрома, наличие

фосфорной кислоты ($5 - 310 \text{ мг/дм}^3$), и более чем тридцатикратное превышение допустимого содержания детергентов [21, 22]. Это свидетельствовало о мощном единовременном сбросе. Предположительно, сброшена была специфическая смесь после промывки грязевых танков.

Происшедшие в водоеме изменения привели к обеднению кормовой базы лимана для нагуливающих и аборигенных видов рыб. Вся юго-западная часть была потеряна для нагула кефалей, в результате чего они предпочитали нагул в прилегающей акватории моря. Изменился видовой состав аборигенных видов рыб. Из бычков, которые ранее были представлены четырьмя основными видами (кругляк, ратан, зеленчак, песочник), до 1999 г. возобновил в какой-то мере запасы только кругляк (зеленчак, как упоминалось ранее, потерял основную массу нерестилищ). Глосса встречалась крайне редко. Рыбопродуктивность лимана сильно снизилась даже по сравнению с бедным уловами началом 90-х гг.; в 1994-1995 гг. уловов в лимане вообще не было зарегистрировано.

После относительной нормализации обстановки в Шаболатском лимане, происшедшей в конце 90-х гг. прошлого столетия, водоем в очередной раз был подвержен отрицательному воздействию. В мае 2002 г. на водоеме была произведена совместная экспедиция ОФ ИнБЮМ и ОдО ЮгНИРО. Отмечено, что вода на всей акватории приобрела желтовато-бурый цвет, прозрачность равна 0. Опросы рыбаков на трех рыбопромысловых участках показали, что в лимане с лета 2001 г. возобновились заморы бентосных рыб. Предварительные результаты исследований свидетельствуют о том, что в воде присутствует аномально высокая концентрация органических веществ; зоопланктонное и бентосное сообщества угнетены практически полностью. Биомасса бентоса на большей части акватории равна 0, биомасса зоопланктона ничтожна; наряду с единичными живыми зоопланктерами присутствуют недавно погибшие. Все это говорит об очень плохом качестве воды и грунта лимана.

Отсутствие средств на углубленные исследования качества воды и пелоидов в Шаболатском лимане не позволяют в настоя-

щее время в полной мере оценить обстановку, но даже по предварительным результатам последних анализов можно сказать, что она далеко неблагоприятна.

Однако базы отдыха на побережье лимана, в том числе, и в пгт Сергеевка, активно готовятся к курортному сезону. Вопрос о том, насколько эффективным будет оздоровление людей на берегу такого водоема, местными властями не поднимается. Очевидно, в очередной раз мы наблюдаем приоритет коммерческих интересов над всем остальным. В противном случае уже был бы поставлен вопрос о необходимости срочного проведения всесторонних анализов в водоеме, открытия соединительных каналов на максимально возможный срок и временном прекращении функционирования (до опубликования результатов анализов) деятельности всех курортных комплексов в районе Шаболатского лимана. Необходимо также произвести тщательное расследование источников загрязнения водоема.

Только после проведения всего указанного комплекса мероприятий возможно функционирование оздоровительного комплекса пгт Сергеевка и других домов отдыха и санаториев, в той или иной мере связанных с Шаболатским лиманом [23].

5.4.2 Санитарно-эпидемиологическая оценка состояния приморских рекреационных территорий Одесской области

Перспективы использования богатейшего курортно-рекреационного потенциала области определяются прежде всего возможностью создания оптимальных условий его освоения.

Сложившиеся в настоящее время формы хозяйственного освоения многих перспективных для курортно-рекреационного строительства территорий создают угрозу сохранности ресурсов рекреационного значения.

Одновременное развитие взаимоисключающих народно-хозяйственных комплексов в сочетании с гидрологическими, геохимическими и погодно-климатическими особенностями региона

предопределило формирование ряда негативных социально-экологических последствий.

К ним, прежде всего, относятся деградация источников питьевого водоснабжения, морских, минеральных вод и пелоидов, загрязнение атмосферного воздуха и почвы, формирование эпидемиологически опасных зон.

Область отнесена к первой категории территорий по эпидемиологическому проявлению холеры.

Эпидемиологическая опасность определяется как влиянием организованных источников загрязнения морской среды, так и крайне низкой степенью санитарного благоустройства учреждений отдыха приморских зон.

Застройка курортных зон области была начата в 1956 г. и проводилась хаотично, временными неблагоустроенными учреждениями сезонного отдыха, как правило, не отвечающими каким-либо нормативным требованиям как по планировке территорий, так и по инженерному обеспечению. Так, на наиболее освоенном и перспективном курорте Затока — Каролино-Бугаз, где работают 176 учреждений отдыха, отсутствуют общекурортные инженерные сооружения, дефицит питьевой воды достигает 50 % и более. Локальные очистные сооружения пансионатов «Золотые пески» и кемпинга «Каролино» работают неэффективно, загрязняя Днестровский лиман и почвенные воды.

Вспышки холеры регистрировались в 1986 г. на курорте Каролино-Бугаз, в 1994 г. на Будакской косе на базе отдыха Виноградарь, где вследствие низкой степени санитарного благоустройства и плохого обеспечения водой произошло заражение холерой 18-ти отдыхающих. В 1995 г. зарегистрировано заболевание холерой и вибрионосительство на базах отдыха: «Кооператор Буковины» — 11 чел., «Колос» — 2 чел., «Незабудка» — 1 чел. В Килийской курортной зоне сформировались маляриеопасные заболоченные территории и территории энзоотичные по туляремии.

Курортные зоны Татарбунарского, Килийского, Белгород-Днестровского районов не имеют питьевой воды, учреждения отдыха примитивны, канализованы на выгреба, имеют дворовые неблагоустроенные туалеты и душевые.

В городе Одессе — центре Одесского курортного района — до настоящего времени отсутствует обеззараживание и не достигнуты нормативы по сбросу сточных вод городской канализации в море, не канализована Приморская зона от Лузановки до Черноморки, не реализуются генеральные схемы ливневой канализации.

В существующие ливневыпуски подключены аварийные выпуски хозяйственно-бытовой канализации. В экстремальных условиях (ливни, интенсивное таяние снега) значительная часть загрязнений сбрасывается по указанным ливнеотводам в море (Аркадия, Пересыпь, акватория порта).

Анализ ливневых стоков с различных участков города показал, что они являются мощным источником поступления синтетических поверхностно-активных веществ, углеводородов нефтяного происхождения и бактериального загрязнения. Учитывая тот факт, что значительная часть углеводородов находится в адсорбированном состоянии, ливневые стоки являются источниками стойкого загрязнения морской воды.

Основным источником антропогенного загрязнения прибрежных зон в створе Ильичевск — Каролино-Бугаз является сброс недостаточно очищенных сточных вод г. Ильичевск в районе с. Санжейка.

Интенсификация морских перевозок, произошедших за период 1985-1991 гг., привела к тому, что судовые стоки приобрели большое санитарно-гигиеническое значение в припортовых городах. Их ежегодный объем колеблется от 57 до 100 тыс.куб.м.

Анализ лабораторных исследований морской воды в зоне Одесского залива показал, что существующие условия отведения сточных вод не обеспечивают необходимое качество морской воды в зонах рекреационного водопользования населения. Высокий уровень органического загрязнения является постоянным для воды Одесских общегородских пляжей. Практически 100 % проб морской воды из зоны купания по окисляемости не отвечали гигиеническим требованиям. Такое положение отмечается и по характеру изменения показателя БПК₅.

Бактериальное загрязнение прибрежной зоны моря в течение всего купального сезона превышает допустимые санитарными

правилами нормативы в 5-100 раз и обнаруживалось в 68 % исследованных проб воды.

Установлены количественные зависимости, связывающие уровень загрязнения морской воды бактериями группы кишечных палочек (БГКП) и лактозопозитивных кишечных палочек (ЛКП) с расстоянием от мест сброса сточных вод станции «Южная». Так, на ближайшем к месту выпуска сточных вод пляже «Черноморка» допустимые уровни бактериального загрязнения превышаются по индексу ЛКП в 25 раз, по индексу БГКП – в 145 раз.

Отмечается четкая тенденция к снижению уровня загрязнения морской воды по мере удаления от места выпуска сточных вод, причем нормативные уровни достигаются для ЛКП на расстоянии 10,95 км вдоль побережья (пляж Ланжерон), а по БГКП – на расстоянии 17,78 км.

Удаление глубоководного выпуска на расстоянии 2,3 км в море не обеспечивает выполнение гигиенических требований к условиям отведения сточных вод. Это подтверждается и устойчивым формированием вторичных источников загрязнения донных отложений на удалении от источников более чем на 4-5 км (13 ст. Б.Фонтана). Показатели БПК₅ и содержание в осадках азотистых соединений в створе 13 ст. Большого Фонтана практически не отличаются от значений указанных показателей в районе выпуска. Такая же закономерность имеет место и по содержанию в донных осадках фенолов, нефтепродуктов и фосфатов.

Устойчивость загрязнения подтверждается высокими концентрациями химических веществ и органических соединений в анализируемых пробах донных отложений. Так, максимальные концентрации нефтепродуктов достигают 3800 мг/кг, фенолов – 3,5 мг/кг и фосфатов – 630 мг/кг.

Положение усугубляется сбросами ливневых вод с территории города по существующим ливнеотводам непосредственно на акваторию пляжей Аркадия, 10 и 16 ст. Б.Фонтана. После ливней качество воды на этих пляжах резко ухудшается, превышая нормативы в 100-1000 раз. Нормализация воды после ливней происходит в течение 5-10 дней.

В пределах г. Одессы в морской воде обнаруживаются анти-

гены вируса гепатита А, ротавирусы, энтеровирусы, условно-патогенные микроорганизмы, НАГ-вибрионы, а в отдельные годы вибрионы холеры, сальмонеллы, дизентерийные палочки.

Высокие уровни органического и бактериального загрязнения имеют место и в других зонах отдыха. Это прежде всего относится к зонам отдыха, расположенным в устьевых зонах Дуная (Приморская) и Днестра (Золотые пески). В последнем случае уровень органического загрязнения морской воды и по показателям БПК, и по окисляемости более чем в 10 раз превышал допустимые значения. Уровни бактериального загрязнения превышали нормативы по индексу ЛКП в 60 % исследованных проб воды в районе пляжей Затока и в 30 % на косе К.-Бугаз.

В Килийской зоне отдыха – курорт Приморское сказывается неблагоприятное влияние загрязненных вод Дуная и отработанных ирригационных вод оросительных систем. Зона морской рекреации характеризуется повышенными уровнями органического и бактериального загрязнения, периодически в морской воде обнаруживаются условно-патогенные микроорганизмы и НАГ-вибрионы.

Наиболее благоприятными с гигиенической точки зрения являются морские воды Татарбунарской зоны отдыха (Лебедевка, Рассейка, Катранка). Указанный район максимально удален от организованных источников загрязнения и влияния устьевых зон рек Дуная и Днестра, повышенная бактериальная загрязненность воды отмечается в 15 % исследованных проб.

Как следствие интенсивного органического и бактериального загрязнения прибрежной зоны, значительно увеличивается степень эпидемиологического риска рекреационного водопользования. Проведенная комплексная эпидемиологическая оценка условий рекреационного водопользования показала, что практически все зоны отдыха имеют достаточно высокую степень риска.

На протяжении последних лет систематически запрещается водопользование на пляжах курортной зоны г. Одессы, периодически закрываются пляжи курортов Затока – К.-Бугаз, Санжейка, Грибовка, вследствие аварийных сбросов канализаций курорта К. - Бугаз и г. Ильичевск.

Отсутствие проектов округов и зон санитарной охраны курортов, комплексных схем охраны природы не позволяют определить условия сохранения и перспективы использования природных лечебных ресурсов курортов. Лишь курорт Куяльник имеет утвержденный проект округов зон санохраны. Однако реализация его ведется крайне неудовлетворительно.

Не окончена корректировка устаревших и нереализованных генпланов курортов, разработанных в 70-х годах прошлого века.

На курортных территориях продолжается самовольное строительство и реконструкция учреждений отдыха, при этом полностью упускаются вопросы водоснабжения и канализования курортных территорий, а последующие попытки решить эту проблему не имеют финансового, материально-технического обеспечения и нормативных инженерных решений.

В сложившейся экономической ситуации принятые органами власти распорядительные документы по прекращению загрязнения прибрежной зоны моря не выполняются, прогноз санитарного и экологического состояния рекреационных зон продолжает оставаться неблагоприятным, особенно в пределах гг. Одессы и Ильичевск.

Учитывая неблагоприятную санитарно-эпидемическую ситуацию и прямую угрозу здоровью отдыхающих, госсаннадзором области в 1997 г. были приняты меры по запрещению эксплуатации 464-х баз отдыха, однако, реализовать эти меры удалось лишь частично.

Популярность Одесских курортов для отдыхающих не только Украины, но стран СНГ делает нереальными все запреты. Большинство баз отдыха были открыты самовольно.

Запрет на функционирование рекреационных зон, снижая степень эпидриска, не позволяет использовать их оздоровительный потенциал.

Поэтому, для использования курортно-рекреационных территорий необходимо прекратить загрязнение морской среды, создать надежные системы водоснабжения, отведения и очистки сточных вод курортной зоны, привести к нормативам степень бла-

гоустройства учреждений отдыха. Это задачи, для полного разрешения которых требуются огромные средства и длительное время, особенно для рекреационных территорий г. Одесса и Ильичевск. К ним относятся: реконструкция и расширение Одесской и Ильичевской горканализации, реализация генсхем ливневой канализации и санитарной очистки, решение вопроса отведения дренажных вод.

Необходимость выполнения этих мероприятий не вызывают сомнений, однако даже перспектива их реализации не определена, принимаемые решения остаются не выполненными.

В этих условиях целесообразно обратить внимание на освоение зон отдыха Затока, Каролино-Бугаз, Лебедевка, Приморское, имеющих достаточно сохранившиеся природные лечебные ресурсы.

Необходимо откорректировать генеральные планы застройки курортных зон с разработкой проектов округов и зон санохраны в условиях сложившейся социально-экономической и экологической ситуации.

Следует произвести перерегистрацию учреждений отдыха и делить их перспективность по степени благоустройства. В первую очередь, необходимо решить вопросы водоснабжения курортных зон доброкачественной питьевой водой с использованием современных доочистных и опреснительных установок.

Надлежит детально изучить вопрос обеспечения очистки сточных вод на локальных очистных сооружениях для существующих учреждений отдыха, имеющих необходимый уровень благоустройства зданий, что позволило бы снизить эпидемиологическую опасность возникновения острых кишечных инфекций в курортных зонах области и положительно решить вопрос их дальнейшей эксплуатации.

Курортные зоны области должны функционировать и использоваться по их прямому назначению — восстанавливать, сохранять и укреплять здоровье населения Украины [24].

5.4.3 Исследования рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана

По результатам НИР, которая датируется 1982 г. [25, 26], работы по детальной разведке месторождения пелоидов Будакского лимана позволили выяснить их качественную и количественную характеристики. Отложения Будакского лимана являются слабосульфидными низко- и среднеминерализованными хлоридными магниево-натриевыми иловыми пелоидами. Месторождение представлено двумя залежами: собственно Будакское, площадью 16,75 км² со средней мощностью 0,2 м и Шаболатское, площадь которого составляет 2,62 км², а средняя мощность 0,32 м. Общая площадь месторождения пелоидов составляет 19,37 км². Пелоиды Будакского лимана характеризуется физико-химическими свойствами, которые в целом отвечают требованиям, предъявляемым к лечебным грязям (пелоидам). Исключением является показатель засоренности механическими частицами диаметром больше $0,25 \cdot 10^{-3}$ м в виде песка и ракушек, что значительно превышает предусмотренную требованиями норму. Вследствие высокой засоренности пелоиды могут использоваться в лечебных целях только после предварительной очистки.

Запасы пелоидов месторождения Будакского лимана подсчитаны в количестве 4,19 млн. м³, в том числе 3,35 млн. м³ по Будакским залежам и 0,84 млн. м³ — по Шаболатским. Максимальные мощности пелоидов приурочены к Шаболатским залежам, которые в этом смысле наиболее удобны при эксплуатации месторождения и могут быть рекомендованы для первоочередной разработки.

Необходимым условием использования пелоидов в лечебных целях является их удовлетворительное санитарное состояние. Как показали санитарно-бактериологические исследования, юго-западная и северо-восточная части месторождения неудовлетворительны в санитарном отношении. Дело в том, что в последние годы длится интенсивное рекреационное освоение территории Будакского лимана. На берегах лимана, в юго-западной и северо-восточной части, строятся новые и расширяются старые уже

существующие курортные комплексы. Пересыпь лимана широко используется для летнего отдыха. Все это неблагоприятно сказывается на санитарном состоянии лимана и отложений. Помимо этого, загрязнение лимана происходит в результате смыва отходов животноводческих ферм и кефалевого хозяйства, расположенных на его северо-западном берегу.

Согласно «Положению о санитарной охране курортов и местностей лечебного значения» месторождения пелоидов должны сохраняться и содержаться как заповедники гидроминеральных ресурсов. На них устанавливаются три зоны санитарной охраны.

Кроме установления зон санитарной охраны, с целью постоянного контроля качества пелоидов, необходимо организовать систематические круглогодичные наблюдения на месторождении: метеорологические, гидрогеологические, физико-химические и санитарно-бактериологические. Последние проводятся не реже 1 раза в месяц.

После разработки и утверждения границ округа и зон санитарной охраны месторождения пелоидов Будакского лимана в пределах границ округа необходимо провести необходимые мероприятия по перестройке территории, поскольку без этого соблюдение требований зон санитарной охраны невозможно.

Таким образом, при выполнении перечисленных предложений и рекомендаций, эксплуатация и использования грязевого месторождения пелоидов Будакского лимана станут значительно более рациональными и эффективными.

В соответствии с Приказом МЗ Украины от 06.09.2003 г. № 243 [12, введение] лечебное применение природных лечебных ресурсов, в том числе пелоидов, обосновывается комплексом доклинических исследований и клинических испытаний, по результатам которых разрабатывается медицинское (бальнеологическое) заключение, Инструкция о практическом использовании в лечебной практике.

Украинским научно-исследовательским институтом медицинской реабилитации и курортологии выполнена современная оценка качества и ценности пелоидов Шаболатского и Будакского лиманов.

Установлено, что грязевые залежи, которые распространены на дне водохранилища, в целом повторяют форму лиманов. Мощность залежей колеблется от 0,1 до 0,7 м. Максимальные мощности находятся в северо-восточной части — Шаболатском лимане. Эксплуатационные запасы пелоидов Будакского и Шаболатского лиманов составляют 2892 тыс. м³ и согласно постановлению Кабинета министров Украины от 11.12.1996 г. № 1449 [27]. Месторождение внесено в перечень водных объектов, которые отнесены к категории лечебных.

Пункты обследования залежей пелоидов Шаболатского лимана тт. 1, 2 и 3 расположены по осевой линии лимана в направлении с севера на юг, Будакского — (тт. 2/1, 2/2, 2/3, 2/4, 2/5) расположены в северо-восточной части лимана, которая прилегает к Шаболатскому лиману.

По физико-химическим показателям иловые пелоиды Шаболатского и Будакского лиманов относятся к среднеминерализованным, слабосульфидным, среднесульфидным и отвечают требованиям, предъявляемым к качеству пелоидов.

Для выявления антропогенного влияния определяли содержание тяжелых металлов (хром, кадмий, медь, свинец, цинк) которые не превышали фоновое содержание в почве.

Экспериментальные исследования влияния рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана на организм лабораторных животных (белые крысы) [28, 29] показали следующее.

Рапа Будакского лимана при наружном применении оказывала негативное влияние на состояние подопытных животных, что указывает на невозможность ее применения в медицинских целях. Вместе с тем, курсовое наружное применение рапы Шаболатского лимана безопасно для организма, не оказывает существенного влияния на функциональное состояние ЦНС крыс, стимулирует выводящую и ионорегулирующую функции почек и направлено на поддержку гомеостаза в организме животных, о чем свидетельствуют колебания электролитного баланса в границах физиологической нормы. На основании полученных данных дана прогнозная оценка возможности применения рапы Шаболатского лимана в медицинских целях после проведения клинических

испытаний [28].

Прогнозная оценка пелоидов лимана позволила оценить их общее действие на организм экспериментальных животных, исключить опасные (Шаболатский лиман) и определить направление дальнейших исследований. Экспериментальные исследования, проведенные в условиях курса аппликационных процедур, уточнили механизмы действия пелоидов Будакского лимана, которые оказывают успокаивающее влияние на центральную и вегетативную нервную системы, при этом влияние пелоидов из одной точки более выражено, а пелоиды из другой точки стимулируют мочеобразование. Сделан вывод, что наиболее перспективными для дальнейших испытаний являются пелоиды Будакского лимана [29].

Раздел 6

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РАПЫ И ПЕЛОИДОВ ЛИМАНОВ

6.1 Результаты исследований рапы

6.1.1 Физико-химические исследования

Для оценки современного состояния рекреационного и бальнеологического потенциала Шаболатского (Будакского), Куяльницкого, Хаджибейского лиманов и лимана Бурнас ГУ «Украинский НИИ медицинской реабилитации и курортологии МЗ Украины» проведены исследования химического состава и санитарно-химических показателей рапы лиманов в рамках эколого-гигиенического мониторинга этих водных объектов.

Комплекс исследований рапы включал:

- экспедиционные выезды на лиманы (март-сентябрь 2010-2012 гг.) с отбором проб рапы для стационарных исследований [1];
- стационарные физико-химические исследования основного макросостава рапы лиманов (гидрокарбонат, карбонат-ионов, хлориды, сульфаты, кальций, магний, натрий + калий), санитарно-химических показателей (нитрат-, нитрит-ионы, ионы аммония), содержания нормируемых компонентов (фтор, мышьяк, свинец, цинк, селен, уран, кадмий, медь, ртуть, стронций, фенолы), содержания биологически активных компонентов и соединений (йод, бром, кремний, органический углерод) [2-9];
- санитарно-химические исследования рапы (определение содержания фенолов, пестицидов, нефтепродуктов) [10-12].

Шаболатский (Будакский) лиман — водоём в северо-западной части Чёрного моря с уникальным сочетанием климатических, грязевых и бальнеологических ресурсов с мало освоенным побережьем.

Комплекс источников питания лимана (грунтовые воды, пре-

сноводный Днестровский лиман, морская вода) обуславливает химический состав вод лимана, который заметно отличается от состава черноморской воды в прилежащей акватории.

Главным рекреационным ресурсом лимана являются пелоиды (иловые сульфидные), запасы которых оцениваются в 4,2 млн. м³. Самая большая мощность залежи пелоидов наблюдается вблизи пгт Сергеевка в Аккембетском заливе. Для лечения и оздоровления пелоиды используются в комплексе с лиманной рапой, которая в разных частях лимана имеет несколько различный химический состав.

По органолептическим показателям рапа лимана — без запаха, прозрачная, бесцветная, горькосолёная. Значение рН в интервале 7,35-8,6 ед. рН.

По своему составу и минерализации рапа хлоридная натриевая высокой минерализации. Общая минерализация рапы Шаболатского лимана (т.1) находится в интервале 10,37-14,41 г/дм³, Будаковского лимана (т.2) — 10,71-15,81 г/дм³, Будаковского лимана (т.3) — 11,02-14,85 г/дм³.

Следует отметить общую закономерность снижения общей минерализации рапы лимана в июле-августе (10,37-11,53 мг/дм³) по сравнению с июнем и сентябрём (14,24-15,81 мг/дм³). Соответственно в эти же сроки отмечается более низкое содержание хлорид-ионов и ионов натрия как основных, формирующих макросостав рапы (хлорид-ионы 87-89 экв.%, ионы натрия и калия 77-79 экв.%). Содержание ионов магния достигает 17-19 экв.%, сульфат-ионов 8-10 экв.%, других макрокомпонентов (кальций, гидрокарбонат-ионы) — незначительно.

В рапе лимана выявлены специфические биологически активные компоненты и соединения, такие как йод, бром, ортоборная кислота, метакремниевая кислота, железо, вместе с тем содержание их не достигает бальнеологических норм. Для рапы лимана характерным является присутствие значимых концентраций брома (7,84-16,64 мг/дм³, при бальнеологической норме 25,0 мг/дм³).

Куюльницкий лиман — лиман на северо-западном побережье Чёрного моря, расположенный к северу от Одессы. Отделён от моря песчаной пересыпью шириной до 3 км. В лиман впадает

речка Большой Куяльник. Когда-то на месте Куяльницкого лимана располагалось устье реки Большой Куяльник. Со временем устье превратилось в залив Чёрного моря, а затем с отложениями речного и морского песка сформировалась пересыпь и залив превратился в лиман. Отделение от моря произошло приблизительно в XIV столетии, значительно позже, чем отделение расположенного поблизости Хаджибейского лимана. Об этом можно судить хотя бы по тому, что пересыпь у Куяльника втрое уже, чем у Хаджибея. На юго-восточном берегу лимана расположен курорт «Куяльник». За последнее время пелоидные системы Куяльницкого лимана претерпели значительные изменения, которые обусловлены как непрерывно протекающим процессом пелоидообразования и колебаниями гидрологического режима водоёма, так и постоянной эксплуатацией залежи пелоидов в южной части лимана. Отсутствие водообмена с морем сформировало гипергалинную среду Куяльницкого лимана.

Катастрофически понизился его уровень летом 2012 г. Самая главная опасность заключается в том, что темпы обмеления Куяльницкого лимана резко ускорились. Если в прошлые годы лиман мелел ежегодно примерно на 5-6 см, то в 2012 г. уровень понизился на 21-23 см. Это очень серьёзные изменения, ведущие к крайне негативным последствиям.

Рапа Куяльницкого лимана — без запаха, прозрачная, горькосолёная. Значение рН — 7,40 ед. рН. По своему составу и минерализации рапа является йодо-бромным хлоридным магниевонатриевым рассолом. Содержание таких специфических биологически активных компонентов и соединений, как йод и бром, в рапе лимана превышает бальнеологические нормы и составляет: йод — 7,60 мг/дм³ (бальнеологическая норма — 5,0 мг/дм³); бром — 230,40 мг/дм³ (бальнеологическая норма — 25 мг/дм³), что позволяет характеризовать рапу Куяльницкого лимана как йодо-бромный рассол. Оптимальная солёность лимана составляет 150-160 г/дм³. За период исследований 2005-2007 г.г. минерализация рапы колебалась от 102,77 г/дм³ до 157,01 г/дм³, в августе 2011 г. общая минерализация рапы Куяльницкого лимана составила 180,76 г/дм³, что свидетельствовало о нестабильности гидрологического режима водоёма. На протяжении весны-лета

2012 г. солёность рапы Куяльницкого лимана резко увеличилась. В августе 2012 г. минерализация рапы составила 360-365 г/дм³, т.е. возросла в 2,5 раза. Высокая солёность рапы приводит к нарушению процессов пелоидообразования, гибели аутохтонной микрофлоры. По существу рушится экосистема, сформировавшая знаменитый Куяльницкий лиман. Понижение уровня лимана ведёт к образованию соляной корки, что, в свою очередь, провоцирует создание условий засоления почв по прибрежным территориям. Необходимо соблюдение зон санитарной охраны курорта Куяльник, утверждённых ещё Постановлением Совета Министров СССР от 7 марта 1985 года, принятие государственной программы спасения Куяльницкого лимана. Этот уникальный бальнеологический объект может быть потерян в ближайшие годы, если не будут приняты комплексные и экстренные меры по его спасению.

Хаджибейский лиман — лиман на северо-западном побережье Чёрного моря. Лиман закрытого типа, от моря отделён Куяльничко-Хаджибейской пересыпью шириной около 4,5 км. Дно лимана на глубине от 2 м покрыто слоем чёрного ила. В Хаджибейский лиман впадает речка Малый Куяльник. Гидрологический режим лимана также зависит от сброса вод со станции биологической очистки «Северная», которые составляют 150-170 млн. м³ в год (четверть объёма лимана), что неблагоприятно сказывается на качестве рапы. В ней повышается концентрация вредных веществ, уменьшается солёность, появляется неприятный запах.

Экологическая ситуация на Хаджибейском лимане зависит и от введения в эксплуатацию глубоководного выпуска сточных вод от станции биологической очистки «Северная». Проект глубоководного выпуска предполагает, что все стоки уйдут в открытое море в 4 км от берега. Вместе с тем, специалисты считают, что сняв проблему загрязнения лимана, можно получить новую, поскольку сточные воды сегодня являются основным источником поступления воды в Хаджибей, ручьи и реки, которые питали его ранее, пересохла. Поэтому вопрос эколого-гигиенического мониторинга этого лимана чрезвычайно важен.

Органолептические характеристики пробы воды Хаджибейского лимана — вода без запаха, прозрачная, бесцветная, слабосоленая. Значение рН — 7,90 ед. рН.

По своему составу и минерализации вода Хаджибейского лимана сульфатно-хлоридная магниевая-натриевая малой минерализации. Общая минерализация воды Хаджибейского лимана составила 3,61 г/дм³.

Содержание специфических биологически активных компонентов и соединений (йод, бром, метакремниевая кислота, ортоборная кислота) в воде лимана не достигает бальнеологических норм.

Лиман Бурнас — солёноводный лиман, расположенный в Тарбунарском районе Одесской области. Солёность лимана приблизительно вдвое выше, чем Чёрного моря. Лиман соединён с морем каналами. Длина лимана — около 7 км, ширина — от 1 до 3 км. На севере Бурнас соединён с озером Солёное, на юго-западе — с озером Курудиол. Питание лимана осуществляется от Чёрного моря, а также водами речки Алкалия, которая впадает в озеро Солёное.

Отложения пелоидов лимана Бурнас — чёрные и тёмно-серые илы, хорошей липкости, с запахом сероводорода.

По органолептическим показателям рапа лимана — без запаха, прозрачная, бесцветная, горькосоленая. Значение рН в интервале 7,6 — 8,2 ед. рН.

По своему составу и минерализации рапа является бромной хлоридной натриевой высокой минерализации.

Общая минерализация рапы лимана Бурнас во всех точках отбора стабильная с незначительными колебаниями в интервале 31,87-32,59 мг/дм³. Основными ионами макрокомпонентного состава являются хлорид-ионы (87-88 экв. %), ионы натрия и калия (78 экв. %), ионы магния (18-19 экв. %), сульфат-ионы (11-12 экв. %). Содержание гидрокарбонат-ионов и ионов кальция незначительно.

В рапе лимана содержание брома выявлено в концентрациях 42,77-45,44 мг/дм³, что превышает бальнеологическую норму для этого биологически активного компонента (25,0 мг/дм³) и позволяет

относит рапу лимана к бромным, содержание ортоборной кислоты значительно (25,94-34,59 мг/дм³) и приближается к бальнеологической норме (35,0 мг/дм³), содержание других специфических биологически активных компонентов и соединений, таких как йод, метакремниевая кислота, железо не достигает бальнеологических норм.

6.1.2 Санитарно-химические исследования

Использование рапы лимана как бальнеологического средства для наружного применения либо для разведения пеллоидов возможно лишь при условии соответствия её характеристик действующим гигиеническим требованиям и нормативам качества. Сегодня в Украине требования к лечебным минеральным водам регламентируются ГСТУ 42.10-02-96 «Води мінеральні лікувальні. Технічні умови» [13]. Действие этого стандарта распространяется на природные подземные минеральные воды, при их как внутреннем, так и наружном применении. Аналогичный документ на лечебные воды поверхностных водоёмов сегодня не разработан. Гигиенические требования и нормативы качества поверхностных вод регламентируются СанПиН 4630-88 [88, раздел 2].

По результатам исследований нормируемые компоненты и соединения в основном количестве проб рапы лиманов содержатся в концентрациях, не достигающих предельно допустимых, или их содержание — ниже предела обнаружения методики определения. Это такие показатели как нитрат-, нитрит-ионы, ионы аммония; металлы: стронций, хром, цинк, свинец, медь, ванадий, кадмий, ртуть; мышьяк, селен; фтор; уран, радий; фенолы.

Повышенное содержание нитрит-ионов (4,63 мг/дм³ при ПДК для этого компонента 2,0 мг/дм³) выявлено в пробе воды Хаджибейского лимана. В этой же пробе также выявлено наибольшее содержание нитрат-ионов и значительное содержание ионов аммония. Присутствие ионов аммония выявлено также в пробах Шаболатского (Будаковского) лимана, отобранных в июле-сентябре. Следует также отметить, что содержание таких

металлов как цинк, свинец, медь, хром в пробах рапы Шаболатского (Будакского) лимана в ходе мониторинга 2011-2012 гг., хотя и не достигает соответствующих ПДК, но практически на порядок превышает значения, выявленные в этих же точках отбора в 2010 г.

В ряду приоритетных стойких органических загрязнителей окружающей среды особое место занимают хлорорганические соединения. Прежде всего — это хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы и полихлорированные дибензодиоксины. Сложность санитарно-гигиенического контроля этих соединений вызвана как необходимостью проведения аналитических измерений при очень низком уровне концентраций, так и проблемой их количественного извлечения из анализируемого объекта.

Выполнен помесечный мониторинг хлорорганических пестицидов, таких как линдан (1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан), гептахлор (1,4,5,6,7,8,8-гептахлор-4,7-эндометилен-3а,4,7,7а-тетрагидроинден), ДДЕ, ДДД (1,1,1-трихлор-2,2-бис-(4-хлорфенил)-этан), ДДТ (дихлордифенилтрихлорэтан). Хлорорганические пестициды — хлорпроизводные многоядерных углеводородов (ДДТ), циклопарафинов (гексахлорциклогексан), соединения диенового ряда (гептахлор), алифатических карбоновых кислот (пропанид) и др.

Важной особенностью большинства хлорорганических соединений является стойкость к действию различных факторов окружающей среды (температура, солнечная радиация, влажность и др.) и увеличение концентрации их в последующих звеньях биологической цепочки (например, содержание ДДТ в гидробионтах может превышать содержание его в воде на один-два порядка).

Основным источником поступления пестицидов в водные объекты является поверхностный сток талых, дождевых и грунтовых вод с сельскохозяйственных земель, коллекторно-дренажные воды, которые сбрасываются с орошаемых территорий. Пестициды также могут попадать в водные объекты во время их обработки для избавления от нежелательных гидро-

бионтов, со сточными водами промышленных предприятий, вырабатывающих ядохимикаты, обработки полей пестицидами при помощи авиации, при неадекватном хранении. Несмотря на значительное количество попадания пестицидов в водную среду и их стойкость, содержание их в природных водах относительно мало из-за быстрой кумуляции пестицидов гидробионтами и отложения в илах. Коэффициенты кумуляции составляют от 3-10 до 1000-500000 раз.

В исследованных пробах рапы Шаболатского (Будакского) лимана содержание пестицидов значительно ниже ПДК, регламентируемых СанПиН 4630-88 и находится на пределе обнаружения методики: линдан < 0,00016; гептахлор < 0,00023; ДДЕ < 0,00049; ДДД < 0,00069; ДДТ < 0,00107. Необходимо проведение мониторинга этих объектов на протяжении более длительного времени и доработка методики для снижения предела обнаружения.

Содержание нефтепродуктов в воде Шаболатского (Будакского) лимана при мониторинге 2010-2012 гг. колеблется значительно. Так, в пробах, отобранных в июне и сентябре 2010 г., содержание нефтепродуктов составило < 0,005 мг/дм³ (только в т.3 в сентябре определено 0,04 мг/дм³). Вместе с тем в пробах, отобранных в июле-августе того же года, содержание нефтепродуктов составляет от 0,05 мг/дм³ (т.3) до 0,10-0,16 мг/дм³ (т.2) и более до 0,22 мг/дм³ (т.3). Максимальное содержание нефтепродуктов (0,61 мг/дм³) выявлено в пробах Шаболатского лимана (т.1) и Будакского лимана (т.2), отобранных в марте 2011 г., при отборе в апреле и июле содержание нефтепродуктов значительно ниже (0,017-0,036 мг/дм³), в пробах, отобранных в сентябре — < 0,005 мг/дм³. Эти данные свидетельствуют о наличии источника периодического загрязнения, возможен сброс бытовых и промышленных сточных вод в связи с отсутствием канализования баз отдыха и наличием на берегу лимана битумно-асфальтового предприятия.

Наименее загрязнены по этому показателю пробы рапы Будакского лимана (т.3). В Куяльницком и Хаджибейском лиманах содержание нефтепродуктов незначительно и составляет

0,007 мг/дм³ и 0,009 мг/дм³ соответственно, в лимане Бурнас содержание нефтепродуктов < 0,005 мг/дм³.

Поверхностно-активные вещества в водах лиманов содержатся в концентрациях, меньших предела обнаружения методики, необходим дальнейший мониторинг по этому показателю на протяжении длительного времени.

Оценка и классификация воды базируется на системе контрольных показателей, с которыми сравнивается качество исследуемой воды. Однако практически невозможно создать контрольную базу для всех параметров качества воды. Поэтому чаще всего оценки и классификация качества воды базируются на отдельных критериях, которые являются показателями самых чувствительных процессов загрязнения воды.

Одной из наиболее используемых методик комплексной оценки является методика оценки качества по индексу загрязнения воды (ИЗВ) [14]. Расчёт ИЗВ проводится по определённому числу ингредиентов. Определяется среднее арифметическое значение результатов химических анализов по каждому из показателей и сравнивается с их предельно допустимыми концентрациями.

ИЗВ рассчитывается по уравнению:

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ГДК}_i}$$

где n - количество показателей качества воды;

C_i – средняя концентрация одного из показателей качества воды;

ПДК_i – предельно допустимая концентрация каждого из показателей качества воды.

По величинам рассчитанных ИЗВ выполняется оценка качества воды. При этом выделяются такие классы качества воды:

№№	Характеристика воды	ИЗВ
1	очень чистая	< 0,3
2	чистая	0,3 — 1
3	умеренно загрязнена	1 — 2,5
4	загрязнена	2,5 — 4
5	грязная	4 — 6
6	очень грязная	6 — 10
7	чрезвычайно грязная	> 10

ИЗВ для рапы Шаболатского (Будакского) лимана при расчёте по таким показателям как содержание нитрат-, нитрит-ионов, ионов аммония; металлов (стронций, хром, цинк, свинец, медь, ванадий, кадмий, ртуть); пестицидов и нефтепродуктов составил 0,37, что позволяет характеризовать воду лимана как чистую (2010 г.). Однако по данным мониторинга состояния Шаболатского (Будакского) лимана на протяжении 2011-2012 г.г. по ИЗВ лиман умеренно загрязнён.

По ИЗВ можно характеризовать лиман Бурнас как очень чистый, Хаджибейский лиман — загрязнён.

Результаты физико-химических и санитарно-химических исследований рапы подтверждают необходимость проведения постоянного эколого-гигиенического мониторинга лиманов Одесской области для комплексной и объективной оценки состояния этих важных природных объектов. Необходимо проведение максимально возможно расширенного эколого-гигиенического мониторинга состояния лиманов с разработкой «эколого-гигиенического паспорта» лимана и рекомендаций по минимизации рисков их загрязнения. Это позволит сформировать окончательный перечень приоритетных показателей безопасности рапы и пелоидов. Число веществ, попадающих в окружающую среду в результате хозяйственной деятельности человека, неуклонно растёт. Одновременно расширяется перечень нормируемых компонентов, контроль за содержанием которых в объектах окружающей среды является обязательным. Для обеспечения надёжного химико-экологического контроля требуется усовершенствование

существующих методик определения отдельных органических загрязнителей и разработка новых унифицированных методик, охватывающих широкий спектр анализируемых компонентов.

6.2 Результаты исследований пелоидов

Исследования пелоидов проводили в соответствии с общепринятыми методами их контроля [15].

6.2.1 Физико-химические свойства пелоидов

Иловые сульфидные системы в большинстве случаев представляют собой природные поверхностные образования, которые особенно чувствительны к различным изменениям окружающей среды.

Отложения пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана представлены илами, хорошей липкости, с запахом сероводорода.

Значение рН пелоидов колеблется в пределах 7,10-7,45 ед. рН, то есть характеризуется слабощелочной реакцией. Отрицательные значения Eh (от -250 до -350 мВ) свидетельствуют о наличии восстановительных процессов в отложениях.

Содержание сероводорода колеблется в пределах 0,020 - 0,083 мг/дм³.

Значения массовой части влаги находятся в пределах, допустимых для иловых сульфидных систем (40 – 75 %). В пелоидах отмечается прямая корреляционная зависимость между массовой частью влаги и теплоемкостью пелоидов. Так, в т.1 в июне 2010 г. при массовой части влаги 58,61 % удельная теплоемкость составляет 2,80 кДж/кг · °К, в той же точке в августе 2010 г. 65,26 % и 3,03 кДж/кг · °К соответственно.

Значения объемного веса пелоидов, которое выражается «неустроенностью» укладки зерен осадка, находятся в пределах 1,30 (т.1) – 2,96 (т.3).

Значение напряжения сдвига обезвоженного осадочного ма-

териала зависит от сил молекулярного притяжения, которые возникают между молекулами воды и частицами осадка, во-первых, и молекулами воды и поверхностью тела, которое сталкивается с пелоидами, во-вторых. Значение напряжения сдвига пелоидов колеблется от 367,87 (т.2) до 919,69 Па (т.1).

Пластично-вязкие свойства пелоидов определяются липкостью, значение которой в исследованных пелоидах находятся в пределах 735,92 (т.3) – 1249,68 Па (т.3).

По содержанию частиц диаметром более $0,25 \cdot 10^{-3}$ м исследованные образцы не отвечают требованиям, которые предъявляются к пелоидам (3 %), их содержание составляет 3,45 (т.1) – 14,25 % (т.3).

Общее содержание органических веществ колеблется от 1,40 (т.2) до 3,27 % (т.2).

Таким образом, исследованные иловые сульфидные пелоиды Шаболатского (Будакского) лимана по своим физико – химическим свойствам отвечают требованиям, которые предъявляются к пелоидам, за исключением засоренности частицами диаметром более $0,25 \cdot 10^{-3}$ м.

Значение рН пелоидов Куяльницкого лимана – 6,70 ед. рН (слабокислая реакция), Хаджибейского лимана – 7,70 ед. рН (слабощелочная реакция), лимана Бурнас колеблется в пределах 7,40 – 7,75 ед. рН, то есть характеризуется слабощелочной реакцией. Отрицательные значения Еh свидетельствуют о наличии восстановительных процессов в илах всех лиманов.

Самое большое содержание сероводорода выявлено в пелоидах Хаджибейского ($0,14$ мг/дм³) и Куяльницкого ($0,14$ мг/дм³) лиманов. Содержание сероводорода в пелоидах лимана Бурнас значительно ниже и колеблется в пределах $0,036$ (т.4)- $0,097$ (т.1) мг/дм³.

Значения массовой части влаги находятся в пределах допустимых для иловых сульфидных систем (29 – 36 %). В пелоидах отмечается прямая корреляционная зависимость между массовой частью влаги и теплоемкостью пелоидов.

Значение напряжения сдвига самое большое в пелоидах Куяльницкого лимана — 735,75 Па. Во всех пробах пелоидов лима-

на Бурнас и Хаджибейского лимана этот показатель находится в пределах от 429,19 до 490,50 Па (т.4 лимана Бурнас).

Самыми большими значениями липкости характеризуются пелоиды лимана Бурнас – 971,97 Па (т.1,3,4), значение этого показателя для пелоидов Куяльницкого лимана составляет 902,55 Па.

По содержанию частиц диаметром более $0,25 \cdot 10^{-3}$ м пелоиды т.1 и 3 лимана Бурнас и Куяльницкого лимана отвечают требованиям, которые предъявляются к пелоидам (не более 3 %), для т. 2 и 4 лимана Бурнас и Хаджибейского лимана их содержание несколько превышает это значение и составляет 3,56 (Хаджибейский лиман) – 4,49 % (т.4 лимана Бурнас).

Общее содержание органических веществ является самым большим в пелоидах Куяльницкого лимана – 0,98 %, наименьшим в пелоидах Хаджибейского лимана – 0,26 %, а в лимане Бурнас колеблется от 0,33 (т.1,4) до 0,52 % (т.3).

Таким образом, исследованные иловые сульфидные пелоиды Куяльницкого лимана и лимана Бурнас по своим физико – химическим свойствам отвечают требованиям, которые предъявляются к пелоидам.

6.2.2 Состав растворов пелоидов

Раствор пелоидов представляет собой метаморфированную воду лимана, которая изменила свой состав под влиянием ряда биохимических и физико-химических параметров.

Состав жидкой части пелоидов отвечает напрямую интенсивности процессов, которые в них проходят. Большое значение для химического состава раствора пелоидов имеет характер взаимодействия между твердой и жидкой фазами, а также содержание и состав органического вещества. Между твердой и жидкой фазами осадка, содержанием отдельных компонентов фаз в среде пелоидов устанавливается динамическое равновесие.

Раствор пелоидов исследованных проб Шаболатского лимана (т.1) характеризуется хлоридным магниево-натриевым составом с общей минерализацией 21,11 г/дм³, а Будакского лимана –

хлоридным натриевым составом с общей минерализацией 17,34 (т.3) – 18,99 (т.2) г/дм³.

pH растворов пелоидов колеблется в пределах 7,70 (т.3) – 7,85 ед. pH (т.2). Анализируя полученные данные, следует отметить, что pH растворов пелоидов ниже pH отложений пелоидов, что объясняется суспензионным эффектом.

Различие pH отложений пелоидов (0,60 – 0,65 ед. pH) и отжатых из них растворов можно объяснить, исходя из особенностей минерального и гранулометричного состава осадков. Известно, что дисперсные частицы глинистых минералов хорошо адсорбируют катионы из растворов.

В случае связывания ионов водорода поверхностью дисперсных минеральных частиц содержание ионов водорода в растворе будет снижаться, а pH его будет возрастать. При измерении pH осадка стеклянный электрод находится под влиянием ионов водорода в растворе, а также минеральных частиц, которые адсорбировались на поверхности. В этом случае значение pH будет несколько меньше, чем pH отложений пелоидов.

Положительные значения окислительно-восстановительного потенциала раствора пелоидов от +140 (т.1) до +170 мВ (т.2) свидетельствуют о наличии окислительных процессов. Это объясняется тем, что при получении раствора последний находился в контакте с кислородом воздуха.

В составе раствора пелоидов по сравнению с рапой отмечается наличие карбонат-ионов (0,048 – 0,120 г/дм³), повышение содержания гидрокарбонатов и уменьшение сульфатов в т. 2 и 3. Эти изменения в составе отложений пелоидов тесно связаны с процессами сульфатредукции. Распределение гидрокарбонатов в катионном составе рапы не выходит за пределы 0,26 (т.3) – 0,31 г/дм³ (т.1). В растворе пелоидов концентрация ионов HCO₃⁻ достигает 0,71 (т.3) – 1,12 г/дм³ (т.1). Условия взаимодействия растворов с твердой фазой пелоидов в значительной мере зависят от их дисперсности, от природы соединений, которые принимают участие в процессах. Рост содержания гидрокарбонатов в составе отложений может частично быть связан с переходом карбонатов лиманной рапы в условиях осадка в гидрокарбонаты.

Колебания в содержании хлорид-ионов не выходит за пределы 5,68 (т.1.2) – 8,34 г/дм³(т.2) в рапе и 7,98 (т.3) – 11,52 г/дм³(т.1) в растворе пелоидов могут быть вызваны тем, что лиман неглубокий и в нем особенно сильно проявляется ветровое перемешивание, не исключено и влияние стока из близлежащей территории.

Сульфаты, входящие в состав рапы и растворов пелоидов, находятся в подвижном равновесии с сульфатами твердой фазы. Концентрация сульфатов в рапе оказалась более высокой, чем в растворе, очевидно, за счет сульфатредукции. Так, содержание сульфатов в рапе колеблется от 1,08 (т.1) до 1,21 г/дм³ (т.2), а в растворе пелоидов – от 0,80 (т.1) до 2,23 г/дм³(т.2). Сульфаты могут поступать в осадки не только за счет воды лимана, но и привносятся в составе взвеси. Сульфаты, которые привносятся с зависшим материалом, могут быть как теригенного, так отчасти и биологического происхождения: первые поступают в результате разрушения карбонатных пород берегов, а вторые привносятся, главным образом, в виде мельчайших ракушек.

В составе растворов пелоидов по сравнению с рапой наблюдается увеличения содержания ионов кальция на 0,02 (т.1) – 0,08 г/дм³(т.2, 3).

В растворе пелоидов отмечается повышенное содержание ионов Na⁺ и K⁺. Например, количество ионов Na⁺ + K⁺ в составе раствора пелоидов составляет 4,50 (т.1) – 6,42 г/дм³(т.1), а в рапе – 4,13 (т.1) – 4,54 г/дм³(т.3).

Компонентный состав рапы склонен к изменениям в отдельные периоды года. Так, главным образом, в осенний и весенний сезоны происходит сильное разбавление воды лимана дождевыми и талыми водами. Однако, в силу вязкости ила и замедленной диффузии солей, эти сравнительно быстрые изменения в лиманной рапе не успевают столь быстро отражаться на составе жидкой фазы осадка. Поэтому рапа содержит, например, хлоридов меньше, чем раствор пелоидов. На обогащение хлоридами раствора пелоидов, как правило, влияют мелкодисперсные осадки, поскольку воды, пропитывающие песчано-алевритовые отложения, по содержанию хлоридов не отличаются от рапы. Вследствие легкой промываемости они отражают изменения гидрохимического режима водоема.

Анализ химического состава отложений пелоидов Куяльницкого лимана, Хаджибейского лимана и лимана Бурнас показывает, что наиболее высокую минерализацию имеет раствор пелоидов Куяльницкого лимана ($248,0 \text{ г/дм}^3$), минерализация растворов пелоидов лимана Бурнас находится в пределах $38,8 - 44,3 \text{ г/дм}^3$, минерализация раствора пелоидов Хаджибейского лимана составляет лишь $7,0 \text{ г/дм}^3$. Общей закономерностью являются высокие значения минерализации растворов пелоидов по сравнению со значениями минерализации рапы соответствующего лимана. Отложения пелоидов Куяльницкого лимана относятся к хлоридному магниевое-натриевому типу, Хаджибейского лимана — к сульфатно-хлоридному магниевое-натриевому типу, а отложения пелоидов лимана Бурнас — к хлоридному натриевому типу.

При изучении химического состава иловых пелоидов большое значение имеет сравнительное изучение состава воды и раствора пелоидов, особенно в отложениях с содержанием сероводорода. В этих водоемах растворы пелоидов несколько отличаются от рапы, как в отношении катионного и анионного состава, так и реакции среды (значение рН). Эти изменения в составе отложений пелоидов происходят в результате целого ряда процессов, из которых наиболее существенное значение имеют процессы сульфатредукции, которые протекают в анаэробных условиях.

Хотя при сравнении рапы и раствора пелоидов можно отметить отличия в количественном содержании отдельных компонентов, однако в качественном отношении они обладают однородным химическим составом.

Таким образом, рапа и раствор пелоидов по химической сути не являются индифферентными.

6.2.3 Полный анализ коллоидных дисперсий пелоидов по схеме Щукарева

Пелоиды в структурном отношении представляют собой сложную подвижную физико-химическую систему, которая состоит из трех взаимосвязанных компонентов: раствора пелоидов

(жидкая фаза), грубодисперсного (глинистый остов, кальциево-магнезиальный скелет) и тонкодисперсного (гидрофильный коллоидный комплекс).

Пробы пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана, отобранные в разных местах лимана, характеризуются подобным химическим составом, отличаясь только количественным соотношением отдельных компонентов.

Раствор пелоидов представляет собой жидкую фазу пелоидов и состоит, в основном, из растворенных в воде солей. Его состав непостоянен и оказывает активное влияние на лечебные свойства пелоидов. Сумма растворенных солей раствора пелоидов колеблется от 0,94 (т. 3) до 1,34 % (т. 1). Основная масса растворенных солей представлена ионами хлоридов и натрия.

Грубодисперсная часть пелоидов — твердая основа массы пелоидов — состоит из кальциево-магнезиального скелета и частиц диаметром более $0,001 \cdot 10^{-3}$ м. Это, главным образом, кристаллы солей, кусочки гипса, микроскопические остатки животных и растений. Наличие частиц диаметром больше $0,01 \cdot 10^{-3}$ и $0,10 \cdot 10^{-3}$ м нежелательно, поскольку это отрицательно сказывается на вязко-пластичных свойствах пелоидов. Вместе с тем, присутствие этих частиц обеспечивает нормальный скелет пелоидов, а их отсутствие придает им чрезмерную текучесть, неспособность удерживать форму аппликации пелоидов. Кристаллическая часть твердой фазы распределена в составе исследованных проб достаточно равномерно: 32,81 (т.1) — 39,78 % (т.3). Основными компонентами кальциево-магнезиального скелета в т. 1 и т. 3 являются карбонаты магния и кальция, а в т.2 — карбонаты и сульфаты кальция.

Повышенные концентрации карбонатов в осадках зависят от содержания в пелоидах остатков ракушек и только частично от выпадения карбонатных солей из раствора пелоидов при диагенезе. Повышенные концентрации CaCO_3 — 4,41 (т. 1) — 7,95 % (т. 3) - могут быть объяснены вышеприведенными причинами. Отмечается повышенное содержание гипса: 0,31 (т. 1) — 0,45 (т.2) %, что является негативным фактором при использовании пелоидов в лечебной практике — может приводить к ца-

рапинам и ожогам тела больного. Для сравнения — в пелоидах Куяльницкого лимана и оз. Гопри концентрация гипса составляет 0,10 и 0,12 % соответственно.

Тонкодисперсная часть пелоидов или ее гидрофильный коллоидный комплекс включают частицы диаметром менее $0,001 \cdot 10^{-3}$ м, которые состоят из распавшегося органического вещества, органо-минеральных соединений (сернистое железо, сульфиды железа, кремниевая кислота и др.). Коллоидная фракция связывает отдельные частицы скелета и заполняет все его промежутки.

Наличие в пелоидах большого количества коллоидов и мелкодисперсных частиц имеет существенное значение в формировании их пластичности, то есть способности сохранять форму, которую им придают, накладывая на тело больного.

Величина гидрофильного коллоидного комплекса исследованных проб колеблется от 6,27 (т.3) до 7,24 % (т.1). Коллоидная фракция состоит из минеральной и органической составляющей. В составе гидрофильного коллоидного комплекса исследованных пелоидов преобладают вещества минерального происхождения.

Среди веществ коллоидной природы обычно выделяют гидросульфид железа—гидротроилит $\text{Fe}(\text{HS})_2$ — один из основных компонентов иловых сульфидных систем, который образуется из сероводорода и железа в результате сложных биохимических и физико-химических процессов. При содержании его 0,1 — 0,2 % пелоиды окрашиваются в черный цвет, меньшее количество придает пелоидам серые оттенки. Исследованные пробы содержат 0,05 (т.1, 3) — 0,06 % (т. 2) % гидротроилита.

К железосодержащим коллоидам относятся FeO и Fe_2O_3 . В исследованных пробах FeO находится в концентрациях 0,23 (т.3) — 0,26 % (т. 1, 2), а концентрация Fe_2O_3 колеблется от 0,09 (т. 2) до 0,11 % (т. 1).

Следует отметить отсутствие P_2O_5 , незначительные концентрации MnO — 0,014 (т. 2, 3) — 0,02 % (т.1).

Наряду с железосодержащими коллоидами в пелоидах присутствуют в значительных концентрациях SiO_2 (0,19 — 0,22 %) и

оксид алюминия (2,03 — 2,14 %).

6.2.4 Механический анализ осадков и остова осадков

Ранее многие исследователи придавали большое значение (наравне с тепловым фактором) механическому составу осадков, считая его основным при терапевтическом использовании пелоидов. Механический состав осадка зависит от суммарной скорости движения воды, достаточной для взмучивания осадка и поддержания его во взвешенном состоянии. Поэтому на мелководьях и вблизи берегов главной составной частью гидродинамической активности являются волны. При волнах, а также при ветровом переносе происходит сортировки частиц по размеру.

Более важные показатели качества пелоидов (их высокая способность к удержанию воды и обусловленные ею пластично-вязкие, адсорбционные и тепловые свойства) в значительной мере связаны с механическим составом осадков, то есть их дисперсностью — чем она выше, тем более развита поверхность деления фаз, тем выше физико-химическая активность и гидрофильность.

Наиболее мелкие частицы — самая активная часть твердой фазы. Основные свойства системы мельчайших коллоидных частиц определяются их молекулярным взаимодействием.

Источником образования коллоидных и иловых частиц являются первичные и вторичные минералы, а также продукты распада растений и др.

Как показали результаты исследований, количество частиц диаметром более $0,25 \cdot 10^{-3}$ м в составе исследованных проб превышает норму и составляет 3,74 (т.1) — 6,50 % (т.3).

Грубые фракции механического состава осадков представлены частицами диаметром $(0,25-0,10) \cdot 10^{-3}$ м и $(0,10-0,01) \cdot 10^{-3}$ м в большем количестве, чем частицами пелитовой фракции размером частиц $(0,01-0,001) \cdot 10^{-3}$ м и менее $0,001 \cdot 10^{-3}$ м. Так, в т. 1 алевритовая фракция составляет 20,00-26,11 %, а пелитовая — 6,70-9,35 %.

Содержание более ценных в бальнеологическом отношении частиц диаметром менее $0,001 \cdot 10^{-3}$ м в исследованных проб приблизительно одинаково — 5,35–5,95 %.

Таким образом, из трех исследованных проб пелоидов наиболее высоким содержанием тончайших фракций обладают пелоиды в т. 1. Для пелоидов в этой точке характерно повышенное содержание массовой части влаги, а также наличие высоких пластично-вязких свойств, что особенно важно в случае их практического использования в лечебной практике.

6.2.5 Органические вещества

Наличие органического материала является важным фактором при характеристике пелоидов. Повышенная минерализация, наличие сероводорода в воде и мощность осадка, ослабление активности микроорганизмов в анаэробных условиях осадка могут замедлять процессы распада и окисления органического вещества, содействуя тем самым его консервации и накоплению в отложениях.

Ряд веществ органической природы обладают способностью оказывать терапевтическое действие на организм больного во время пелоидной процедуры.

В пелоидах постоянно происходят процессы окисления и восстановления органических веществ, которые зависят от температуры, окислительно-восстановительного потенциала, массовой части влаги, притока кислорода, жизнедеятельности бактерий, реакции среды, состава солей в растворе пелоидов, состава пелоидных коллоидов.

Общее содержание органических веществ в составе исследованных пелоидов колеблется от 1,42 (т. 3) до 2,31 % (т.1).

Сумма органических веществ, которая выделяются из пелоидов органическими растворителями и представляет собой по химической структуре жидкие, а иногда и твердые углеводороды, органические кислоты, их ангидриды, а также эфиры и альдегиды, представлены в пробах пелоидов свободным битумом А.

Как показали результаты исследований, содержание свободного битума А в исследованных пробах пелоидов колеблется от 0,13 (т.3) до 0,20 % (т. 1) .

Связанный битум С — это сумма органических веществ, которые извлекаются из пелоидов после разрушения связей с минеральной частью осадка 10 % раствором HCl. В исследованных пробах пелоидов концентрация связанного битума С колеблется в пределах от 0,11 (т.3) до 0,14 % (т. 1).

Сравнивая полученные данные, следует отметить значительное превышение битума А над битумом С.

Гуминовые вещества — это гетерогенные высокомолекулярные соединения, которые отличаются между собой элементарным составом, содержанием функциональных групп, термодинамическими и биологическими характеристиками. С геохимической точки зрения гуминовые вещества играют важную роль в переносе и последующем концентрировании различных металлов. Гуминовые вещества, как известно, характеризуются биологической активностью, высокой сорбционной способностью, бактерицидной и биостимулирующей активностью.

Содержание гуминовых веществ в составе исследованных пелоидов составляет 1,14 (т. 3) — 1,87 % (т. 1).

Анализируя полученные данные, следует отметить доминирующее положение гуминовых веществ в составе органических веществ пелоидов. Так, содержание гуминовых веществ в т. 1 составляет 1,87 % , а битумных — 0,34 %.

Гиматомелановые кислоты представляют собой спирторастворимую фракцию гуминовых кислот. Растворимые в кислородсодержащих растворителях аморфные кислоты возникают путем синтеза при образовании из отмерших растительных остатков более сложных высокомолекулярных кислот, их образование возможно путем окислительно-гидролитической деструкции гуминовых кислот в отложениях под воздействием кислорода и влаги. В исследованных пелоидах концентрации гиматомелановых кислот колеблются от 0,08 (т.3) до 0,20 % (т. 1).

Одной из важных составляющих пелоидов являются углево-

ды, которые представляют собой полигидроксильные соединения, многие из них содержат в своем составе альдегидную или кетонную группы. Они относятся к веществам, которые наиболее интенсивно потребляются микроорганизмами в толще залежи. Углеводы — малоустойчивые соединения, их концентрация в пелоидах зависит от условий, в которых протекает процесс их биологического распада, в частности, от возможности поступления кислорода.

Углеводный комплекс органического вещества пелоидов играет немаловажную роль в целом ряде биологических и биохимических процессов, которые протекают в водоемах, оказывая существенное влияние на их химическое и биохимическое состояние.

Содержание углеводов колеблется от $3,70 \cdot 10^{-3}$ (т. 2, 3) до $4,22 \cdot 10^{-3}$ % (т. 1).

Таким образом, в исследованных пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана выявлены биологически активные органические вещества: свободный и связанный битумы, гуминовые вещества, в т.ч. гематомелановые кислоты, углеводы, которые играют важную роль в лечебном действии пелоидов [16, 17].

6.2.6 Показатели экологического состояния пелоидов

Попадая в водную среду, различные элементы, благодаря разнице в ионных потенциалах, могут или оставаться в решетке поступающих в воду минералов, или попадать в раствор, пополняя солевой состав воды. Главную роль в миграционной подвижности металлов в осадках имеют процессы сорбции на глинистых минералах, гидроксидах, органических веществах, карбонатах.

Практически в каждом водоеме возможен свой механизм переноса. Однако, интенсивность каждого из вышеперечисленных процессов определяется морфометрическими и гидрогеологическими характеристиками и гидрохимическим режимом водоема.

Результаты исследований показали, что в осадках лимана концентрации тяжелых металлов (кадмий, свинец, хром, медь, цинк) значительно меньше «фонового» содержания в грунтах.

Донные отложения водоемов – сложная сорбционная система, которая включает большое количество минеральных органических соединений, способных сорбировать ионы и соединения металлов, причем, часто конкурирующих между собой за связывания металлов.

Результаты определения общего содержания нефтепродуктов в пелоидах Шаболатского лимана показали, что их концентрации составляют 0,20-0,40 г/кг воздушно-сухого остатка (в. - с. о.), а Будакского – 0,16-0,23 г/кг в. - с. о., Куяльницкого – 0,23-0,36 г/кг в. - с. о., наиболее загрязнены нефтепродуктами пелоиды Хаджибейского лимана – 0,57 г/кг в. - с. о.

В исследованных пробах пелоидов содержание пестицидов находится на границе выявления методики: линдан < 0,00016; гептахлор < 0,00023; ДДЕ < 0,00049; ДДД < 0,00069; ДДТ < 0,00107. Следует отметить необходимость проведения мониторинга этих объектов более продолжительное время и оптимизации методики с целью снижения границы определения.

6.3 Исследования стойких органических загрязнителей (СОЗ) рапы и пелоидов

Цель настоящего фрагмента работы состояла в оценке уровня антропогенного загрязнения рапы и пелоидов причерноморского Шаболатского (Будакского) лимана СОЗ. Следует отметить, что до настоящего времени исследования СОЗ в рапе и отложениях пелоидов как этого, так и других водных объектов, отнесенных к категории лечебных, не проводились, несмотря на широкое применение пелоидов в санаторно-курортной практике, в частности в санаториях смт Сергеевка.

Объект исследований – рапа и пелоиды лимана. Осуществлены экспедиционные выезды (март, апрель, июль, сентябрь 2011 г.) с отбором проб пелоидов: точка 1 (Шаболатский лиман), точки 2, 3 (Будакский лиман). В целом проведен отбор 12 проб рапы и 12 проб пелоидов. Отбор проб проводился в соответствии с [1].

В пробах рапы и пелоидов определяли 9 приоритетных ХОП -

α -ГХЦГ, ГХБ, β -ГХЦГ, линдан, гептахлор, алдрин, ДДТ и его метаболиты ДДД и ДДЕ; 17 ПХБ – конгинеров с номерами по номенклатуре IUPAC: 8, 18, 31, 52, 49, 44, 66, 101, 110, 149, 118, 153, 138, 170, 174, 177, 180; 16 приоритетных ПАУ - нафталин, аценафтилен, аценафтен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз(а)антрацен, хризен, бенз(б, к)флуорантен, бенз(а)пирен, бензо(г, h, i)перилен, дибенз(а, h)антрацен, индено(1, 2, 3-сd)пирен.

Анализ проб выполнен согласно методик [18, 19].

6.3.1 Хлорорганические пестициды (ХОП)

Для оценки давности поступления пестицидов в экосистему лимана использовалось отношение концентраций α - и γ -изомеров ГХЦГ (линдана). Высокое значение коэффициента свидетельствует о длительном присутствии ХОП в среде; низкое значение, то есть преобладание γ -формы, характерно для «свежего» поступления. ДДТ существует в виде основного продукта и его метаболитов – ДДД и ДДЕ. О времени существования ДДТ в объектах судят по отношению концентраций ДДТ и продукта его деградации ДДЕ. Высокие значения коэффициента ДДТ/ДДЕ свидетельствуют о недавнем поступлении ДДТ в среду, низкие – о его длительном пребывании в системе и постепенном превращении в ДДЕ [20].

Таким образом, для определения длительности пребывания ДДТ и линдана в пробах рапы и донных отложений лимана использовались коэффициенты ДДТ/ДДЕ и линдан/ α -ГХЦГ соответственно (рис. 6.1 – 6.4).

Можно отметить, что значение коэффициентов ДДТ/ДДЕ во всех точках отбора проб рапы лимана, кроме т. 3, состоянием на 26.03.2011 г., больше единицы, что указывает на относительно недавнее загрязнение – свидетельствует о поступлении в лиман запрещенного пестицида. Значение этого коэффициента в пробах донных отложениях не превышает единицы, кроме точки 2, где значение больше единицы.

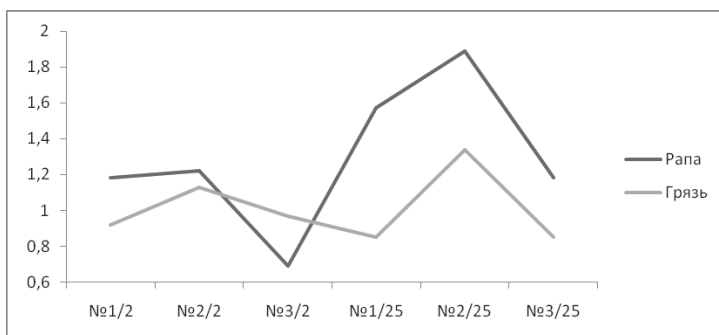


Рис. 6.1 Сравнение значений соотношений ДДТ/ДДЕ в пробах рапы и донных отложений (отбор проб – март 2011 г.)

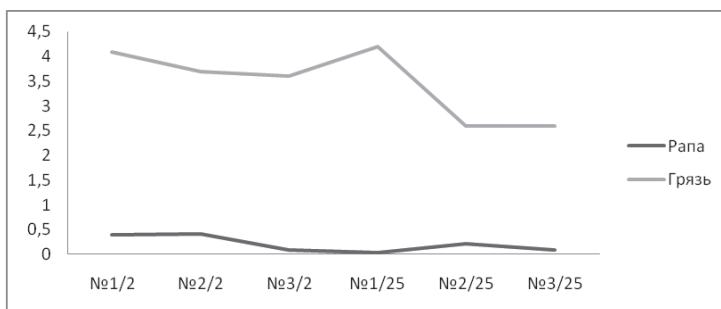


Рис. 6.2 Сравнение значений соотношений линдан/α-ГХЦГ в пробах рапы и донных отложений (отбор проб – апрель 2011 г.)

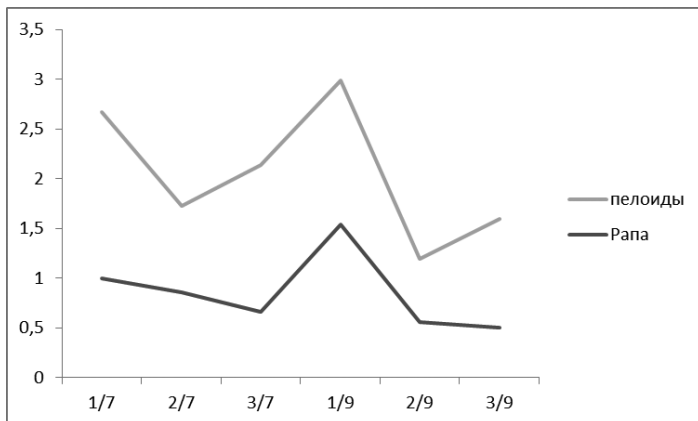


Рис. 6.3 Сравнение значений соотношений линдан/ α -ГХЦГ в пробах рапы и донных отложений (отбор проб - июль 2011 г.)

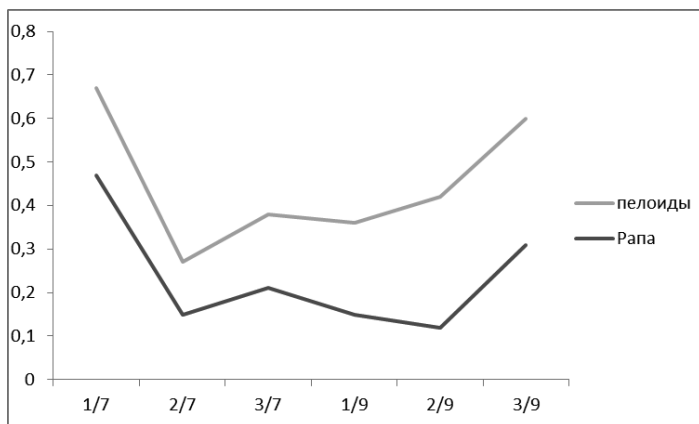


Рис. 6.4 Сравнение значений соотношений линдан/ α -ГХЦГ в пробах рапы и донных отложений (отбор проб – сентябрь 2011 г.)

Значение соотношений линдан/ α -ГХЦГ в пробах рапы меньше единицы, а в пробах донных отложений больше единицы в 3-4 раза. Это свидетельствует о поступлении пестицида в водный объект.

Концентрации пестицидов находятся на уровне сотен мкг/кг пелоидов. Поскольку кроме ДДТ и линдана определены их метаболиты, следует сделать вывод о продолжающемся поступлении пестицидов в лиман, несмотря на запрещение применения их в хозяйстве. Все пестициды обнаружены и в пробах рапы, и в пробах донных отложений лимана. В силу незначительной растворимости этих пестицидов это можно рассматривать как дополнительный источник попадания пестицидов в донные отложения в результате седиментации.

В связи с отсутствием гигиенических нормативов содержания пестицидов в пелоидах гигиеническая оценка существующего загрязнения этих объектов невозможна. В то же время значительные уровни пестицидов в них могут не только снижать их лечебный эффект, но и приводить к неблагоприятным изменениям в организме [5, раздел 1].

Для оценки степени антропогенного загрязнения лимана в работе использована классификационная схема качества донных отложений, разработанная Украинским научным центром экологии моря (табл. 6. 1) [21].

Содержание СОЗ в донных отложениях украинскими нормативными документами не регламентируются. Оценка степени загрязнения донных отложений в контролируемом объекте выполнялась на основе соответствия уровней содержания СОЗ критериям экологической оценки загрязненности грунтов по принятому в Европе документу «Neue Niederlandische Liste. Altlasten Spektrum 3/95 («голландские листы»)). Согласно этому регламенту суммарные допустимые уровни концентрации ДДТ составляют 2,5 нг/г.

Сравнение суммарных концентраций ДДТ в пробах донных отложений за март-апрель, июль-сентябрь 2011 г. представлено на рис. 6.5, 6.6. Из рис. 6.5 видно, что в точке 3 (март) и 1 (апрель) суммарная концентрация ДДТ в донных отложениях превышает норму (табл. 6.1). В точках 2, 3 наблюдается уменьшение суммарной концентрации ДДТ, а в точке 1 – увеличение этого показателя в пробе от 25 апреля. Аналогичная картина наблюдалась в июле и сентябре (рис. 6.6). Из рис. 6.6 видно, что в

Таблица 6.1

**Классификационная схема требований к качеству донных отложений
Азово-Черноморского бассейна в пределах Украины**

Ингредиенты, мкг/кг	Классы, качество					
	I	II*	III	IV	V	VI**
Высокое (эталон)		Хорошее	Удовлетво- рительное	Неудовлетво- рительное	Плохое	Критичный уровень
ГХБ	< 0,5	< 2,5	< 12,5	< 62,5	< 125	> 125
ΣДДТ	< 0,5	< 2,5	< 12,5	< 62,5	< 125	> 125
линдан	< 0,01	< 0,05	< 0,25	< 1,25	< 2,5	> 2,5
ПХБ	< 4	< 20	< 100	< 500	< 1000	> 1000

Примечания: * — «стандарт», соответствующий ПДК; ** — превышение «критичного уровня» требует немедленных действий со стороны ответственных государственных органов, направленных на снижение концентраций пестицида до уровня стандарта.

точках 1, 2 (июль) и 2, 3 (сентябрь) суммарная концентрация ДДТ в донных отложениях превышает норму (табл. 6.1).

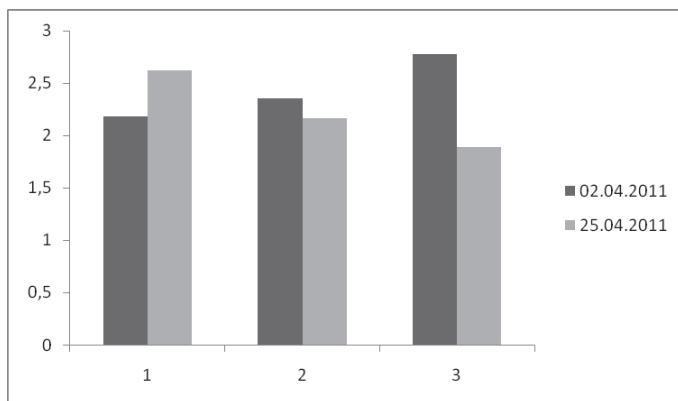


Рис. 6.5 Сравнение суммарных концентраций ДДТ в пробах донных отложений (отбор проб март, апрель 2011 г.)

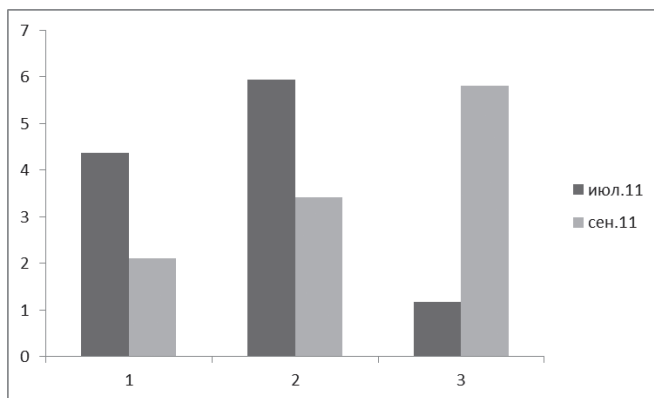


Рис. 6.6 Сравнение суммарных концентраций ДДТ в пробах донных отложений (отбор проб июль, сентябрь 2011 г.)

6.3.2 Полихлорированные бифенилы (ПХБ)

Существует точка зрения, что незагрязненные пресные воды содержат менее $0,5 \text{ нг/дм}^3$ ПХБ, в умеренно загрязненных водах обнаруживают около 50 нг/дм^3 и сильно загрязненных – 500 нг/дм^3 .

Суммарные концентрации ПХБ в рапе исследованного лимана варьировали в диапазоне от $15,8$ до $57,46 \text{ нг/дм}^3$, то есть рапа умеренно загрязнена. Наблюдалось повышение суммарной концентрации ПХБ в точке 1 из-за высокого содержания ПХБ № 31, 118, 101, 110. В свою очередь, ПХБ № 118, 101 свидетельствуют о «старом» источнике загрязнения.

Значение ПДК для ПХБ в донных отложениях не установлено. Если ориентироваться на нормированные показатели для почв, ПДК ПХБ для которых составляет 60 нг/г сухой массы, содержание ПХБ в пробах донных отложений не превышают ПДК.

Из рис. 6.7 видно, что суммарная концентрация ПХБ в рапе, отобранной в марте 2011 г., в 1,5 - 2 раза превышает суммарное содержание ПХБ в «апрельской» пробе того же года. Это позволяет судить о возможном аварийном сбросе сточных вод. Суммарные концентрации ПХБ в донных отложениях лимана колеблются в диапазоне $9,07 - 12,52 \text{ мкг/кг}$.

Данные на рис. 6.8 показывают, что концентрация ПХБ в донных отложениях состоянием на 25.04.2011 г. незначительно превышает содержание ПХБ состоянием на 02.04.2011 г.

Согласно данным рис. 6.9 можно сделать вывод, что концентрация ПХБ в рапе, отобранной в июле 2011 г., превышает содержание ПХБ в пробах, отобранных в сентябре 2011 г. Тогда как для пелоидов (рис. 6.10) характерна обратная картина: суммарное содержание ПХБ в донных отложениях состоянием на сентябрь 2011 г. незначительно превышает содержание ПХБ состоянием на июль 2011 г. Приведенные данные позволяют судить о процессах седиментации ПХБ из рапы в донные отложения лимана, а также рассматривать данные отложения как источник вторичного загрязнения.

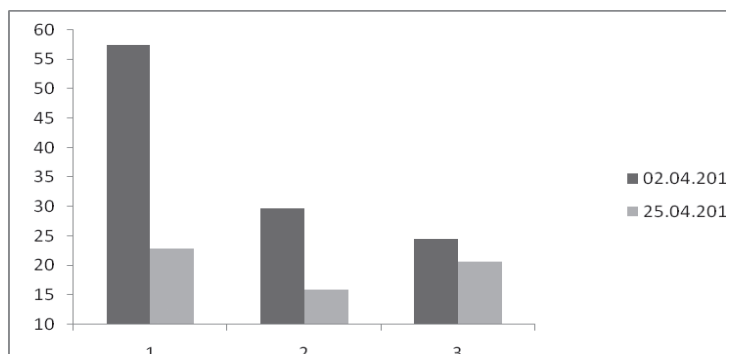


Рис. 6.7 Суммарное содержание ПХБ в рапе состоянием на 02 апреля и 25 апреля 2011 г.

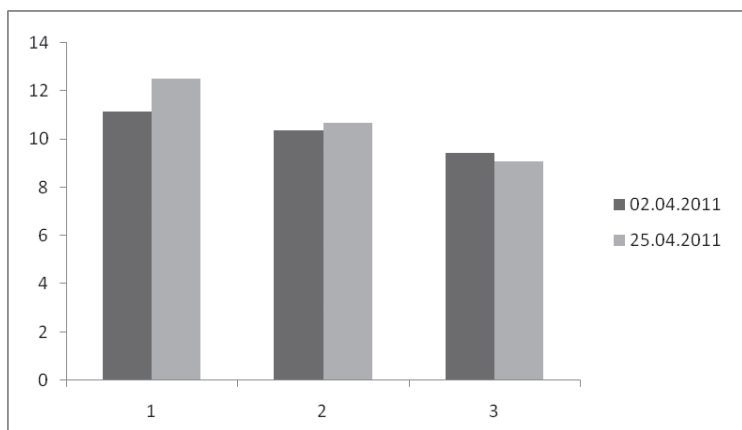


Рис. 6.8 Суммарное содержание ПХБ в донных отложениях лимана состоянием на 2 апреля и 25 апреля 2011 г.

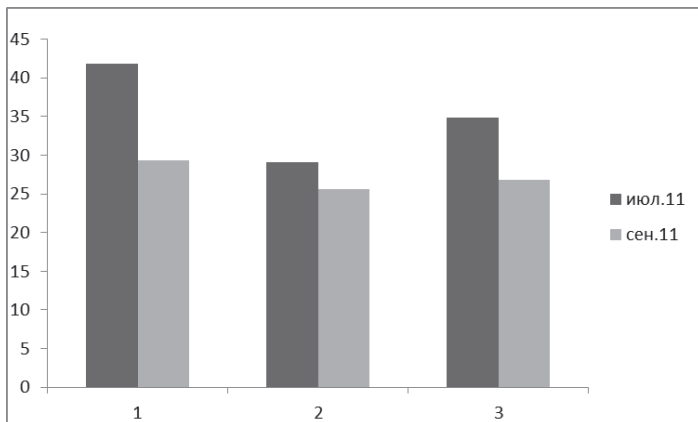


Рис. 6.9 Суммарное содержание ПХБ в рапе состоянием на июль, сентябрь 2011 г.

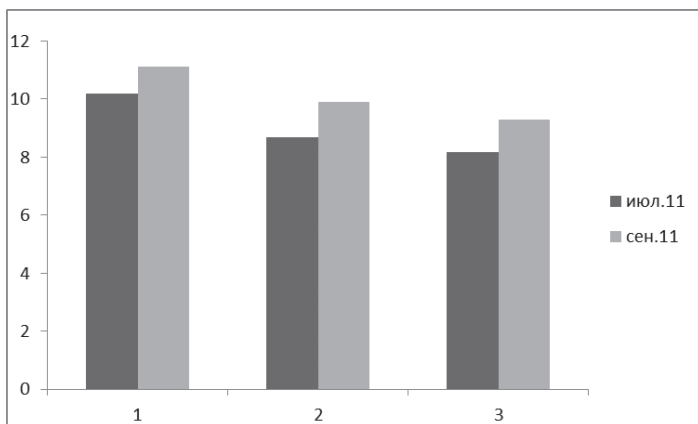


Рис. 6.10 Суммарное содержание ПХБ в пелоидах состоянием на июль, сентябрь 2011 г.

6.3.3 Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)

Анализ соотношения 16 ПАУ в пелоидах лимана по числу колец в молекуле показало, что в точке 1 преобладают высокомолекулярные полиарены с числом колец 4 - 6, а в точках 2,3 это превышение незначительно (на 3 и 9 % соответственно) (рис. 6.11).

В апреле в точке 1 концентрация высокомолекулярных полиаренов в пелоидах превышает концентрации низкомолекулярных, что свидетельствует об умеренном загрязнении этого участка лимана (рис. 6.12).

Анализ происхождения ПАУ представляет собой сложную задачу. В основном анализ сводится к идентификации источников ПАУ, которые условно делят на источники пиролитической и петрогенной природы [22]. Под первыми понимаются такие источники, в которых образование ПАУ происходит в процессах неполного сгорания органического вещества, в том числе в двигателях внутреннего сгорания. Источники петрогенной природы — источники ПАУ, образовавшихся и образующихся в процессах трансформации растительного вещества, а также ПАУ, образующихся в процессе современного диагенеза в почвах и донных отложениях.

На рис. 6.13 и 6.14 (июль, сентябрь) показано, что во всех трёх точках происходит весьма незначительное увеличение содержания высокомолекулярных полиаренов с числом колец 4 - 6.

Анализ уровней загрязнения пелоидов лимана 16 ПАУ, 7 канцерогенными ПАУ и суммарным Б(а)Пэкв (эквивалентом концентрации по бенз(а)пирену) (мкг/кг) показал следующее.

На рис. 6.15 — 6.18 видна прямая зависимость загрязнения донных отложений от суммарной концентрации канцерогенных полиаренов, а также от суммарного Б(а)Пэкв.

Процентное отношение канцерогенных ПАУ варьирует от 25,9 до 27,9 % в марте (рис. 6.16) и от 20,5 до 22,2 % в апреле.

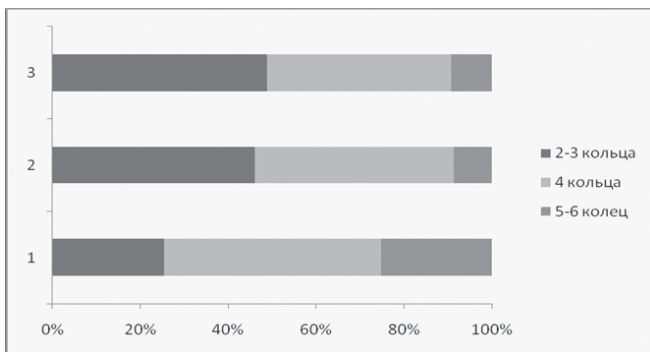


Рис. 6.11 Соотношение 16 ПАУ в пелоидах лимана по числу колец в молекуле (отбор проб март - 2011 г.)

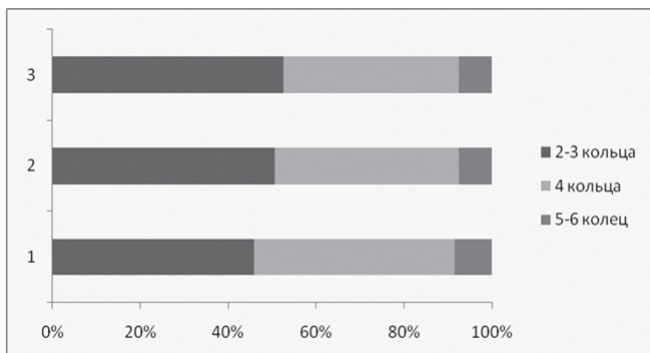


Рис. 6.12 Соотношение 16 ПАУ в пелоидах лимана по числу колец в молекуле (отбор проб - апрель 2011 г.)

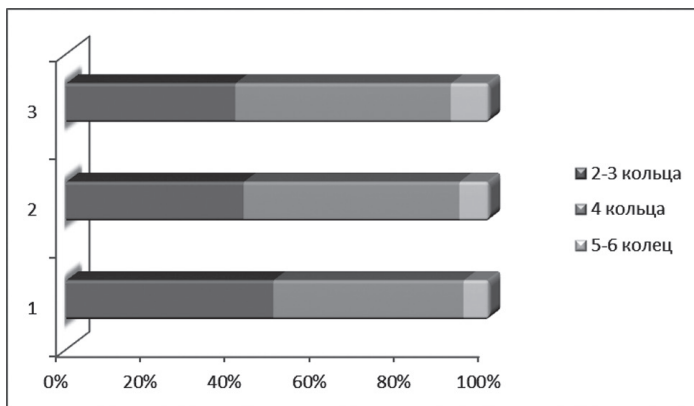


Рис. 6.13 Соотношение 16 ПАУ в пелоидах лимана по числу колец в молекуле (отбор проб - июль 2011 г.)

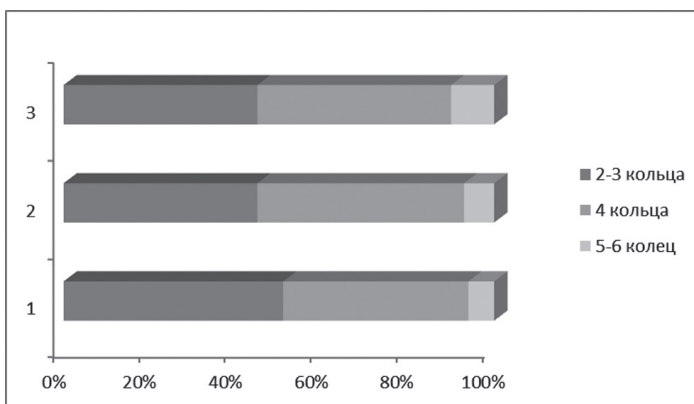


Рис. 6.14 Соотношение 16 ПАУ в пелоидах лимана по числу колец в молекуле (отбор проб - сентябрь 2011 г.)

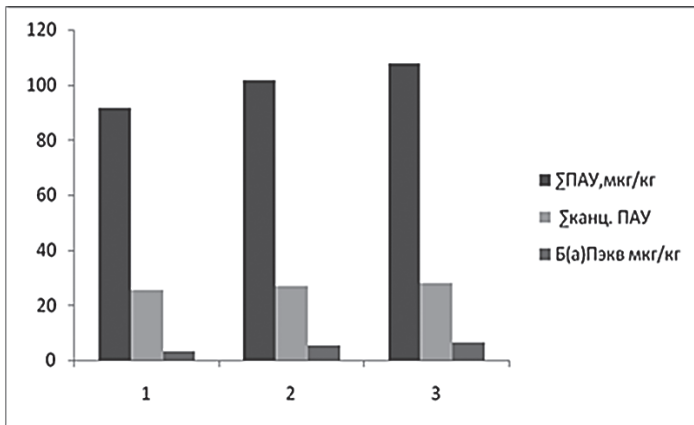


Рис. 6.15 Соотношение уровней загрязнения пелоидов лимана 16 ПАУ, 7 канцерогенными ПАУ и суммарным Б(а)Пэкв (отбор проб – март 2011 г.).

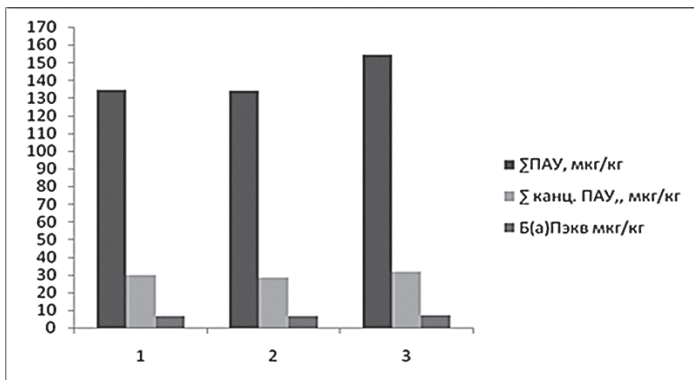


Рис. 6.16 Соотношение уровней загрязнения пелоидов лимана 16 ПАУ, 7 канцерогенными ПАУ и суммарным Б(а)Пэкв (отбор проб – апрель 2011 г.).

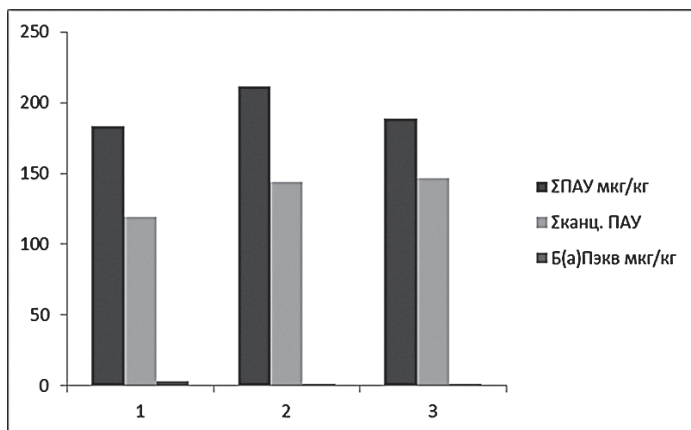


Рис. 6.17 Соотношение уровней загрязнения пелоидов лимана 16 ПАУ, 7 канцерогенными ПАУ и суммарным Б(а)Пэкв (отбор проб – июль 2011 г.).

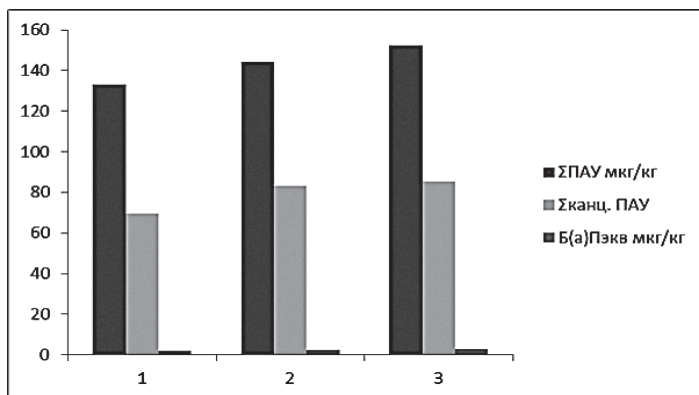


Рис. 6.18 Соотношение уровней загрязнения пелоидов лимана 16 ПАУ, 7 канцерогенными ПАУ и суммарным Б(а)Пэкв (отбор проб – сентябрь 2011 г.).

Для примера рассмотрим результаты анализа проб пелоидов за март 2011 г. Полученные результаты представлены в табл. 6.2, где ΣПАУ – сумма 16 полиароматических углеводо-

родов, Σ канц. ПАУ – % канцерогенных ПАУ от общего числа ПАУ, LMW/НМW – отношение низкомолекулярных к высокомолекулярным ПАУ, Б(а)П_{экв} – суммарный эквивалент токсичности по Б(а)П.

Таблица 6.2

Результаты исследований состоянием на 26.03.2011г.

№ точки	Σ ПАУ, мкг/кг	% канц. ПАУ	LMW/НМW	Б(а)П _{экв} мкг/кг	Суммарный индекс ПАУ
1	91,7	27,9	0,71	3,17	9,45
2	101,8	26,5	0,85	5,30	10,17
3	107,7	25,9	0,95	6,47	9,77

Для донных отложений лиманов нет нормирования по содержанию ПАУ, а по физико-химическим свойствам приморские донные отложения мало отличаются от морских донных отложений, степень близости зависит от связи лиманов с морем. Поэтому результаты исследований пелоидов интерпретировали по рекомендациям для морских донных отложений. Согласно рекомендаций [23] донные отложения могут быть классифицированы по 3-м категориям в зависимости от общего содержания ПАУ: Σ ПАУ < 250 мкг/кг – легко загрязненные; 250 – 500 мкг/кг – загрязненные; > 500 мкг/кг – очень загрязненные. Согласно этой классификации, проанализированные нами пелоиды относятся к легко загрязненным.

При сравнении концентраций отдельных ПАУ с суммарной концентрацией ПАУ в донных отложениях было обнаружено (мкг/кг) превалирование нафталина (13,7 – 16,0), фенантрена (13,1 – 22,4), флуорантена (14,3 - 17,5), бенз(а)антрацен (15,2 – 17,2).

В Украине не регламентированы ПДК полиаренов (ПАУ) в донных отложениях. Поэтому, оценка степени загрязнения донных отложений в контролируемом объекте выполнялась на основе соответствия уровней содержания ПАУ критериям экологи-

ческой оценки загрязненности грунтов по «Neue Niederlandische Liste. Altlasten Spektrum 3/95 («голландские листы»)). Согласно этому документу допустимые уровни суммарных концентраций ПАУ составляют 1000 нг/г, для флуорантена 15 мкг/кг. Нами установлено, что флуорантен незначительно превышал ПДК в точках №№ 1 и 2.

Для исследованных проб донных отложений рассчитаны индексы LMW/НМW [24]. Значение индекса меньше 1 предполагает загрязнение ПАУ пиролитического происхождения (табл. 6.2).

Как видно из вышепредставленных данных, индексы LMW/НМW колеблются от 0,71 до 0,95, что указывает на значительное загрязнение техногенными полиароматическими углеводородами.

Международное агентство по изучению рака классифицировало 7 ПАУ как канцерогенные [25]. Бенз(а)пирен — единственное соединение из 16 полиаренов, для которого имеются данные по токсичности для расчета фактора канцерогенности. Поэтому для оценки токсичности суммы найденных ПАУ установлен суммарный Б(а)Пэкв, который рассчитан с использованием эквивалента токсичности для каждого ПАУ [26]. Рассчитанный суммарный Б(а)Пэкв [27] в точках отбора колеблется в диапазоне 3,17 — 6,47. В связи с тем, что не имеется специальных нормативов санитарной оценки донных отложений лиманов, то величины количества бенз(а)пирена можно сравнить с нормами ПДК бенз(а)пирена в почве (20 мкг/кг). Обнаруженные концентрации бенз(а)пирена в донных отложениях оказались ниже этой нормы.

Для анализа источников эмиссии ПАУ в исследуемый объект используют отношения индивидуальных ПАУ, которые позволяют идентифицировать источники как для регионов с развитой промышленностью, так и для относительно незагрязненных районов [28]. В табл. 6.3 представлены широко используемые соотношения концентраций ПАУ для определения природы источников ПАУ. Число используемых соотношений гораздо больше, но для приведенных соотношений определены диапазоны значений, указывающих на природу происхождения. Однако, это не означает, что эти соотношения дают абсолютно точное определение источников ПАУ, поскольку условия микробного разложения ПАУ

в донных отложениях зависят от температуры, природы микробных сообществ и присутствия других органических загрязнителей [29].

Таблица 6.3

**Индексы, указывающие на возможные источники
эмиссии ПАУ**

Индексы	Точки отбора		
	1	2	3
Fl/ Fl+Py	0,6	0,65	0,55
AN/178	0,09	0,15	0,14
BaA/228	0,87	0,85	0,88
IP/Ip+Bg	0,54	0,56	0,52

Интерпретировать полученные данные можно следующим образом.

Значение соотношения $Fl/ Fl+Py > 0,5$ указывает на загрязнение, которые образуются в результате горения керосина, угля. Соотношение AN/178 характеризует природу образования ПАУ в объектах окружающей среды. Соотношение меньше 0,1 в точке 1 указывает на образование ПАУ в результате низкотемпературных процессов (нефтяное загрязнение). Соотношение больше 0,1 свидетельствует о доминировании процессов горения. Соотношение $BaA/228 > 0,35$ и $IP/Ip+Bg > 0,5$ свидетельствует о загрязнении ПАУ, которые образовались в результате пиролитических процессов. Для всех индексов наибольшее значение соотношений получено для точки 2.

Так как источники эмиссии ПАУ могут быть различными, случайными, нерегулярными, был рассчитан суммарный индекс ПАУ [30]. Значения индекса ПАУ представлены в табл. 6.3 и свидетельствуют, что вероятными источниками эмиссии ПАУ являются высокотемпературные процессы, так как значения индекса > 4 .

ВЫВОДЫ

1. Рапа и пелоиды Шаболатского (Будакского) лимана, как поверхностного лечебного водного объекта, подвержены антропогенному воздействию, что свидетельствует о необходимости проведения эколого - гигиенического мони-

торинга, в том числе на содержание стойких органических загрязнителей (СОЗ).

2. Исследование содержания хлорорганических пестицидов (ХОП) свидетельствует о свежем поступлении в лиман ДДТ, концентрации которого в пробах донных отложений превышают зарубежные нормативы, и аккумуляции линдана и α -ГХЦГ в лечебных грязях в результате седиментации.
3. Несмотря на то, что по суммарной концентрации ПХБ рапа лимана умеренно загрязнена, а в донных отложениях эти загрязнители не превышают нормативные уровни, наличие в рапе лимана ПХБ № 118,101 позволяет судить о «старом» источнике загрязнения лимана, а донные отложения лимана рассматривать как источник вторичного загрязнения рапы ПХБ.
4. Результаты анализа 16 ПАУ показали, что идёт постепенная аккумуляция загрязнения в пелоидах лимана в результате седиментации. Содержание бенз(а)пирена в пелоидах за период исследований (март, апрель, июль, сентябрь 2011 г.) возрастает, тогда как содержание этого СОЗ в эти же месяцы в рапе уменьшается, однако не по прямой зависимости. Пелоиды по суммарной концентрации ПАУ легко загрязнены. Вместе с тем, полученные данные свидетельствуют о персистирующем характере антропогенного влияния на исследованную акваторию Шаболатского (Будакского) лимана, вероятным источником которого являются как низко-, так и высокотемпературные (пиролитические) процессы.
5. Полученные данные свидетельствуют о настоятельной необходимости систематического мониторинга антропогенного загрязнения СОЗ рапы и пелоидов как ценных природных лечебных ресурсов.

6.4 Микробиологические исследования рапы и пелоидов

6.4.1 Санитарно-микробиологические исследования

Данные по санитарно-микробиологическому состоянию рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского), Куяльницкого и Хаджибейского лиманов основываются на материалах исследований 2010–2012 гг. В течение всего периода наблюдений за рапой Шаболатского (Будакского) лимана качественное санитарно-микробиологическое состояние всех проб регистрировали лишь в июне 2010 г., в июле 2011 г. (проба № 2), в марте 2012 г. (проба № 3). В 2010 г. только 25 % проб рапы имели качественное состояние, в 2011 г. – 8,3 %, в 2012 г. – также 8,3 %. В отличие от рапы в пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана наблюдали несколько иную картину: большинство проб в 2010 г. (75 %) отвечала санитарно-микробиологическим требованиям, в 2011 г. – 66,6 %, в 2012 г. – 41,6 %. Рапа и пелоиды Куяльницкого лимана соответствовали требованиям в августе 2011 г., тогда как рапа и пелоиды Хаджибейского лимана в 2011 и 2012 гг. имели неудовлетворительные санитарно-микробиологические характеристики. В целом, подтверждается тенденция ухудшения состояния рапы и пелоидов за счет повышения индекса лактозопозитивных кишечных палочек, появления синегнойной палочки, энтерококков.

В последнее время к представителям рода *Enterococcus* обращено особое внимание в связи с их распространенностью в окружающей среде. Они обнаруживаются в почве, пищевых продуктах, воде, составляют значительную часть нормальной микрофлоры человека и животных. Вместе с тем энтерококки занимают второе-третье место среди возбудителей нозокомиальных инфекций [31].

Энтерококки с приобретенной стойкостью к клинически важным антибиотикам следует рассматривать как резервуар генов резистентности и вирулентности, которые передаются по пищевой цепи с продуктами животноводства к человеку [32, 33]. Поэтому, присутствие энтерококков в рапе и пелоидах является признаком значительного ухудшения их санитарно-микробиоло-

гического состояния.

6.4.2 Пелоидообразующая микрофлора

Выявление и количественный учет в пробах пелоидов типичной пелоидообразующей микрофлоры за период наблюдений (2010–2012 гг.) показало присутствие сапрофитных бактерий — продуцентов каталазы, которые принимают участие в преобразовании органического вещества. Самое большое их количество в Шаболатском (Будацком) лимане зарегистрировано в мае, июле, августе и сентябре 2010 г.; в Куяльницком и Хаджибейском лиманах — в июне 2012 г. Как известно, каталаза является ключевым ферментом в реакциях распада пероксида водорода, который образуется в результате окислительно-восстановительных процессов в живых организмах и почве. Существует предположение, что прямая зависимость между численностью микроорганизмов и каталазной активностью почвы наблюдается тогда, когда микробиота находится в активном состоянии, а обратная — когда микробиота неактивная [34]. Деятельность сапрофитов оказывает влияние на баланс органических веществ, в частности, на содержание биологически активных гуминовых соединений [35].

В пелоидах выявлены олигокарботрофные бактерии, которые обладают эффективной системой усвоения субстрата и почти всегда преобладают над аллохтонными микроорганизмами в конкуренции за питательные вещества. Их активизацию наблюдали в июле 2011 г. (Шаболатский лиман) и в июне 2012 г. (Куяльницкий лиман).

В июле 2011, 2012 гг. наблюдали также увеличение роста микроорганизмов, усваивающих в пелоидах органический азот. Из проб высеяны гетеротрофные бактерии — продуценты аминокислот. Накопление свободных аминокислот как одного из звеньев круговорота азота, благодаря развитию в пелоидах гетеротрофных бактерий — продуцентов аминокислот может содействовать формированию гумуса.

Найдены амилолитические бактерии, которые расщепляют крахмалистые вещества благодаря продуцированию фермен-

та амилазы: самая большая численность зафиксирована в июле 2011 и 2012 гг.

Железоокисляющие бактерии зарегистрированы в большинстве проб, однако их количественное представительство варьировало в зависимости от сезона года.

В апреле 2011 г. впервые были зафиксированы спорообразующие бактерии вида *Bacillus mycoides* (проба № 2, Будакский лиман). В августе 2011 г. *B. mycoides* выявлены в Куяльницком лимане, в сентябре — в Шаболатском (Будакском) лимане. При распаде белков этот вид образует аммиак.

Из проб пелоидов с различным постоянством высевали микромицеты. Их количество составляло от 10^1 КОЕ/г до $2,0 \cdot 10^4$ КОЕ/г. Микромицеты относятся к гетеротрофным аэробным микроорганизмам, которые минерализуют различные органические вещества, принимают участие в преобразовании белков и углеводов в органические кислоты, благодаря чему повышается кислотность, усиливается распад минералов, возникают органо-минеральные комплексы. Микромицеты начинают процесс распада органических веществ, который затем продолжают пелоидообразующие бактерии. Нормативные документы по регламентации содержания микромицетов в пелоидах отсутствуют. Вместе с тем, среди них могут встречаться условно-патогенные, патогенные виды, продуценты афлотоксинов, аллергенов.

В некоторых пробах пелоидов выявлены миксобактерии, которые принадлежат к группе хемоорганогетеротрофных скользящих бактерий. Это гетерогенная группа микроорганизмов, которые встречаются в почве, гниющем растительном материале, навозе, морской и пресной воде, сточных водах. Некоторые из них патогенные. Часть скользящих бактерий лизирует клетки других микроорганизмов. Наличие комплекса активных внеклеточных гидролитических ферментов позволяет этим бактериям играть значимую роль в минерализации различных сложных органических веществ в природе и природных процессах самоочищения. Миксобактерии продуцируют более 500 вторичных метаболитов — биологически активных веществ [36].

Определение целлюлозолитических миксобактерий в пелои-

дах Шаболатского (Будакского), Куяльницкого и Хаджибейского лиманов показало следующее. В июне 2010 г. миксобактерии висеяны лишь из Будакского лимана (т. 2) в количестве $6 \cdot 10^1$ КОЕ/г. В июле — из всех проб Шаболатского (Будакского) лимана: точка 1 — 10^2 КОЕ/г, точка 2 — $6 \cdot 10^2$ КОЕ/г, точка 3 — $4,8 \cdot 10^2$ КОЕ/г. В августе 2010 г. миксобактерии высевались из всех проб, самое большое количество этих бактерии зарегистрировано в Шаболатском лимане в точке 1 — $9,8 \cdot 10^2$ КОЕ/г. В сентябре 2010 г. миксобактерии не высевались. Однако, в сентябре 2011 г. миксобактерии обнаружены во всех пробах: точка 1 — 10^2 КОЕ/г, точка 2 — $1,3 \cdot 10^3$ КОЕ/г, точка 3 — $3,2 \cdot 10^3$ КОЕ/г. В июле 2012 г. миксобактерии в пелоидах отсутствовали. Из пелоидов Куяльницкого лимана (август 2011 г.) также высевались миксобактерии — $2,4 \cdot 10^2$ КОЕ/г.

Выявление миксобактерий в пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана является достаточным основанием для их определения как экологически значимых биотопов. Миксобактерии могут быть специфическими индикаторами сельскохозяйственного загрязнения [37], поэтому их можно рассматривать как определенные индикаторы качества пелоидов.

Известно, что начальным этапом гумификации растительных остатков является разложение клетчатки в почве. В этом смысле следует отметить наличие целлюлозоразрушающих аэробных бактерий (гетеротрофов, которые разрушают полисахарид растительных остатков) в марте 2011 г. (проба № 1, Шаболатский лиман), в августе (проба № 2, Будакский лиман); Куяльницком, Хаджибейском лиманах.

Аммонифицирующие бактерии, которые обогащают среду пелоидов протеазами и повышают концентрацию минеральных азотистых соединений, найдены в каждой пробе. Они также способствуют накоплению фосфорной кислоты, которая является физиологически активным веществом [38]. На питательных средах эти бактерии образовывали аммиак и сероводород. Развитие аммонифицирующих бактерий свидетельствовало об активном процессе минерализации азотсодержащих соединений пелоидов.

В пелоидах найдены анаэробные сульфатовосстанавливающие

бактерии (*Desulfovibrio desulfuricans*) — продуценты сероводорода, активность которых в течение 2010–2011 гг. колебалась от 0 до 5 баллов, но данная группа высевалась нерегулярно. В 2012 г. эти бактерии выявлены во всех пробах, но интенсивность их развития была значительной лишь в пелоидах Куяльницкого и Хаджибейского лиманов (5 баллов). Как известно [39], сульфатвосстанавливающие бактерии — группа микроорганизмов, которые объединены способностью к анаэробному дыханию за счет использования в качестве акцепторов электронов сульфата и других неорганических соединений серы. При наличии сульфатов разложение органических веществ происходит, главным образом, при участии сульфатвосстанавливающих бактерий, а при недостатке SO_4^{2-} — с образованием метана и углекислоты. Сульфид-ионы, благодаря реакции с железом, образуют гидрат сернистого железа, который является ценным бальнеологическим продуктом. Размножение сульфатвосстанавливающей микробиоты возможно лишь в анаэробных условиях при наличии достаточного количества сульфатов и органического вещества.

Высокая влажность, благоприятный редокс-потенциал среды, коллоидная структура пелоидов, большое количество органического субстрата создают оптимальные условия для жизнедеятельности сульфатвосстанавливающих бактерий. Процесс биохимического образования сероводорода, а впоследствии — сульфида железа лежит в основе образования иловых сульфидных пелоидов, однако, как видно из вышеприведенных данных, в исследуемых месторождениях он не был стабильным и активным.

Найдены тионовые бактерии (*Thiobacillus thioparus*), развитие которых сопровождалось появлением на поверхности питательной среды пленки серы. Тионовые бактерии способны окислять сероводород, гидросульфид-ион, тиосульфат. Эта категория бактерий способна откладывать элементарную серу извне клетки, что наблюдали на питательной среде Бейеринка (интенсивность развития 3–5 баллов).

Пелоиды содержали метанобразующие бактерии, способные вызывать расщепление солей органических кислот и содействовать образованию метана, CO_2 и витамина B_{12} .

Высеяны маслянокислые бактерии (интенсивность развития

5 баллов), расщепляющие углеводы и спирты и их соединения с образованием масляной кислоты, а также кислот жирного ряда, спирта, ацетона, водорода и CO_2 . Маслянокислые бактерии содействуют сбраживанию углеводов, крахмала, декстрина, гликогена с образованием масляной и уксусной кислот, водорода и двуокиси углерода.

Жирорасщепляющие бактерии, которые вызывают распад жиров с образованием жирных кислот и CO_2 , высевались из пелоидов с разной интенсивностью: самой большой она была в пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана — 5 баллов. Способность микроорганизмов гидролизовать жиры и белки известна давно. Многие виды бактерий характеризуются липолитической и протеолитической активностью. Липазы активно используются в клинической медицине для лечения атеросклероза, протеазы в связи с фибринолитической и тромболитической активностью имеют противовоспалительное действие.

В июле 2011 г. в пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана выявлены денитрифицирующие бактерии, которые продуцируют биологически активные газы — азот и углекислоту и способны влиять на содержание карбонатов и гидрокарбонатов.

Благодаря деятельности микробиоты, пелоидам присуще бактерицидное действие. Влияние пелоидов на жизнедеятельность и персистентные особенности бактерий подтверждены экспериментально [40]. Наличие в пелоидах бактерицидного эффекта обуславливает их использование в качестве природных антимикотических средств при грибковых язвах кожных покровов, которые вызываются некоторыми дерматофитами [41]. Благодаря бактерицидному действию пелоидов получены положительные результаты грязелечения открытых инфицированных ран.

В исследованных пелоидах бактерицидное действие наблюдали только начиная с июля 2011 г.:

— относительно кишечной палочки (*E. coli* O₅₅ K₅₉) — проба № 3 Шаболатский (Будакский лиман), Куяльницкий лиман;

— относительно эпидермального стафилококка (*S. epidermidis* 14990) — проба № 2, Шаболатский (Будакский лиман);

– относительно золотистого стафилококка (*S. aureus* ATCC 25923 F-49) – Шаболатский (Будакский лиман), Куяльницкий лиман;

– относительно синегнойной палочки (*P. aeruginosa* ATCC 27853 F-51) – Куяльницкий, Хаджибейский лиманы;

– относительно фекального энтерококка (*E. faecalis* ATCC 19433) – Шаболатский (Будакский), Куяльницкий, Хаджибейский лиманы.

Следует отметить, что антимикробную активность пелоиды проявляли с разной степенью выраженности, в зависимости от мест отбора проб и сезонов года. Бактерицидное действие пелоидов наибольшим было в 2011 г.

Таким образом, проведенный сравнительный анализ результатов исследований свидетельствует о наличии в пелоидах Шаболатского (Будакского), Куяльницкого, Хаджибейского лиманов микроорганизмов, которые отличаются по биологическим свойствам и активности метаболизма.

Таксономическая структура микробных ценозов пелоидов представлена, в основном, бактериями. По качественному составу и количественному соотношению микробные сообщества пелоидов отличаются.

Анализ структуры микробных группировок по данным высева микроорганизмов отдельных эколого-физиологических групп показал, что в исследованных пелоидах преобладали микробные процессы трансформации азота и углеродсодержащих органических веществ.

Выявленная микробиота является постоянной составляющей частью пелоидов.

Представительство выявленных эколого-физиологических групп является индивидуальным для каждой пробы пелоидов и зависит от месяца наблюдений и связано с гидрогеологическими, гидробиологическими и физико-химическими особенностями мест их отбора.

Биохимические процессы, благодаря которым в пелоидах скапливаются аминокислоты, аммиак, ферменты амилаза и про-

теазы, сульфид железа, протекают во всех пробах из месторождений с разной интенсивностью.

Принимая во внимание напряженность микробиологических процессов круговоротов основных биогенных элементов (азота, углерода, серы и железа), можно утверждать, что микробиота пелоидов Шаболатского (Будакского) и Куяльницкого лиманов является дополнительным фактором биологической активности.

6.5 Исследование биологической контаминации рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана

6.5.1 Исследование условно-патогенной и патогенной микробиоты

Определение патогенной и условно-патогенной микробиоты (вибрионов, шигел, сальмонел, энтеропатогенной кишечной палочки, коков /стафилококки, энтерококки/, псевдомонад, микромицетов), а также выделение и идентификацию микроорганизмов проводили по общепринятым методам согласно нормативным документам и определителя Bergey [42–45].

Секвенирование проводили с использованием генетического анализатора Abiprism 3130x1, производства США, который представляет автоматизированную систему ДНК-анализа путем многоцветной флуоресцентной детекции с использованием параллельного капиллярного электрофореза в 16-ти капиллярах. Загрузка образцов и анализ осуществляются в автоматическом режиме. Для выделения ДНК использовали 18-ти часовые культуры. Секвенирование проводили согласно установкам к препаратам.

Исследования были направлены на выделения патогенной и условно-патогенной микробиоты, в связи с чем для повышения эффективности высеваемости использовали среды накопления, что не позволяет провести количественную оценку полученных результатов.

Результаты представлены в табл. 6.4, 6.5. Суммарно выявлено 26 штаммов, которые являются представителями 10 родов

условно-патогенной микробиоты, включая грам +/– вегетативные микроорганизмы, часть из которых относится к санитарно-показательным (*E. coli*). Помимо этого, выделены штаммы патогенных дрожжевых грибов рода *Candida*. Таксономичный спектр изолированных штаммов представлен в табл. 6.6.

Таблица 6.4

Условно-патогенная и патогенная микробиота рапы лимана

	Точки отбора		
Март	<i>Pseudomonas spp.</i> , <i>Vibrio spp.</i>	<i>Staphylococcus spp.</i>	<i>Vibrio spp.</i>
Апрель	<i>Vibrio spp.</i> , <i>E.coli</i>	Не выявлено	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Candida spp.</i>
Июль	<i>Bacillus spp.</i> , <i>Enterobacter cloacae</i> , <i>E. aerogenes</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>Pseudomonas spp.</i> , <i>E.coli</i>	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i> , <i>E.coli</i>
Сентябрь	<i>Bacillus spp.</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>Pseudomonas spp.</i>	<i>Bacillus spp.</i>

Таблица 6.5

Условно-патогенная и патогенная микробиота пелоидов лимана

	Точки отбора		
Март	<i>S. epidermidis</i> , <i>E.coli</i>	<i>Actinomyces spp.</i>	<i>Pseudomonas spp.</i> , <i>Proteus vulgaris</i>
Апрель	<i>S. epidermidis</i> , <i>E.coli</i>	<i>Pseudomonas spp.</i>	<i>Vibrio spp.</i>
Июль	<i>Enterobacter cloacae</i> , <i>Bacillus spp.</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>E.coli</i> , <i>Enterobacter cloacae</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>Methylbacterium aminovorans</i> , <i>E.coli</i>
Сентябрь	<i>P.vulgaris</i> , <i>Pseudomonas spp.</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>Pseudomonas spp.</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>Enterobacter cloacae</i>

Таксономичный спектр микроорганизмов, выделенных из рапы Шаблатского (Будакского) лимана, согласно определителю Bergey

Группа бактерий согласно определителю Bergey, 1997	Семейство	Род	Количество изолированных штаммов, абс.
Группа 4. Грамотрицательные, аэробные, микроаэрофильные палочки и кокки		<i>Pseudomonas</i>	7
Группа 5. Грамотрицательные, факультативно-анаэробные палочки	<i>Methylbacteriaceae</i>	<i>Methylbacterium</i>	5
		<i>Enterobacter</i>	3
		<i>Escherichia</i>	4
		<i>Proteus</i>	5
Группа 17. Грампозитивные кокки	<i>Vibrionaceae</i>	<i>Vibrio</i>	4
		<i>Staphylococcus</i>	6
Группа 18. Грампозитивные палочки и кокки, которые образуют эндоспores		<i>Streptococcus</i>	1
		<i>Bacillus</i>	14
Группа 20. Грампозитивные неспорообразующие палочки неправильной формы		<i>Actinomyces</i>	2

Выделение штаммов *S. epidermidis*, *E. coli*, *E. faecalis*, грибов рода *Candida* может служить косвенным показателем загрязнения лимана антропогенной микрофлорой. Причем в пробе №1 (Шаболатский лиман) штаммы *S. epidermidis* и *E. coli* изолированы не только из рапы, но и из пелоидов; в пробах рапы и пелоидов Будакского лимана дифференцированы 2 вида псевдомонад *P. aeruginosa* и *P. scissa*. Учитывая вспышки холеры в этой местности в 1992, 1994 и 1996 гг. [15, раздел 5], эндемический характер этой особо опасной инфекции и напряженность эпидемической ситуации с холерой в Украине в 2011 году, особое внимание уделяли изучению вибрионов. В ходе исследований выявлена группа морфологически идентичных галофильных штаммов, которые относятся к роду *Vibrio*, но не типированы до вида стандартными бактериологическими методами. Сравнение результатов генетического анализа, полученных при секвенировании 500 пар нуклеотидных последовательностей фрагментов 16s рРНК с библиотечной базой данных показало, что штаммы относятся к роду *Vibrio* и имеют 100 % гомологию с ATCC штаммами *V. diazotrophicus*. В настоящее время *V. diazotrophicus* отнесен к непатогенным вибрионам, что, вероятно, связано с недостаточным уровнем лабораторной диагностики при эпизодических случаях гастроэнтероколитов неизвестной этиологии. По нашему мнению, нуждается в дополнительном изучении экология и таксономичное положение изолированных штаммов *V. diazotrophicus* из разных источников. Поскольку это первое выявление *V. diazotrophicus* в Украине, следует отметить необходимость его депонирования.

Также были просеквенированы нуклеотидные последовательности фрагментов 16s рРНК штаммов, выявленных в повторных пробах, которые не идентифицировались классическими методами. Сиквенс анализ генов 16s рРНК показал высокую гомологию (98,81 – 99,05%) с типичным штаммом *Methylobacterium aminovorans* (ATSS=51358).

До последнего времени этот микроорганизм рассматривался как сапрофит, изучался как утилизатор метанола, стимулятор роста растений, продуцент определенных цитокининов и фитогормонов. Установлена высокая способность *Methylobacterium* к

образованию био пленок. В последние годы появились сообщения о выделении *Methylobacterium*, как возбудителя оппортунистических инфекций, из ротовой полости и крови человека.

6.5.2 Исследование патогенных кишечных вирусов

Оценку вирусного загрязнения лиманной воды за период 2002 – 2012 (1 полугодие) гг. осуществляли по данным мониторинга Центральной иммуно - вирусологической лаборатории Одесской областной СЭС. Исследовали уровни контаминации данных водных объектов ротавирусами (РВ), энтеровирусами (ЭВ), вирусом гепатита А (ВГА), аденовирусами (АдВ), реовирусами (РеВ). Идентификацию вирусов проводили с использованием соответствующих тест-систем согласно инструкций на их применение в соответствии с нормативным документом [46].

В рамках эколого-гигиенического мониторинга Шаболатского (Будакского) лимана в 2012 г. (март, май, июль) произведен отбор проб рапы и пелоидов в 3-х точках (точка 1 – Шаболатский лиман; точки 2,3 – Будакский лиман) с изучением вирусологических показателей.

Интерпретация результатов вирусологических исследований лиманной воды за период 2002–2012 гг. (табл. 6.7) вызвала некоторые затруднения, как в связи с отсутствием определения отдельных вирусов (ЭВ, АдВ, РеВ), так и в силу значительного уменьшения числа проб (например, для ВГА от 166 в 2003 г. до 6 в 2010 г.).

Фактически, наиболее показательным является 2003 г., когда были проанализованы все кишечные вирусы при достаточно репрезентативном числе проб рапы. Вместе с тем, эти данные подтверждают сходство тенденции к колебаниям уровней загрязнения морской и лиманной воды, что соответствует признанной общности геологической и гидрохимической структуры морей и лиманов как водных объектов. Следует отметить, что в рапе и пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана в 2012 г. кишечные вирусы не выявлены.

Таблица 6.7
Результаты выявления кишечных вирусов в лиманах Одесской области за период 2002-2012 гг.

Год	ВГА (проб/+)	РВ (проб/+)	ЭВ (проб/+)	АдВ (проб/+)	РеВ (проб/+)
1	2	3	4	5	6
2002	35	35	—	—	—
2003	166 6%	129 8,5%	297 2,7%	123 24,4%	125 11,2%
	10	11	8	30	14
2004	29	29	121	—	—
2005	32	7	9	—	—
2006	24	20	4	—	—
2007	32 6,2%	25	—	—	—
	2	—	—	—	—

1	2	3	4	5	6
2008	20 4,5%	22 4,5%			
2009	12	9 1,1%			
2010	6	19			
2011	18	18			
2012 1-е п/г	10	10			

Примечание: + - позитивные пробы; жирным шрифтом выделены % позитивных проб.

6.5.3 Исследование возбудителей кишечных паразитозов и гельминтозов

Исследования паразитологических показателей проб рапы и пелоидов (раздел 6.5.2) проводили согласно [47].

Установлено наличие в пелоидах точек 1 и 3 яиц *Ascaris lumbricoides* (50 в 1 кг пелоида) и онкосфер тениид (50 в 1 кг пелоида) (отбор проб 26.03.2012 г.); в рапе точки 3 — цист *Cryptosporidium* spp. (1 в 25 л рапы) (отбор проб 02.07.2012 г.).

Интерпретацию полученных данных проводили путем их сравнения с аналогичными результатами для других поверхностных водных объектов: Б-Днестровский лиман (г. Б-Днестровск); Затока (около канала Шабо), пгт Овидиополь, Тилигульский лиман (пгт Березовка, с. Лысенково), Хаджибейский лиман, Куяльницкий лиман (с. Щорсово), Шаболатский лиман (Сухолужье, Приморское, Приозерное), озеро Китай (с. Васильевка, с. Червоний яр, пруд Крепость), озеро Кагул, р. Вилета, озеро Каргал, водохранилище с. Нерушай, водохранилище с. Дмитровка, озеро Сасык, озеро Бурнас, озеро Ялпуг (гг. Измаил, Рени).

Оценку паразитарной контаминации лиманной воды проводили по данным лаборатории медицинской паразитологии Одесской областной СЭС. За период 2000–2011 гг. проанализирована 91 проба с целью идентификации возбудителей паразитарных заболеваний и гельминтозов: всего проведено 364 анализа (яйца гельминтов, личинки стронгилят, патогенные кишечные простейшие, ооцисты криптоспоридий).

Полученные результаты свидетельствуют о том, что из общего числа (91 пробы воды) — 18 (19,8 %) были позитивными, а из 364 анализов (91 на 4 вида возбудителей) — 26 (7,1%). Видовой спектр возбудителей представлен в табл. 6.8.

**Возбудители паразитарных заболеваний и гельминтозов,
которые выявлены в воде лиманов и озер Одесской области
за 2000–2011 гг.**

Возбудители	Число позитивных находок
Яйца <i>Toxocara canis</i>	4
Яйца <i>Ascaris lumbricoides</i>	5
Яйца <i>Enterobius vermicularis</i>	1
Цисты <i>Lambliа intestinalis</i>	1
<i>Blastocystis hominis</i>	1
Цисты <i>Entamoeba coli</i>	7
Цисты <i>Cryptosporidium spp.</i>	7

Если же расширить представление о проблеме для всех поверхностных водоемов Одесской области, можно получить следующую картину (табл. 6.9, рис. 6.19). При выраженном полиморфизме полученных данных представляется необходимым обратить внимание на два обстоятельства. Первое: тенденция к росту числа проб и анализов сопровождается относительной стабильностью %% позитивных проб. Второе: несмотря на применение недостаточно чувствительного метода выявления возбудителей (Крымская росинка), обращает внимание достаточно высокий процент позитивных находок для цист *Cryptosporidium spp.* (27,9 %), сопоставимый с результатами иммуномагнитной сепарации с применением моноклональных антител [48].

Конспективный анализ данных литературы показывает возрастающую эпидемическую значимость возбудителей паразитозов как контаминантов поверхностных водоемов.

В Украине с каждым годом проблема загрязнения поверхностных водоемов возбудителями паразитарных заболеваний и гельминтозов приобретает все большую актуальность. Например, по данным В.С. Борисенко с соавт. (2009) [49] на территории обслуживания СЭС Приднепровской железной дороги за 2001–2007 гг. 20,6 % проб воды были позитивными.

Таблица 6.9

Видовой спектр возбудителей паразитозов и гельминтозов и частота их выделения из воды открытых водоемов Одесской области (2000–2011 гг.)

Возбудители	Всего положительных проб	%% положительных находок
<i>Ascaris lumbricoides</i>	20	16,4
<i>Trichocephalus trichiurus</i>	10	8,2
<i>Toxocara canis</i>	9	7,4
<i>Enterobius vermicularis</i>	6	4,9
<i>Fasciola hepatica</i>	1	0,8
Личинки стронгиллят	1	0,8
<i>Lambliа intestinalis</i>	7	5,7
<i>Blastocystis hominis</i>	16	13,1
<i>Entamoeba histolitica</i>	1	0,8
<i>Entamoeba coli</i>	16	13,1
<i>Cryptosporidium spp.</i>	34	27,9

Результаты исследований проб воды поверхностных водоемов 1 и 2 категории на наличие ооцист криптоспоридий в г. Одессе и Одесской области за 2000–2004 гг. свидетельствуют об обнаружении этих биологических контаминантов в 1 пробе из 7 и в 6 из 69 проб соответственно [50].

Оценка загрязненности воды водоисточников цистами и ооцистами кишечных патогенных простейших как результат апробации метода иммуномагнитной сепарации биологического материала (пробы воды – 25–50 л из источников водоснабжения гг. Москвы и Череповца) с применением моноклональных антител показала положительные результаты в 30 % проб воды [48].

Ооцисты криптоспоридий обнаруживаются в неочищенных (до 10^3 ооцист/л) и очищенных (до 10^2 ооцист/л) сточных водах различных регионов США. Природные воды поверхностных водоемов содержат в среднем от 20 до 91, родники – до 4, подземные воды – до 0,3 ооцисты/100 л. Во время эпидемий отмечается

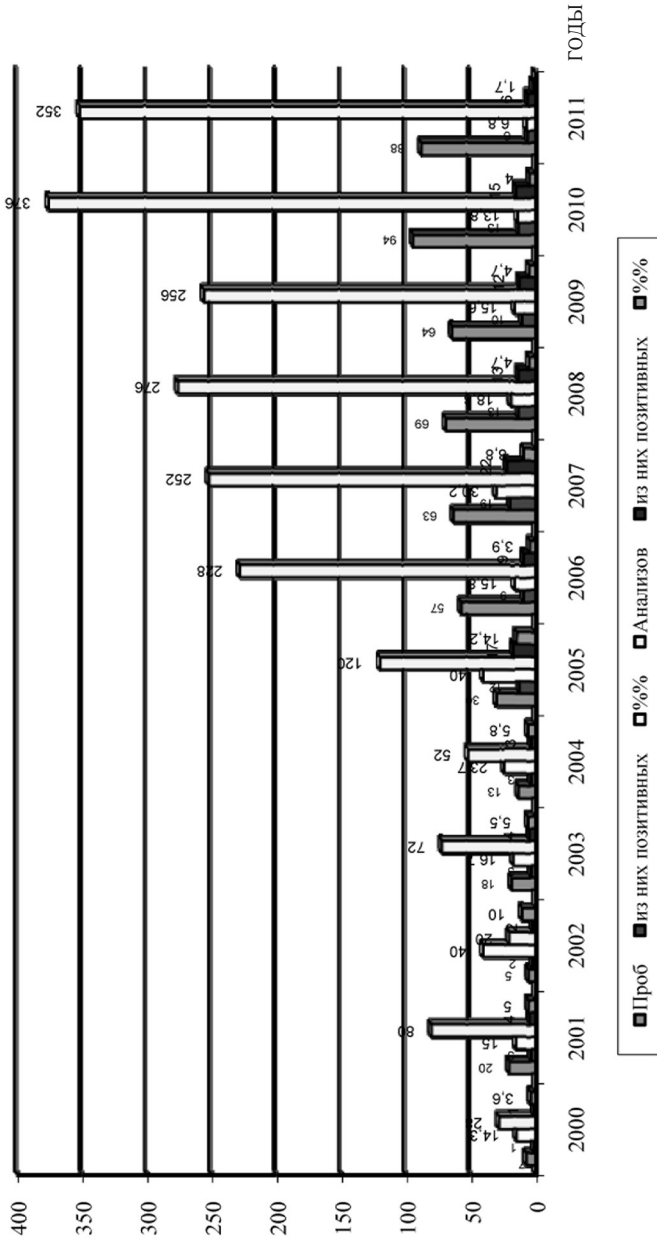


Рис. 6.19 Результаты санитарно-паразитологических исследований проб воды открытых водоемов Одесской области (2000 — 2011 гг.)

увеличение их содержания в питьевой воде в 100–1000 раз (до 900 ооцист/100 л [51].

Идентификация ооцист криптоспоридий и гьярдий в поверхностных водоисточниках показала выявление *Giardia* spp. и *Cryptosporidium* spp. в 81 % и 87 % образцов воды, соответственно [52].

С нашей точки зрения, интерпретация полученных данных более адекватна с точки зрения оценки методов идентификации возбудителей паразитозов и гельминтозов. Конспективный анализ таких методов на примере эпидемически значимых ооцист криптоспоридий по данным зарубежных источников показывает следующее.

Использование различных методов позволяет существенно оптимизировать выявление ооцист криптоспоридий: иммунофлюоресцентная детекция [53] дает возможность правильной идентификация подлинных изображений ооцист в 81-97 % образцов; метод клеточных культур [54] позволил установить значительную вариабельность инвазионной способности ооцист: для переменных 50%-ых инфекционных доз она колебалась от 40 до 614 ооцист; этот же метод [55] показал наличие инфекционных *C. parvum* oocysts в 40 % сбрасываемых дезинфицированных сточных водах (в среднем семь ооцист/100 л); метод Gelman Envigochek (HV) для больших объемов воды [56] создал возможность выделения ооцист криптоспоридий в 36–75 % образцов малокоштаминированных вод, а эпифлюоресцентная микроскопия с использованием специфических антител [57] – для идентификации в воде резервуаров ооцист от 1 до 10 /100 л.; метод обратной транскриптазы полимеразной цепной реакции (RT-PCR) позволил обнаружить ооцисты криптоспоридий в 100, 66,7 и 50 % образцов очищенной воды из различных точек отбора [58].

До настоящего времени этой проблеме в Украине не уделяется должного внимания [59]. Отчасти потому, что ооцисты криптоспоридий (в частности) в соответствующем нормативном документе [60] входят в общую группу «патогенные кишечные простейшие», тогда как их необходимо выделять и нормировать отдельно.

Таким образом, данные литературы и результаты проведенных исследований свидетельствуют, что простейшие и гельминты

являются значимыми биологическими контаминантами поверхностных водоемов, в том числе, лиманов, рапа и пелоиды которых являются бальнеологически ценными природными лечебными ресурсами. Это подчеркивает необходимость систематического мониторинга загрязнения этими возбудителями с применением современных методов исследований.

6.5.4 Исследование микобактерий туберкулеза

Исследование микобактерий туберкулеза в пробах рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана проводили в соответствии с нормативным документом [61]. Результаты свидетельствуют об отсутствии микобактерий во всех пробах (табл. 6.10).

Таблица 6.10

Результаты исследований микобактерий туберкулеза в пробах рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана

Даты и точки отбора	Рапа	Пелоиды
27.03.2012		
№ 1	отсутствие	отсутствие
№ 2	отсутствие	отсутствие
№ 3	отсутствие	отсутствие
16.05.2012		
№ 1	отсутствие	отсутствие
№ 2	отсутствие	отсутствие
№ 3	отсутствие	отсутствие
02.07.2012		
№ 1	отсутствие	отсутствие
№ 2	отсутствие	отсутствие
№ 3	отсутствие	отсутствие

6.6 Биотестирование воды и водных экстрактов донных отложений Шаболатского (Будаковского) лимана

Предыдущие длительные наблюдения акватории лимана позволили получить характеристику его современного экологического состояния [62]. К негативным изменениям относят деструкцию органического вещества не в донных отложениях, а в воде, при этом по содержанию органического вещества воды лимана характеризуются как гиперэвтрофные. Сложившаяся ситуация во многом связана со сменой продуцентов, и если ранее основу первичной продукции составляли водоросли — макрофиты, то в настоящее время это звено в экосистеме лимана деградировало и потребление биогенных веществ происходит за счет развития фитопланктона. В 1992 г. в бассейне лимана произошла экологическая катастрофа, вызванная залповым сбросом загрязняющих веществ, в результате которой резко ухудшилось качество воды. Негативные последствия этого события наблюдались до конца 2002 г. Но в 2003 г. мощный весенний паводок основательно промыл лиман, после чего экосистема лимана начала восстанавливаться.

Основу гидрологической трансформации Будаковского лимана составляет снижение склонового и поверхностного стока, что изменяет водный баланс в сторону увеличения расходной части путем испарения как причины осолонения лимана [63].

В настоящее время общепризнанным видом контроля качества вод является биотестирование на токсичность, представляющее собой интегральный показатель, отражающий реальную картину токсического загрязнения водных объектов. В Украине действующий нормативный документ по определению токсичности морских и солоноватых вод регламентирует проведение биотестирования с использованием ранних науплиальных стадий *Artemia salina* [64].

Artemia salina широко распространена по всему миру и является типичным обитателем соленых и ультрагалинных континентальных водоемов в диапазоне солености от 5 до 300 ‰. По происхождению это жаброногие ракообразные пресноводные, но некоторые из них, в том числе и артемия, способны к активной ос-

морегуляции, при которой соленость внутренних жидкостей близка к пресноводной, а излишек соли, поступающей из среды обитания, активно выводится из организма. Жабронogie ракообразные обитают в небольших, часто пересыхающих водоемах или, как артемия, в крупных континентальных водоемах, но с высокой соленостью. Отличительной особенностью временных и ультрагалинных водоемов является отсутствие хищников, что гарантирует процветание этих рачков.

Особенностью применения метода биотестирования с использованием науплиусов *A. salina* является то, что он требует отдельной подготовки тест-объекта к проведению экспериментов.

В лабораторных условиях яйца артемии хранят в высушенном состоянии в герметически закрытой посуде при комнатной температуре. Такой способ хранения основан на способности яиц сохранять жизнеспособность в высушенном состоянии — ангидробиозе. В состоянии ангидробиоза яйца сохраняют жизнеспособность в течение нескольких лет. Перед активацией яйца промораживают в течение 1—2 сут. при температуре — 10 °С. Предварительное промораживание включает механизм развития эмбрионов.

Для получения науплиусов 0,5 г сухих яиц помещали в литровую колбу и заливали очищенной водопроводной водой. Через 30 мин, не взбалтывая содержимого посуды, сливали верхний слой воды с целью удаления пустых оболочек и нежизнеспособных яиц. Промытые таким образом яйца готовили к выклеву, т.е. к активации, которая является необходимой процедурой для получения высокого процента выклева и синхронности развития яиц.

Активация включает в себя кратковременное, до 15—20 мин, выдерживание яиц в 10 % растворе перекиси водорода для насыщения атомарным кислородом, необходимым для эмбриогенеза. Затем яйца помещали в кристаллизатор, заполненный профильтрованной морской водой, соленостью 12—15 ‰. Кристаллизатор с яйцами устанавливали в инкубатор, при температуре 25 °С и в условиях круглосуточного освещения. В таких условиях выклев науплиусов из яиц происходит через 18—24 ч.

Науплиусы артемии обладают положительным фототаксисом

и концентрируются в самой освещенной части кристаллизатора, что снижает травматизм при поимке тест-объектов. Отловленных науплиусов помещают в растворы токсикантов или исследуемые пробы воды. В связи с эндогенным типом питания ранних науплиальных стадий, когда организм расходует собственные питательные вещества, рачков не кормят.

Определение общей токсичности основывается на сравнении результатов гибели личинок (науплиусов) артемий в тестируемой воде и воде, отобранной в условно чистом районе, которую используют в качестве контроля. За критерий токсичности принимают количество погибших личинок за 72 ч. Условия проведения анализа: температура процедуры биотестирования (25 ± 2) °С, фотопериод 16 ч — день, 8 ч — ночь. В ходе анализа тест - организмы не получали корма.

Исследование проб рапы и контроля выполнено в 50 мл сосудах при плотности посадки 1 организм на 5 мл. Анализ каждой пробы выполнен в 5- и повторностях. Через 24 и 48 ч в каждом варианте подсчитывали количество выживших науплиусов, заключение о наличии или отсутствии острой летальной токсичности делали на основании показателей смертности за 72 ч экспозиции. Методика расчета основана на установлении различия между количеством погибших науплиусов *A. salina* в анализируемой пробе (опыт) и культивационной воде (контроль). Критерием острой летальной токсичности является гибель 50 % и более науплиусов в опыте по сравнению с контролем за 72 ч биотестирования [63].

Перед биотестированием пробы рапы фильтровали через газ № 74 для удаления природного планктона. Следует отметить, что в пробах рапы всех трех точек присутствовали планктонные организмы: веслоногие ракообразные, личинки полихет.

Согласно методике [64], соленость воды для получения экстрактов донных отложений, оптимальной для нормального развития науплиусов, составляла 15 ‰, что соответствует средней солености воды лимана (16,7 ‰) [65].

Традиционная в аналитической химии экстракция загрязняющих веществ из донных отложений не применима к выявлению биологических эффектов в силу наличия в экстрактах химических

реактивов, токсичных для гидробионтов, с помощью которых и проводится экстракция. В связи с этим готовили водную экстракцию донных отложений в соответствии с рекомендациями [66].

На первоначальном этапе влажные пробы донных отложений высушивали до воздушно-сухого состояния при температуре (20 ± 5) °С, предварительно удалив крупные механические примеси (остатки растений, камешки и т.д.). Навеску в 40 г высушенной таким образом пробы донных отложений заливали чистой водой в соотношении 1:4 (40 г грунта и 160 мл воды). Полученную смесь периодически встряхивали в течение 30 мин. Затем суспензию отфильтровали через фильтровальную бумагу и полученный экстракт использовали для дальнейшего биотестирования. Из полученного водного экстракта провели серию разведений: без разведения, 1:2, 1:4, 1:8 и в каждый вариант разведения помещали по 10 экз. суточных науплиусов *A. salina*, в 5-ти повторностях.

Результаты проведенного исследования представлены в табл. 6.11 – 6.16. При этом для каждого варианта эксперимента, как для рапы, так и для водных экстрактов донных отложений приведены статистически обработанные показатели выживаемости тест-объектов. Среднюю выживаемость ($M \pm m$) по сравнению с контролем (% от контроля) науплиусов *A. salina* сравнивали с критерием Стьюдента для уровня значимости $P=0,05$, на основании которого делали заключение о наличии или отсутствии острой летальной токсичности.

В пробах рапы лимана, отобранных в ходе первой съемки (табл. 6.11), показатели выживаемости ранних науплиальных стадий *A. salina* в трех пробах близки к контролю, и ни в одной не наблюдалось превышение смертности 50 % тест-объектов.

Токсикометрический эксперимент по исследованию качества водных экстрактов донных отложений по результатам первой съемки (табл. 6.12) не выявил превышения 50 % смертности науплиусов *A. salina*. Наибольший эффект снижения выживаемости (72,0 % к контролю) к завершению экспозиции отмечен в пробе № 1.

Токсикологическая оценка проб рапы и донных отложений

(вторая съемка) представлена в табл. 6.13, 6.14.

Результаты биотестирования рапы Будаковского лимана (вторая съемка) показали незначительное снижение выживаемости науплиусов *A. salina* по сравнению с контролем (табл. 6.13). Выживаемость в пробах № 1, 2 составила 98 %, а в пробе № 3 смертность не отмечена.

Исходя из результатов биотестирования водных экстрактов донных отложений, отобранных в ходе второй съемки (табл. 6.14), наименьшая выживаемость тест-объектов (84,0 %) отмечена в пробе № 1. В пробах № 2-3 выживаемость науплиусов к завершению экспозиции составила 90 и 94 %, соответственно.

Результаты токсикологического исследования проб рапы заключительной третьей съемки (табл. 6.15) показали отсутствие острой летальной токсичности для науплиусов *A. salina*. Незначительное снижение выживаемости (92 %) отмечено для первой пробы.

Выживаемость тест-объектов (табл. 6.16) в водных экстрактах донных отложений (третья съемка) не превышала 50 %, и пробы, таким образом, можно охарактеризовать как нетоксичные.

В ходе проведенных экспериментов по оценке токсичности воды и донных отложений лимана для ранних науплиальных стадий *A. salina* (рис. 6.20; 6.21) ни разу не отмечено снижение выживаемости ниже 50 % по сравнению с контролем.

Анализ результатов по выживаемости тест-объектов в пробах рапы в ходе трех съемок (рис. 6.20) показал наиболее значимое влияние на выживаемость артемии в пробе № 1. Наименьшее снижение выживаемости по сравнению с контролем показано для пробы № 2.

Снижение выживаемости артемии в водных экстрактах донных отложений (рис. 6.21) было более значимо по сравнению с результатами биотестирования проб рапы (рис. 6.20). По-видимому, это связано с тем, что донные отложения являются наиболее загрязненным компонентом водных экосистем. Именно

Таблица 6.11

**Показатели выживаемости науплиусов *A. salina* в пробах рапы
Шаблатского (Будакского) лимана (съемка 1)**

№ точки отбора	$M \pm m$	% от контроля	t Стьюдента	Заключение о токсичности для уровня значимости 0,05
1	7,8±0,8	78,0	0,73	не токсично
2	9,4±0,5	94,0	0,18	не токсично
3	9,2±0,8	92,0	0,24	не токсично
Контроль	10,0±0,0	100	-	не токсично

Таблица 6.12

**Показатели выживаемости науплиусов *A. salina* в водных экстрактах проб донных отложений
Шаблатского (Будакского) лимана (съемка 1)**

№ точки отбора	$M \pm m$	% от контроля	t Стьюдента	Заключение о токсичности для уровня значимости 0,05
1	7,2±0,4	72,0	0,96	не токсично
2	8,8±0,4	88,0	0,38	не токсично
3	8,6±0,5	86,0	0,45	не токсично
Контроль	10,0±0,0	100	-	не токсично

**Показатели выживаемости науплиусов *A. salina* в пробах рапы
Шаблатского (Будакского) лимана (съемка 2)**

№ точки отбора	$M \pm m$	% от контроля	t Стьюдента	Заключение о токсичности для уровня значимости 0,05
1	9,8±0,4	98	0,06	не токсично
2	9,8±0,4	98	0,06	не токсично
3	10,0±0,0	100	-	не токсично
Контроль	10,0±0,0	100	-	не токсично

**Показатели выживаемости науплиусов *A. salina* в водных экстрактах проб донных отложений
Шаблатского (Будакского) лимана (съемка 2)**

№ точки отбора	$M \pm m$	% от контроля	t Стьюдента	Заключение о токсичности для уровня значимости 0,05
1	8,4±0,5	84	0,51	не токсично
2	9,0±0,7	90	0,31	не токсично
3	9,4±0,5	94	0,18	не токсично
Контроль	10,0±0,0	100	-	не токсично

**Показатели выживаемости науплиусов *A. salina* в пробах рапы
Шаблатского (Будаковского) лимана (съемка 3)**

№ точки отбора	$M \pm m$	% от контроля	t Стьюдента	Заключение о токсичности для уровня значимости 0,05
1	9,2±0,8	92	0,24	не токсично
2	9,4±0,8	94	0,18	не токсично
3	9,8±0,4	98	0,06	не токсично
Контроль	10,0±0,0	100	-	не токсично

**Показатели выживаемости науплиусов *A. salina* в водных экстрактах проб донных отложений
Шаблатского (Будаковского) лимана (съемка 3)**

№ точки отбора	$M \pm m$	% от контроля	t Стьюдента	Заключение о токсичности для уровня значимости 0,05
1	8,0±0,7	80	0,66	не токсично
2	8,8±0,4	88	0,38	не токсично
3	9,2±0,4	92	0,24	не токсично
Контроль	10,0±0,0	100	-	не токсично

они аккумулируют все виды загрязняющих веществ, поступающих с поверхностным стоком, атмосферными осадками, отмершими растительными и животными организмами, а также с техногенными материалами хозяйственной деятельности человека.

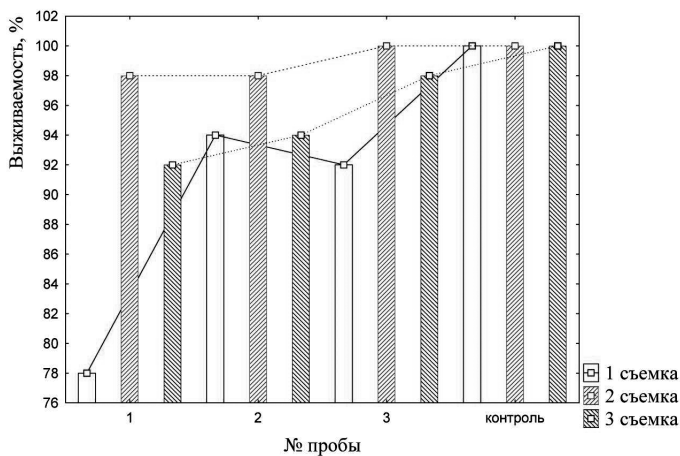


Рис. 6.20 Выживаемость (%) науплиусов *A. salina* в пробах рапы Шаболатского (Будакского) лимана

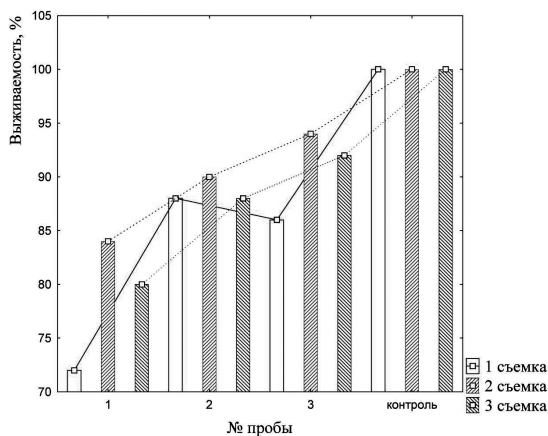


Рис. 6.21 Выживаемость (%) науплиусов *A. salina* в пробах пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана

При этом наибольшее снижение выживаемости науплиусов *A. salina* в водных экстрактах проб донных отложений Будаковского лимана также отмечено для пробы № 1 в течение трех съёмок 2012 года.

Несмотря на незначительное снижение выживаемости тест-объектов в рапе и водных экстрактах донных отложений, можно заключить: проанализированные пробы не обладают токсичными свойствами, о чем свидетельствует отсутствие превышения 50 %-ой смертности науплиусов *A. salina* по сравнению с контролем.

Согласно [67] уровень острой летальной токсичности имеет количественную и качественную характеристики. Количественная характеристика выражается значением необходимой кратности разведения, а качественная — словесным значением и соответствующим классом токсичности.

В результате проведенного биотестирования конечное значение кратности разбавления равно 0 (нативная проба, без разбавления), при которой не отмечалась гибель 50 % тест-объектов. Это характерно для всех проб рапы и донных отложений лимана, в связи с чем все пробы могут быть отнесены к нетоксичному уровню и классу токсичности 1.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Токсикологический анализ проб рапы и донных отложений Шаболатского (Будаковского) лимана с использованием ранних науплиальных стадий *A. salina* показал отсутствие острой летальной токсичности как рапы, так и водных экстрактов донных отложений.

В целом, проведенная токсикологическая оценка качества рапы и донных отложений лимана по результатам 3-х съёмок 2012 г. указывает на низкий уровень биотоксичных загрязняющих веществ как в рапе, так и в донных отложениях. Отсутствие острой токсичности наряду с благоприятными физико-химическими характеристиками [65] и относительно низким уровнем антропогенного пресса делает природные ресурсы лимана потенциально благоприятными для производства морепродуктов и использования лимана для марикультуры [68], а также для рекреационного использования.

**ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РЕКРЕАЦИОННОГО
ПОТЕНЦИАЛА КУОРТА СЕРГЕЕВКА НА ТЕРРИТОРИИ
ШАБОЛАТСКОГО (БУДАКСКОГО) ЛИМАНА**

При решении проблем комплексного освоения природных ресурсов лиманно-устьевых комплексов (ЛУК) следует учитывать огромную социально-экономическую значимость региона как базы для дальнейшего массового оздоровления населения страны. Развитие курортов, туризма и отдыха является в этом регионе одной из специализированных отраслей государственного значения [1]. По состоянию на 1980 г., в целом по региону коечный фонд организованного рекреационного хозяйства превышал 270 тыс. мест; в течение года здесь отдыхало более 3,2 млн. человек, или 8,7 % всех отдыхающих Советского Союза. Кроме того, значительная часть населения отдыхала здесь неорганизованно [2].

Достаточно актуальной является проблема увеличения пропускной способности здравниц региона. Не менее важна и проблема неравномерности освоения морского побережья. Дело в том, что основная часть здравниц расположена в Одесском курортном районе, а также на курортах «Каролино-Бугаз», «Заточка», «Кюяльник». Практически освоенной является значительная часть побережья лиманов, в частности Тилигульского и Днепровско-Бугского. Существенную проблему представляет также неравномерность функционирования здравниц во времени, сезонность. Около 40 % годовой численности отдыхающих приходится на лето [1].

Как показали исследования, проведенные в СССР [3], экономический эффект народного хозяйства страны от современного рекреационного хозяйства данного региона (включая морское побережье) превышал 135 млн. рублей в год. Он получался с учетом оценки роста производительности труда работников после оздоровления, сокращения экономического ущерба от их заболеваемости и т. д. При этом 50 % эффекта в то время и 40 % в перспективе могли быть получены в результате курортного (эко-

логически допустимого) использования рекреационных ресурсов лиманно-устьевых комплексов Причерноморья (около 38 млн. отдыхающих в год).

Влияние хозяйственной деятельности человека повсеместно ухудшило состояние рекреационных ресурсов ЛУК Причерноморья. Предотвратить это должна разработка комплексной целевой программы по их рациональному использованию, охране и воспроизводству [1].

Эколого-экономическая оценка рекреационного потенциала курорта Сергеевка на территории Шаболатского (Будакского) лимана показала следующее [4].

Согласно информации, предоставленной поселковым советом пгт Сергеевка (по состоянию на 2010 г.) численность населения составляет 5200 человек.

Анализ показал, что:

- количество трудоспособного населения – 1270 чел.;
- количество рабочих мест – 950 чел.;
- фонд койко-мест – 2892;
- средняя заработная плата медперсонала – 1480 грн.;
- среднее количество отдыхающих за год – 21000 чел.;
- стоимость путевки (ориентировочно) – 220–230 грн/сут.

Экономический эффект от курортного оздоровления в санаториях данного курорта по нашим расчетам составляет:

$21000 \text{ чел./год} \times 225 \text{ грн./день} = 4725 \text{ 000 грн./чел./год}$, что составит после отчисления в бюджет – 2 835 000 грн.

Прибыль санаториев от лечения при стоимости 1 грязевой процедуры в 65 грн. составляет:

$21 \text{ 000} \times 65 = 1 \text{ 365 000 грн./год}$ (без учета отчисления в бюджет).

Если считать, что 40 % от прибыли отчисляется в бюджет, то прибыль составляет:

40 % от прибыли – 546 000 тыс. грн.

$1 \text{ 365 000} - 546 \text{ 000} = 819 \text{ 000 грн./год}$.

С помощью эколого-гигиеничного мониторинга можно выбрать основные доминанты эффективного использования потенциала курортно-рекреационной территории.

Анализ современного использования природных лечебных ресурсов (ПЛР) может быть проведен на основе количественной оценки природно-рекреационного потенциала (ПРП). Показателем ПРП является количество человек, которым предлагаются лечение, отдых и туристические услуги, исходя из запасов природно-рекреационных ресурсов региона за определенный период. Этот показатель позволяет количественно сравнить рекреационные ресурсы и определить возможности рекреационного использования разных видов ресурсов и их объемы.

Оценку потенциала («П») курорта Сергеевка рассчитывали для месторождений пелоидов [5] (формула 7.1):

$$П = V : n, (7.1)$$

где V – суммарные запасы ресурса, ед/год;

n – норма потребления на один курс, ед.

Природный «П» грязелечения на курорте Сергеевка обеспечивается использованием сульфидных иловых пелоидов, ежегодная добыча которых составляет 150 000 м³. Пелоидотерапия применяется в виде общих грязевых процедур и местных аппликаций пелоидов. В среднем на один курс (12–15 процедур) используется около 0,3 м³ пелоидов (24 кг на одного человека в день): $П = 150000 \text{ м}^3 : 0,3 = 500\,000 \text{ чел/год}$.

Если стоимость процедуры составляет 65 грн, то прибыль курорта составит 32 500 000 грн/год.

Климат курорта обусловлен Шаболатским (Будакским) лиманом и морем, лесопарковой зоной на территории Сергеевки и степью. На востоке в трех километрах от Сергеевки (по косе) климат обусловлен Днестровским лиманом, который впадает в Черное море в районе поселка Затока.

Средний показатель предельно допустимых нагрузок для пляжей составляет 2000 лиц/га, а средняя продолжительность курса климатолечения – 54 дня. Рекомендованный врачами режим приема солнечных ванн без вреда для здоровья составляет 3 раза

в неделю, то есть 125 дней – 18 недель [6].

Таким образом, имея объективные индикаторы состояния пляжей, можно рассчитать природно-рекреационный потенциал климатолечебных территорий пляжей. Природный рекреационный потенциал климатолечебных местностей определяется по формуле 7.2:

$$P_k = S_k N T / t, (7.2)$$

где P_k – потенциальная рекреационная емкость климатолечебных местностей (пляжей) – ПРП климатолечения, лиц/год;

$S_k = 42$ – площадь курортной территории в климатолечебных местностях, га;

$N = 2000$ – норматив предельно допустимых рекреационных нагрузок на ландшафты, человек/год;

$T = 125$ – продолжительность благоприятного периода, дней/год;

$t = 54$ – продолжительность курса климатолечения, дней

Расчеты показывают, что P_k пляжей = $(42 \times 2000 \times 125) : 54 = 194\,444$ чел/год.

Прибыль от лечения (если путевка ориентировочно стоит 230 грн. и 30 % стоимости составляет лечение) составит 12 638 860 грн/год.

Климатический ресурс курорта можно рассчитать по вышеприведенной формуле 7.2 для социальной, медико-психологической реабилитации населения [5]:

$S_k = 122$ га – площадь лесопарковой зоны,

$N = 2$ чел/га – норматив предельно-допустимой рекреационной нагрузки,

$T = 125$ – продолжительность благоприятного периода для климатолечения, дней/год;

$t = 21$ – продолжительность курса климатолечения, дней

$P_k = 1452, 4$ лиц/год.

Это позволяет получить дополнительную прибыль

94404,8 грн/год.

Нормы рекреационной нагрузки зависят, главным образом, от природных ландшафтов и сезона года. Наибольшую стойкость к рекреационной нагрузке имеют приморские природные комплексы, наименьшую — низменные. Природно-рекреационная нагрузка летом выше, чем зимой. Для разных природных комплексов рекреационная нагрузка зимой колеблется от 20 % для приморских и до 80 % для горных территорий относительно летнего периода, что связано со спецификой рекреационной деятельности в разные сезоны года.

Исходя из этих данных, нормативные показатели рекреационной нагрузки для разных природных комплексов Украины следующие (табл. 7.1).

Курортный сезон обычно длится с середины мая до начала октября. Наблюдение за ландшафтом курорта позволило выделить в году 6 климатических периодов:

- а) ранней весны с 25—28 февраля по 15—20 апреля;
- б) весенний с 15—20 апреля по 10—15 июня;
- в) летний с 10—15 июня по 20—25 августа;
- г) бархатный сезон с 20—25 августа по 20—25 сентября;
- д) осенний с 20—25 сентября по 5—10 декабря;
- е) зимний с 5—10 декабря по 25—28 февраля.

Приведенные выше нормы рекреационной нагрузки служат базой для определения емкости рекреационных территорий.

Таким образом, нормативная рекреационная нагрузка летом с учетом бархатного сезона в среднем составит:

$$400 \text{ лиц/км}^2 \times 110 \text{ дней} \times 1,64 \text{ км}^2 = 72\,160 \text{ лиц.}$$

Нормативная рекреационная нагрузка зимой в среднем составит:

$$80 \times 90 \times 1,64 = 11\,808 \text{ лиц.}$$

В среднем в год курорт может принять 83 968 чел., что в 4 раза больше фактического уровня [5, 7]. Результаты расчетов представлены в табл. 7.2.

Таблица 7.1

Нормативные показатели рекреационной нагрузки на природные комплексы

Природные комплексы	Нормативы рекреационной нагрузки (чел./км ²)					
	мин.	лето		средняя	мин.	макс.
		макс.	макс.			
Приморские	300	500	400	400	60	100
Озерные	80	150	115	115	16	45
Речные	50	80	65	65	16	24
Низменности	80	120	100	100	30	50
Холмистые возвышенности	100	150	125	125	40	60
Горные	110	200	155	155	60	160
						зима
						80
						30
						20
						40
						50
						110

Примечание: таблица составлена на основе данных [8, 9].

Таблица 7.2

Результаты расчетов эколого-экономической эффективности курорта Сергеевка, чел/год

Показатели	Фактические данные	С внедрением системы мониторинга	
Рекреационная нагрузка	Количество лиц в год	21000	83968 чел
	Количество лиц в год при использовании лечения пелоидами	—	500 000 чел/год
	При климатолечении (пляжи)	—	194 444 чел/год
	Климатолечение (парковая зона)	—	1452, 4 чел/год
Экономическая эффективность	Прибыль от лечения в год	1 365 000 грн/год	5 457920 грн/год
	Лечение пелоидами	—	32 500 000 грн/год
	Климатолечение (пляжи)	—	12638860 грн/год
	Климатолечение (лесопарковая зона)	—	94 404, 8 грн/год

Полученные данные о наличии и оценке использования природно-ресурсного потенциала курорта Сергеевка позволяют сделать вывод о высоком уровне обеспеченности его территории ПЛР для курортной рекреации и медицинской реабилитации.

Проведенная оценка эколого-экономической целесообразности функционирования курорта Сергеевка показывает, что его природно-ресурсный потенциал в данное время используется неэффективно и нерационально.

Таким образом, внедрение системы эколого-гигиенического мониторинга Шаболатского (Будакского) лимана на территории курорта Сергеевка позволит получить прибыль, которая будет в 4 раза превышать фактическую [4].

ОБСУЖДЕНИЕ

Важнейшие курортно-рекреационные ресурсы (пелоиды, минеральные и прибрежные морские воды) в настоящее время подвергаются значительной антропогенной нагрузке, проявляющейся в накоплении в них ряда опасных веществ — пестицидов, тяжелых металлов, нефтепродуктов, ПАВ, фенолов и их смесей. При этом систематический мониторинг процессов загрязнения и их эколого-гигиенические последствия практически отсутствует, как и научно обоснованные регламенты допустимого содержания поллютантов в курортных ресурсах, что не позволяет получить полноценную картину загрязнения курортной среды, выявить динамику этих процессов и адекватно оценить степень их эколого-гигиенической опасности. Проводимые сейчас на курортах природоохранные меры не имеют общей научной программы, методической и информационной базы, направлены в основном на решение мелких узковедомственных экологических вопросов без предварительного глубокого анализа причин сложившегося положения, что приводит к распылению и без того ограниченных материальных и кадастровых ресурсов и не может заметно повлиять на экологическое состояние курортов.

С позиции экологии задача установления количественных пороговых пределов и диапазонов допустимого содержания загрязнителей в биосфере разработана крайне недостаточно и соответствующие регламенты не предложены. При этом ориентация на имеющиеся ведомственные ПДК (гигиенические, рыбохозяйственные и др.) или результаты биотестирования не может заменить системы экологических стандартов. В связи с этим современное нормирование поллютантов в природных лечебных ресурсах, являющихся неотъемлемыми компонентами среды курортов, должно носить комплексный эколого-гигиенический характер.

По мнению С.Э. Шибанова (1993) [5, раздел 1] первоочередным является решение трех кардинальных проблем охраны курортной среды от загрязнения:

- разработка межведомственной научной программы изуче-

ния опасности загрязнения курортов и улучшения их экологического состояния;

— разработка концептуальных и методических подходов к гигиеническому и эколого-гигиеническому регламентированию вредных веществ в природных лечебных ресурсах (пелоидах, минеральных и прибрежных морских водах) и обоснование соответствующих нормативов для основных загрязнителей этих объектов, принципов оценки опасности их многокомпонентного загрязнения;

— проведение всесторонней оценки опасности загрязнения природных лечебных ресурсов на основе предложенных нормативов допустимого содержания вредных веществ и разработка программы первоочередных мероприятий по предотвращению деградации лечебно-оздоровительного потенциала курортов вследствие загрязнения.

Предложенная программа исследования и улучшения экологического состояния курортов включает в себя 4 основных блока вопросов:

- создание системы мониторинга загрязнения курортной среды и его эколого-гигиенических последствий;
- научное обоснование эколого-гигиенических регламентов вредных веществ в природных лечебных ресурсах и коррекция существующих ПДК загрязнителей в окружающей среде применительно к курортным условиям;
- всесторонний анализ опасности загрязнения курортной среды на основе эколого-гигиенических нормативов допустимого содержания поллютантов и корреляционной зависимости между уровнями загрязнения и состоянием здоровья людей, лечебно-оздоровительного потенциала экосистем, выявление наиболее неблагоприятных экологических ситуаций, зон и причин создавшегося положения;
- разработка комплекса первоочередных природоохранных мер.

С целью выполнения первого этапа данной программы

С.Э. Шибановым собраны и проанализированы материалы по уровням загрязнения природных лечебных ресурсов и окружающей среды курортов. В результате этого установлено, что приоритетными поллютантами курортной среды сейчас являются пестициды, тяжелые металлы, нефтепродукты, ПАВ, фенолы. Поскольку содержание тяжелых металлов в пелоидах не превышает фоновых значений в почве и они нормированы в минеральных и морских водах, первоочередными объектами регламентирования в курортных ресурсах являются остальные перечисленные загрязнители и их сочетание.

Проведенный анализ опасности существующего загрязнения природных лечебных ресурсов наглядно свидетельствует о невозможности дальнейшего сосуществования в курортных регионах курортно-рекреационной сферы и других отраслей народного хозяйства, не обусловленных потребностями курортов и наносящий им очевидный ущерб. Приоритетное развитие в курортных зонах должно получить курортное дело с соответствующим комплексом природоохранных мероприятий с ограничением и постепенной ликвидацией других отраслей деятельности. Понимая, что решение этой задачи требует значительных финансовых и временных затрат, сформулированы первоочередные направления неотложных мероприятий по защите и сохранению лечебно-оздоровительного потенциала курортов.

Представленные в этой книге результаты аналитических и экспериментальных исследований природных лечебных ресурсов (рапы и пелоидов) причерноморских лиманов подчеркивают необычайную актуальность принятия срочных мер по охране курортных территорий с их запасами ПЛР в целом, и лиманов, в частности. Мы сконцентрировали свое внимание именно на лиманах. Не столько по причине их географической близости, сколько в связи с общеизвестным фактом возрастающей уязвимости лиманов, как поверхностных водных объектов, к антропогенному воздействию. Поэтому мы сочли необходимым дать конспективную оценку биологической контаминации прибрежных вод морей, эстуариев, лиманов и краткую эколого-гигиеническую характеристику стойких органических загрязнителей (СОЗ), как контаминантов водной среды, поскольку эти вопросы в отечественной литературе освещены

щены недостаточно.

Анализ ретроспективных эколого-гигиенических исследований некоторых причерноморских лиманов показал с одной стороны, глубину изучения вопросов загрязнения определенными поллютантами, с другой — отсутствие целостной системы контроля, что не позволяет разработать стратегию их защиты от загрязнения.

В силу целого ряда причин мы уделили более пристальное внимание Шаболатскому (Будакскому) лиману. Это обусловлено, как недостаточной изученностью этого объекта (последнее систематическое исследование датируется 1982 г.), так и рядом специфических обстоятельств, суть которых сводится к напряженности экологической и санитарно-эпидемической ситуации на этой территории. Речь идет о масштабных экологических катастрофах с массовой гибелью биоты лимана в 1992 и 2002 гг. (источники которых не установлены) (12–14, раздел 5) и вспышках холеры в 1986, 1994 и 1995 гг. (последствия которых не отслежены) (15, раздел 5). Попытки восстановить истинные причины этих значимых экологических и эпидемических инцидентов оказались безуспешными. Поскольку выдвигаемые версии по отрывочным опубликованным данным были несостоятельны, а архивные данные не сохранились. Например, причиной экологических катастроф назывался сброс детергентов из резервуаров пелоидов санаториев, расположенных по берегам лимана, а главным фактором, определяющим вспышки холеры — отсутствие канализации баз отдыха. Отмечалось аварийное состояние канализационного коллектора (отсутствующего), по которому сточные воды Сергеевки сбрасываются в море.

В первый год исследований (2010) мы находились под видимым влиянием таких неправильных трактовок ситуации и проводили мониторинг в летние месяцы. Обнаружив индикаторы свежего загрязнения, мы, тем не менее, были так же далеки от истины, как и наши предшественники, поскольку не выявили источник загрязнения [1 — 3]. И только после проведения весеннего цикла исследований 2011 г., когда в марте были идентифицированы признаки залпового загрязнения Шаболатского лимана [4, 5],

возникла необходимость интегрального подхода к мониторингу, этапы которого состоят в следующем:

- Информационная составляющая — опрос «старожилов» показал, что в 80-е гг. на Шаболате работало кефалевое хозяйство, для чего с целью повышения водности лимана были созданы два искусственных канала, соединяющих его с Днестровским лиманом.

- Географическая оценка — мы обнаружили каналы и обследовали их по всей длине. Их ширина составляет от 5 до 8 метров, глубина до 2 метров и, судя по наполненности водой, они функционируют.

- Физико-географическая и микроклиматологическая характеристики — анализ динамики изменений уровня воды в Днестровском лимане в зависимости от направления ветра 21.03 и 22.03. 2011 г., т.е. накануне отбора проб, показал перепад уровня по отношению к Шаболатскому лиману порядка 20 см в сочетании с сильным ветром с направленностью в сторону лимана.

- Микробиологическая оценка — в пробах рапы лимана от 22.03.2011 г. обнаружены индикаторы свежего фекального загрязнения, а в этот и последующие месяцы (апрель, июль, сентябрь) суммарно выделено и амплифицировано 26 штаммов микроорганизмов, которые относятся к 5 родам условно-патогенной микрофлоры.

- Организационно-аналитическая оценка — в ответ на Докладную записку о необходимости устранения источника загрязнения лимана получим ответ из Государственного управления охраны окружающей природной среды в Одесской области, согласно которому накануне мартовского отбора проб рапы и пеллоидов (13–14 марта) в Днестровском лимане произошел залповый сброс неочищенных сточных вод вследствие аварии на канализационном коллекторе.

Результаты проведенных исследований позволили разработать регламент эколого-гигиенического мониторинга лиманов, как водных объектов, отнесенных к категории лечебных [6 – 8], на который получено свидетельство о регистрации авторского права [9] (рис.). Он состоит из последовательных и взаимосвя-

занных этапов: информационно-поискового, экспериментально-исследовательского и аналитически-рекомендационного.

На первом этапе выполняется информационный поиск по данным литературы и отчетности санитарно-эпидемиологической службы, экологической инспекции, определения микроклиматической и физико-географической характеристик, результатом чего является предварительный вывод относительно источника загрязнения. На этом этапе разрабатывается программа исследований и перечень контролируемых показателей. На экспериментально-исследовательском этапе определяются основные физико-химические, санитарно-химические и санитарно-микробиологические параметры, а при их несоответствии существующим нормативам или недостаточной чувствительности методик принимается решение относительно определения дополнительных показателей загрязнения (СОЗ, условно-патогенная и патогенная микрофлора). Аналитически-рекомендационный этап предусматривает анализ результатов исследований, окончательный вывод относительно источника загрязнения, который основывается на данных первого и второго этапов. Завершается мониторинг разработкой рекомендаций относительно устранения источника загрязнения.

Анализ эволюции наших взглядов на характер и причины загрязнения лимана позволил обнаружить некоторые фундаментальные и прикладные аспекты этой проблемы.

Прежде всего отметим сложность интерпретации микробиологических исследований [4, 5] в соответствии с двумя нормативами, которые регламентируются действующими документами [13, раздел 6; 10]. Это свидетельствует о необходимости принципиально новых подходов к нормированию качества рапы и пелоидов, как природных лечебных ресурсов [11, 12].

Первый документ [13, раздел 6], как стандарт, распространяется на подземные минеральные природные лечебные воды различных физико-химических свойств, которые назначаются и используются в медицинской реабилитации и курортологии для внутреннего и внешнего применения и регламентирует следующие предельно допустимые значения микробиологических по-

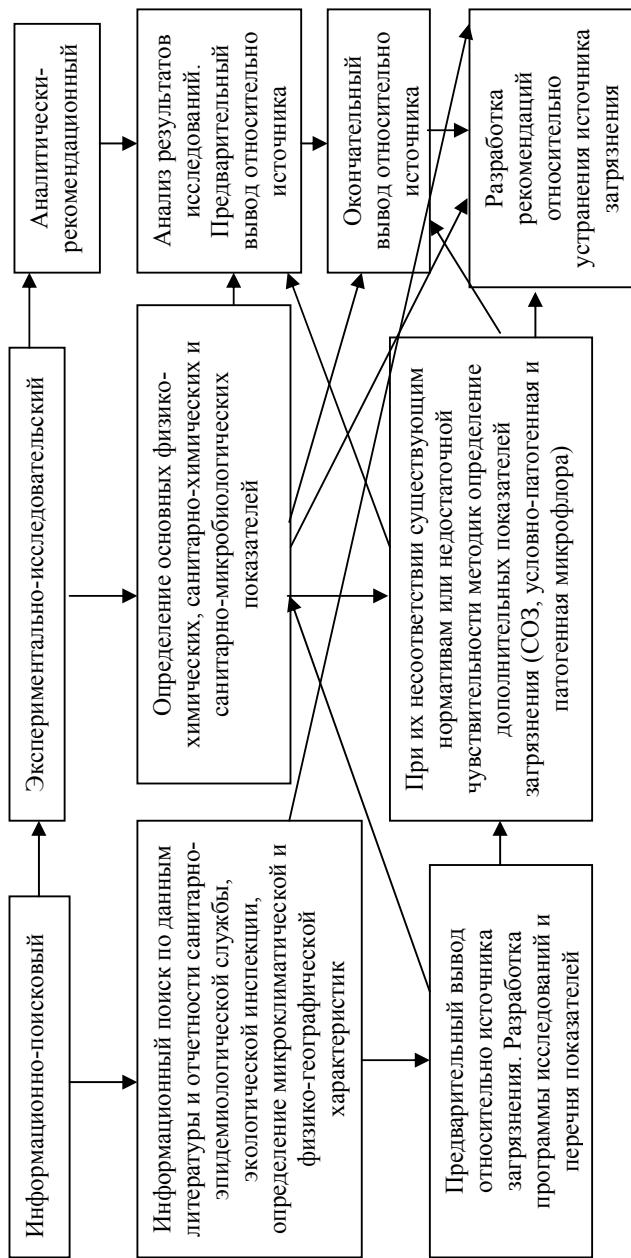


Рис. Регламент эколого-гигиенического мониторинга лиманов

казателей: количество мезофильных аэробных и факультативно-анаэробных микроорганизмов в 1 см³ — не более 100 КОЕ; коли — формы в 1 дм³ — не более 3; не допускаются синегнойная палочка (*P. aeruginosa*) в 1 дм³ и патогенные микроорганизмы, в т.ч. бактерии рода *Сальмонелла* в 1 дм³.

Второй документ [10] регламентирует для рапы общее микробное число КОЕ в 1 см³, не более 1000; титр лактозопозитивных кишечных палочек (ЛКП) и *Pseudomonas aeruginosa* > 111 (индекс < 9); титр сульфитредуцирующих клостридий ≥ 1,0; стафилококки, КУО в 1 дм³, не более 20.

Согласно обоим документам рапа лимана в 2010 г. во всех пробах отвечала всем санитарно-микробиологическим требованиям только в июне, к началу курортного сезона. В июле наблюдался рост индекса ЛКП в 1-й и 2-й пробах до значительных величин (2380 КОЕ/дм³), к тому же в 1-й точке идентифицирована синегнойная палочка (индекс > 9), а в 3-й пробе - превышение ОМЧ (1700 КОЕ/см³). В августе ОМЧ во всех пробах достигал значительных величин (3700, 2310, 4450 КОЕ/дм³), тогда как индекс ЛКП отвечал требованиям. В сентябре в 1-й точке микробное загрязнение сохранялось (ЗМЧ — 1700 КОЕ/см³) и отмечен рост ЛКП до 2380 КОЕ/дм³. Во 2-й и 3-й пробах констатировано превышения ЛКП (23 и 230 КОЕ/дм³, соответственно). Во всех пробах за этот период исследований титр сульфитредуцирующих клостридий отвечал нормативным требованиям.

Персистентность бактериологического загрязнения лимана подтверждается результатами санитарно-микробиологического мониторинга рапы, который проводится санитарно-эпидемиологической станцией Белгород-Днестровского района Одесской области возле с. Приморское. В целом, среди 48 образцов рапы, которые отбирали в течение мая-сентября (продолжительность рекреационного сезона) в 2006—2010 гг., 20 образцов (42 %) не отвечали нормативным требованиям по индексу ЛКП при нормировании 1000 КОЕ/дм³, 6 образцов (12, 5 %) — при нормировании 10 000 КОЕ/дм³.

Следует акцентировать внимание, что источниками этих нормативов являются известные со времен СССР документы [13;

89, раздел 2]. Согласно первому [13], требования к качеству воды предусматривают число ЛКП не более 1000 КОЕ на 1 дм³ при использовании водного объекта для рекреации. Однако, в примечании 3 значится следующее: «При отсутствии в исследуемых пробах сальмонелл тифа и паратифов, шигелл и при благоприятной эпидемической ситуации по согласованию с органами санитарно-эпидемиологической службы может быть продолжена эксплуатация водного объекта, если число ЛКП не будет превышать 10 000 КОЕ в 1 дм³».

Согласно действующего в Украине нормативного документа [89, раздел 2] индекс ЛКП в морской воде в районах водопользования населения должен иметь значения не более 5000 КУО/дм³. Однако, «в зоне санитарной охраны регламентируется применительно к условиям отведения сточных вод, степень очистки и обеззараживания которых должна обеспечивать коли-индекс не более 1000 КОЕ/дм³ и индекс коли-фага не более 1000 БОЕ/дм³».

Принимая во внимание интенсивность и персистентность биологической контаминации рапы лимана вследствие неконтролируемого сброса сточных вод и учитывая особенность статуса лиманов, как водных объектов, которые отнесены к категории лечебных, вышеназванные нормативные документы [13, раздел 6; 10; 13; 89, раздел 2] для регламентации микробиологического качества рапы лиманов, по нашему мнению, применять некорректно. Поскольку, первые два [13, раздел 6], как сугубо бальнеологические, не учитывают реалии биологической контаминации лиманов, как поверхностных водоемов, а два других [13; 89, раздел 2] рассматривают лиманы, как сугубо рекреационные объекты, без учета необходимости более жесткого нормирования рапы – природного лечебного ресурса, который широко применяют в санаторно-курортной практике.

Результаты исследований свидетельствуют о неудовлетворительном санитарно-микробиологическом состоянии (снижение титра ЛКП) пелоидов Шаболатского лимана (точка № 1) в сентябре; Будакского (точка № 2) в сентябре; Будакского (точка № 3) – в марте и сентябре 2011 г.

В образцах пелоидов лимана, которые отбирали в июле, сен-

тябре 2011 г., выявлено бактерицидное действие относительно кишечной палочки (*Escherichia coli* O₅₅K₅₉) – проба № 3; эпидермального стафилококка (*Staphylococcus epidermidis* 14990) – проба № 2; золотистого стафилококка (*Staphylococcus aureus* ATCC 25923 F-49) – пробы № 1–3; фекального энтерококка (*Enterococcus faecalis* ATCC 19433) – пробы № 1-3.

Следует отметить, что нормирование санитарно-микробиологических показателей качества пелоидов также не соответствует современным реалиям антропогенного загрязнения и требует совершенствования и принципиально новых подходов с эколого-гигиенических позиций. Эти нормативы отражены в Методических указаниях по санитарно-микробиологическому анализу лечебных грязей (1989 г.) [14], абсолютно идентичны для всех этапов (от разведки запасов до процедур) и подлежат пересмотру с учетом реальных уровней загрязнения и коррекции, в связи с этим, сроков регенерации до нормативных уровней.

В отличие от исследований 2010 г., в 2011 г. существенно расширены микробиологические исследования рапы и пелоидов лимана за счет определения условно-патогенной и патогенной микробиоты [4, 5].

Суммарно выявлено 26 штаммов, которые являются представителями 10 родов условно-патогенной микробиоты, включая грам +/- вегетативные микроорганизмы, часть из которых относятся к санитарно-показательным (*E. coli*). Помимо этого, выделены штаммы патогенных дрожжевых грибов рода *Candida*.

Выделение штаммов *S. epidermidis*, *E. coli*, *E. faecalis*, грибов рода *Candida* может служить косвенным показателем загрязнения лимана антропогенной микрофлорой. Причем в пробе №1 (Шаболатский лиман) штаммы *S. epidermidis* и *E. coli* изолированы не только из рапы, но и из пелоидов; в пробах рапы и пелоидов Будакского лимана дифференцировано 2 вида псевдомонад *P. aeruginosa* и *P. scissa*. Косвенным подтверждением биологической контаминации лимана является выделение (первое в Украине) непатогенного вибриона *Vibrio diazotrophicus*, экология и таксономичное положение которого неизвестно, а также типичного штамма *Methylbacterium aminovorans* – вероятного возбудите-

ля оппортунистических инфекций.

Выделение из рапы и пелоидов лимана условно-патогенной микробиоты — не только и не столько следствие антропогенного загрязнения необработанными сточными водами. Анализ показывает, что эта проблема значительно глубже и серьезнее. Еще в 1982 г. [15] опубликованы результаты исследований о влиянии загрязнения морской воды на жизнедеятельность патогенных и санитарно-показательных бактерий. Установлено, что отдельные участки прибрежных вод Черного моря (то есть зон, непосредственно граничащих с причерноморскими лиманами) могут характеризоваться значительным, превышающим ПДК и санитарные требования, химическим и микробным загрязнением. При этом, ПАВ и нефтепродукты в концентрациях, превышающих ПДК в 10 и более раз, могут стимулировать размножение патогенных и санитарно-показательных микроорганизмов, удлинять сроки их выживания в морской воде. Эти вещества способствуют повышению устойчивости сальмонелл к воздействию факторов окружающей среды путем изменения вирулентности, культуральных, биохимических и серологических свойств. Авторы приходят к обобщающему выводу, что в прибрежных морских водах при коли-индексе больше 1000 КОЕ на 1 дм³, а также при показателях загрязнения воды ПАВ и нефтепродуктами, превышающих их ПДК в воде в 10 и более раз, общепринятые критерии эпидемической безопасности воды — коли-индекс и общее количество микроорганизмов — могут утрачивать свое индикаторное значение, в связи с чем необходимо непосредственное определение в воде патогенных энтеробактерий.

В рапе и пелоидах Шаболатского (Будакского) лимана после идентификации признаков залпового загрязнения в марте 2011 года нами выявлено превышение в 2–3 раза ПДК нефтепродуктов, в 2 раза ПДК кадмия. Следует также отметить, что содержание таких металлов как цинк, свинец, медь, хром в пробах рапы Шаболатского (Будакского) лимана в ходе мониторинга 2011–2012 гг. (то есть после сброса) хотя и не достигало соответствующих ПДК, но практически на порядок превышало значения, выявленные в этих же точках отбора в 2010 году. А также нельзя не обратить внимание на превышение в 1,5–2 раза концентраций

ПХБ в пробах рапы и пелоидов за март и апрель 2011 г.

Исследования СОЗ свидетельствуют о персистирующем характере антропогенного загрязнения ПАУ, вероятным источником которого являются как низко-, так и высокотемпературные (пиролитические) процессы. По суммарной концентрации ПХБ рапа лимана умеренно загрязнена, при этом наличие в рапе лимана ПХБ № 118,101 свидетельствует о «старом» источнике загрязнения лимана. Донные отложения по содержанию ПХБ не превышают нормативные уровни, но их следует рассматривать как источник вторичного загрязнения рапы ПХБ. При исследовании ХОП установлено, что значение коэффициентов ДДТ/ДДЕ во всех точках отбора проб рапы лимана указывают на относительно недавнее загрязнение; значение соотношений коэффициента линдан/ α ГХЦГ в пробах рапы меньше единицы, а в пробах донных отложениях больше единицы в 3–4 раза, что также позволяет судить о свежем поступлении этих пестицидов в водный объект. Согласно зарубежным нормативам, содержание ДДТ в пробах донных отложений превышает допустимое [16-21].

В 2010 г. в летние месяцы было фиксировано возрастание концентрации нефтепродуктов, не достигающее ПДК, а в 2011 г. установлено превышение вдвое ПДК нефтепродуктов в пробах рапы, отобранных в марте, совпадающее со сбросом сточных вод, о котором упоминалось выше. Источником нефтепродуктов в данном случае могут быть несанкционированные сбросы нефтесодержащих вод с судов в Днестровском лимане. Несмотря на то, что выявленное нами загрязнение нефтепродуктами значительно ниже тех уровней, которые могут оказывать стимулирующее влияние на микробиоту, а концентрации СОЗ и тяжелых металлов находились в пределах ПДК, в этой ситуации следует учитывать два обстоятельства. Первое: низкие концентрации ксенобиотиков и слабое бактерицидное действие пелоидов могут оказывать стимулирующее, так называемое горметическое влияние на микробиоту [22], а также, вероятно, вызывать генетические трансформации микроорганизмов, в результате которых классический патоген *V. cholerae* (вероятность персистенции которого после вспышек холеры [15, раздел 5] достаточно высока) в результате многочисленных пассажей в рапе и пеллоидах

преформировался в непатогенный вибрион *V. diazotrophicus* (непатогенность которого также весьма гипотетична, поскольку выделен он на Украине впервые). Второе: пелоид, как коллоидная система, представляет собой адекватный субстрат для горизонтальной передачи генов резистентности и вирулентности между различными представителями аутохтонной, санитарно-показательной, условно-патогенной и патогенной микробиоты [23].

Комментируя результаты проведенных нами исследований биологической контаминации лимана и экотоксикологической оценки рапы и пелоидов, следует отметить следующее. Прежде всего, здесь отразились две основные проблемы эколого-гигиенических исследований окружающей среды в целом, и ПЛР, в частности.

1. Отсутствие единой системы мониторинга в виде постоянного контроля содержания загрязнителей в ПЛР и, поэтому, целостной картины истинной ситуации.

2. Существующее аппаратное и методическое обеспечение экологической и санитарно-эпидемиологической служб абсолютно не соответствуют возросшим требованиям к проведению исследований в рамках эколого-гигиенического мониторинга, в том числе с точки зрения чувствительности используемых методик.

В 2012 г. в пробах рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана не были обнаружены патогенные кишечные вирусы. На первый взгляд это свидетельствует, в определенной степени, о благополучии санитарно-эпидемической ситуации. Однако, следует иметь в виду, что источник загрязнения (каналы Будак-1 и Будак-2) не ликвидирован, а несанкционированные сбросы в Днестровский лиман продолжаются. Говорить о санэпидблагополучии в данном случае преждевременно еще и потому, что сравнивать полученные данные не с чем. Результаты санитарно-вирусологического мониторинга показывают, что с 2003 по 2010 гг. катастрофически упало число исследованных проб (от 166 до 6). Фактически, наиболее показательным является 2003 г., когда изучались все кишечные вирусы при достаточно репрезентативном числе проб рапы. Вместе с тем, эти данные подтверждают сходство тенденции к колебаниям уровней загрязнения мор-

ской и лиманной воды, что соответствует признанной общности геологической и гидрохимической структуры морей и лиманов как водных объектов.

Поэтому вполне уместна параллель между этими результатами с ретроспективными данными для морской (лиманной) воды Одесской области, согласно которым уровни контаминации ротавирусами (РВ), энтеровирусами (ЭВ), вирусом гепатита А (ВГА), аденовирусами (АдВ), реовирусами (РеВ), астровирусами (АстВ), норовирусами (НВ) колебались в значительных пределах, достигая в отдельные годы весьма значительных величин. Так, ВГА в 1994 г. был обнаружен в 39,5 % проб, АдВ в 1998 г. — в 43 %; в 2002 г. РВ, АдВ и РеВ выявлены в 56, 49 и 62 % проб, соответственно [2, раздел 1; 50 раздел 3].

Комментируя полиморфизм результатов санитарно-паразитологических исследований проб воды открытых водоемов Одесской области (2000—2011 гг.) необходимо обратить внимание на два обстоятельства. Первое: тенденция к росту числа проб и анализов сопровождается относительной стабильностью % % позитивных проб (рис. 6.22). Второе: при недостаточной чувствительности метода выявления возбудителей процент позитивных находок цист *Cryptosporidium spp.* (27,9 %) (как наиболее эпидемически значимых паразитарных возбудителей) сопоставим с результатами иммуномагнитной сепарации с применением моноклональных антител (табл. 6.9) [46, раздел 6]. Это косвенно подтверждает необходимость оптимизации методик идентификации паразитарных контаминантов в водных объектах [24, 25].

В полной мере это касается и микобактерий туберкулеза. То, что мы их не обнаружили на средах накопления, ничего не доказывает, поскольку данный метод не отличается чувствительностью при выделении этих возбудителей из объектов окружающей среды. Об этом свидетельствуют результаты исследований причин эндемичности паратуберкулеза, возбудителем которого является *M. avium subsp. paratuberculosis* (прибрежная область Кардифф, Южный Уэльс, Великобритания). Установлено наличие этих микобактерий в реке Таф в тридцати одном из 96 ежедневных образцов (32,3 %). Параллельные исследования показали, что

M. avium subsp. *paratuberculosis* оставался культурубельным в воде озера в течение 632–841 дня, а в осадке бассейна реки микобактерии депонировались в течение 50 лет [26].

Обсуждая результаты экотоксикологических исследований, следует обратить внимание на более значимое снижение выживаемости *Artemia salina* в водных экстрактах донных отложений по сравнению с результатами биотестирования проб рапы, а также, что более важно, тенденцию к снижению показателя выживаемости науплиусов *A. salina* в пробах рапы и пелоидов Шаболатского лимана (точка 1) во всех пробах.

В связи с этим, мы не случайно привели результаты предшествующих доклинических исследований на экспериментальных животных (белые крысы), согласно которым при проведении процедур с рапой Будаковского лимана (точка 2) крысы вели себя агрессивно, хвосты животных приобрели синюшную окраску, поэтому исследование было прекращено, а вследствие аппликационного воздействия пелоидов точки 1 (Шаболатский лиман) у животных увеличивалась продолжительность медикаментозного сна, что связано с угнетением метаболических процессов в печени и свидетельствует о снижении ее антитоксической функции [18, 19, раздел 5].

Сопоставление этих данных подтверждает мнение Г. Н. Краковского (1992, 2000): констатация общей закономерности токсических воздействий при различиях конкретных величин ПДК (высокотоксичные для человека вещества токсичны и для животных, и для растений, и для гидробионтов) [27], не отменяет, а предполагает следующее: не может быть единой системы эколого-гигиенических ПДК, поскольку биологическая основа экологических и гигиенических нормативов существенно различна; чувствительность человека и гидробионтов ко многим химическим веществам неодинакова; социально-экономическая роль экологических и гигиенических нормативов несопоставима [28].

Таким образом, первичный эколого-гигиенический мониторинг водного лечебного объекта предполагает комплексный интегральный подход к проведению исследований на современном методическом уровне.

Следует также акцентировать внимание на следующем: при нормировании качества рапы и пелоидов приоритетными являются гигиенические критерии вредности, прежде всего потому, что лиман следует рассматривать не просто как поверхностный водный объект, но как источник ценных природных лечебных ресурсов.

Обобщая вышеизложенное, считаем возможным сформулировать стратегические направления сохранения и восстановления причерноморских лиманов как источников природных лечебных ресурсов [29-31].

1. Разработка принципиально нового концептуального подхода к определению статуса лиманов. Несмотря на то, что они десятки лет используются как источники бальнеологически значимых природных лечебных ресурсов и должны рассматриваться как особо охраняемые водные объекты, по сути, лиманами никто не занимается. Поэтому, даже ориентировочную оценку их истинного загрязнения получить невозможно.

2. Оценка объективного экологического и санитарно-эпидемиологического состояния лиманов на основе целенаправленного научно-обоснованного комплексного мониторинга качества природных лечебных ресурсов (рапы и пелоидов), характеристики которых тесно взаимосвязаны.

3. Разработка и внедрение нормативных документов для регламентации микробиологических и физико-химических параметров качества рапы и пелоидов лиманов.

4. Восстановление существовавших и установление новых зон санитарной охраны, что предусматривает вынос за их пределы либо ликвидацию всех предприятий любого профиля и формы собственности, не имеющих непосредственного отношения к действующим либо проектируемым санаторно-курортным учреждениям.

5. Создание либо восстановление гидрогеологических режимных эксплуатационных станций с дополнительными функциями тщательного контроля загрязнения лиманов.

В заключение следует отметить: несмотря на возрастающее

антропогенное воздействие на функционирование водных экосистем лиманов северо-западного Причерноморья, негативные последствия которого усиливаются наблюдаемыми изменениями климатических условий, до сих пор не разработаны планы водного и экологического менеджмента лиманов с целью сохранения и рационального использования их природных лечебных ресурсов [32]. Это еще раз подчеркивает острую необходимость минимизации антропогенного влияния на безопасность и качество природных лечебных ресурсов лиманов — принципиально важного фактора сохранения и укрепления здоровья населения Украины.

ЛИТЕРАТУРА

ВВЕДЕНИЕ

1. Агбунов М.В. Загадки Понта Эвксинского. Античная география Северо-Западного Причерноморья / М.В. Агбунов. — М., 1985. — 160 с.
2. Загоруйко В. По страницам истории Одессы и Одесчины / В. Загоруйко. — Одесса, 1957. — Вып. 1. — 151 с.
3. Заморій П. К. До питання про час утворення Бузького лиману / П. К. Заморій, А. П. Ромоданова // ДАН УССР. — 1949. — № 4. — С. 15.
4. Амброз А. И. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепроовско-Бугского лимана / А.И. Амброз. — К., 1956. — 405 с.
5. Пузанов И. И. Пути повышения рыбопродуктивности Причерноморских лиманов / И. И. Пузанов // Тр. Одесского ун-та. — 1956. — Вып. 1. — С. 49–55.
6. Бурксер Е. С. Солоні озера та лимани України / Е. С. Бурксер // Тр. фіз.-мат. відділу Всеукр. Акад. наук. — 1928. — Т. 7, вип. 1. — 341 с.
7. Загоровский Н. А. Прошлое и настоящее Одесского залива / Н. А. Загоровский // Записки Одесского об-ва естествоиспыт. — 1928. — Вып. 44. — С. 47.
8. Загоровский Н. А. Материалы к физико-географическому описанию лиманов Северного Причерноморья / Н. А. Загоровский // Зап. Укр. бальнеолог. об-ва. — 1927. — Вып. 2-3. — С. 140 — 142.
9. Багров Н. В. Вопросы развития и перспективного использования рекреационных ресурсов Крыма / Н. В. Багров, Я. К. Трушиньш // Проблемы экономики моря. — Одесса. — 1976. — С. 79–85.
10. Вайсфельд Д. Н. Курорты Одессы / Д. Н. Вайсфельд, А. А. Варганов // 3-е изд., и пр. и доп. — Одесса, 1976. — 34 с.

-
11. Лечебные грязи (пелоиды) Украины. Ч. 1. Под общей редакцией М. В. Лободы, К. Д. Бабова, Т. А. Золотаревой [и др.]. — К.: Куприянова, 2006. — 320 с.
 12. Порядок здійснення медико-біологічної оцінки якості та цінності природних лікувальних ресурсів, визначення методів їх використання. Наказ Міністерства охорони здоров'я України №243 від 02.06.2003 року; зареєстровано в Міністерстві юстиції України за №752/8073 від 29 серпня 2003 року.

РАЗДЕЛ 1

1. Швебс Г. И. Социально-экологический аспект природопользования // Физическая география и геоморфология. — К., 1984. — Вып 33. — С. 8—14.
2. Мокиенко А. В. Талассогении: к оценке биологической контаминации прибрежных морских вод / А. В. Мокиенко, Н.Ф. Петренко // Зб. мат-лів міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічні проблеми Чорного моря». — Одеса, 2011. — С. 76—81.
3. Шибанов С. Е. Санітарно-екологічний стан курортно-рекреаційних ресурсів Криму / С. Е. Шибанов // Збірка тез доповідей наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України». — 2005. — Вип. 3. — С. 86—87.
4. Шибанов С. Э. Эколого-гигиеническая оценка антропогенного загрязнения курортно-рекреационных ресурсов Крыма // Вестник физиотерапии и курортологии. — 1997. — № 3. — С. 29—31.
5. Шибанов С. Э. Эколого-гигиеническое регламентирование антропогенного загрязнения курортно-рекреационных ресурсов / С. Э. Шибанов // Автореф. дисс. докт. мед. наук. — К., 1993. — 36 с.
6. Мокієнко А. В. Рекреаційна екологія: аналіз минулого, стан сьогодення та перспективи майбутнього /

-
- А. В. Мокієнко, С. Е. Шибанов, В. О. Колоденко // Збірник мат. конф. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, гігієни та туберкульозу». — 2012. — Вип. 9. — С. 225—229.
7. Мокиенко А. В. К обоснованию развития нового научного направления «Рекреационная экология» / А. В. Мокиенко, С. Э. Шибанов, В. А. Колоденко // Збірка тез доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України». — 2012. — Вип. 12. — С. 323—324.
 8. Мокиенко А. В. Фундаментальные и прикладные аспекты рекреационной экологии / А. В. Мокиенко, С. Э. Шибанов, В. А. Колоденко // Сб. науч. тр. XX юбилейной (ежегодной) Межд. науч.-техн. конф. «Экологическая и техногенная безопасность. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов», 11—15 июня 2012 г., Бердянск. — С. 431—442.
 9. Мокиенко А.В. Интегративность эколога - гигиенического мониторинга природных лечебных ресурсов / А.В. Мокиенко, С.Э. Шибанов, В.А. Колоденко // Причерноморский экологический бюлетень. — 2012. — №1. — С. 165 — 168
 10. Эколога-гигиенический мониторинг водных лечебных объектов как основа рекреационной экогигиены / А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, Л.Б. Солодова [и др.] // Современные проблемы медицины: теория и практика. Материалы международной заочной научно-практической конференции, Новосибирск. — 2012. — С. 41 — 48.
 11. Мокиенко А.В. Рекреационная экогигиена как перспективное направление современной гигиены и медицинской экологии / А.В. Мокиенко, С.Э. Шибанов, В.А. Колоденко // Гігієнічна наука та практика: сучасні реалії. Матеріали XV з'їзду гігієністів України. 20-21 вересня 2012 року. — Львів: Друкарня ЛНМУ імені Данила Галицького. — 2012. — С. 295 — 296.
-

РАЗДЕЛ 2

1. Адилов В. Б. Проблемы экологии и природные лечебные ресурсы / В. Б. Адилов, Г. В. Куликов // Вопр. курортол., физиотерапии и леч. физкульт. — 1990. — № 1. — С. 1–4.
2. Агапов А. И. Оценка содержания некоторых групп органического вещества и пестицидов и прогноз качества лечебных грязей / А. И. Агапов, Н. П. Авакумова, О.Л. Буткова // Пути уменьшения антропоген. действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 54–55.
3. Мальчуковский Л. Б. Экологическое и гигиенические аспекты загрязнения природных лечебных ресурсов курортов Кавминвод / Л. Б. Мальчуковский, С. Р. Данилов, М. З. Бондаренко // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 56–57.
4. Бабенко В. Г. Промышленная сорбционная очистка питьевых минеральных вод от нефтяных примесей / В. Г. Бабенко, К. Л. Запорожцев // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 70.
5. Экологические последствия загрязнения океана / Под ред. Ю. А. Израэль. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 262 с.
6. Беккер А. А. Охрана и контроль загрязнения природной среды / А. А. Беккер, Т. Б. Агаев. — Л.: Гидрометеиздат, 1989. — 286 с.
7. Гигиена окружающей среды / Под ред. Г. И. Сидоренко. — М.: Медицина, 1985. — 365 с.
8. Кормак Д. Борьба с загрязнениями моря нефтью и химическими веществами: Пер. с англ. / Д. Кормак. — М.: Транспорт, 1989. — 365 с.
9. Израэль Ю. А. Антропогенная экология / Ю. А. Изра-

-
- эль, А. В. Цыбань. — Л.: Гидрометеиздат, 1989. — 528 с.
10. Проблемы химического загрязнения Мирового океана / Под ред. Симонова А. И. - Т.1. Динамика и прогноз загрязнения океанических вод. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 144 с.
 11. Боголюбов В. М. Перспективы развития курортологии / В. М. Боголюбов // 9-й Всесоюз. съезд физиотер. и курортологов. — 1969. — Т. 1. — С. 3—5.
 12. Горчакова Г. А. Актуальные задачи охраны и рационального использования курортных ресурсов Одесского курортного района / Г. А. Горчакова, А. А. Колесникова, Г. А. Дмитриева // Пути уменьшения антропоген. действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 3.
 13. Надворный Н. Н. Влияние морской воды, загрязненной сульфатом меди, на некоторые метаболические показатели и репродуктивную функцию / Н. Н. Надворный, В. А. Колоденко, В. Ф. Пчеляков [и др.] // Экология и здоровье матери и ребенка. — Одесса: ОдМИ, — С. 83—88.
 14. Шандала М. Г. Гигиеническое и экологическое нормирование: методологические подходы и пути интеграции / М. Г. Шандала, А. И. Кондрусев, Е. Н. Беляев [и др.] // Гиг. и сан. — 1992. — № 4. — С. 19—24.
 15. Буткова О. Л. Охрана гидроминеральных курортных ресурсов от загрязнения пестицидами / О. Л. Буткова, Г. В. Куликова // Вопр. курортол., физиотер. и леч. физк. — 1988. — № 2. — С. 38-41.
 16. Шибанов С. Э. Токсикологическое обоснование ПДК пестицидов в лечебных грязях / С. Э. Шибанов // Гиг. и сан. — 1990. — № 7. — С. 87—89.
 17. Быстрова А. С. Критерии горно-санитарной оценки природных лечебных факторов / А. С. Быстрова, В. П. Щербак, Л. А. Лаптева [и др.] // Методика изуче-
-

-
- ния природных курортных факторов с целью обоснования их горно-санитарной охраны. — М., 1985. — С. 34–48.
18. Субботин В. Г. Основные принципы гигиенического регламентирования промышленно-бытового загрязнения морской среды / В. Г. Субботин // Современные проблемы гигиенического регламентирования и контроля качества окружающей среды. — М.: ИОКГ АМН СССР, 1981. — С. 39–42.
 19. Кундиев Ю. И. Роль гигиенической науки в решении неотложных задач экологического оздоровления республики / Ю. И. Кундиев, Д. М. Гродзинский // Современные проблемы гигиены, экологии и охраны здоровья: Тез. докл. 12-го съезда гигиенистов Укр. — К., 1991. — С. 18–22.
 20. Сердюк А. М. Эколого-гигиенические проблемы окружающей среды и здоровья населения // Современные проблемы гигиены, экологии и охраны здоровья: Тез. докл. 12-го съезда гигиенистов Украины. — К., 1991. — С. 27–30.
 21. Красовский Г. Н. Пограничные вопросы гигиенического и экологического нормирования / Г. Н. Красовский, З. Н. Жолдакова // Методология экологического нормирования. — Харьков, 1990. — С. 31–32.
 22. Михеев Л. С. Природная защищенность месторождений лечебных грязей и рекомендации по их охране / Л. С. Михеев // Методика изучения природных курортных факторов с целью обоснования их горно-санитарной охраны. — М., 1985. — С. 64–76.
 23. Кальсада И. Н. Накопление пестицидов в грязевой залежи озера Мойнаки / И. Н. Кальсада, Д. И. Сапегин, И. С. Северинов // Вопр. курортол. физиотерап. и леч. физкульт. — 1980. — № 5. — С. 52–54.
 24. Сапегин Д. И. Содержание ХОП в Сакском и Мойнакском озерах и возможные пути их поступления /
-

-
- Д. И. Сапегин, И. Н. Кальсада, И. С. Северинов [и др.] // Гиг. и сан. — 1982. — № 2. — С. 74–75.
25. Мотузинский Н. Ф. Вопросы санитарной охраны месторождений лечебных грязей от загрязнения пестицидами / Н. Ф. Мотузинский, Л. Н. Строй // Матер. 9-го Всесоюзн. съезда физиотер. и курортол. — М., 1989. — Т. 1. — С. 54–56.
 26. Шибанов С. Э. Гигиенические аспекты охраны морских вод от загрязнения пестицидами / С. Э. Шибанов // Гиг. и сан. — 1989. — № 1. — С. 48–51.
 27. Шибанов С. Э. Загрязнение курортно-рекреационных территорий пестицидами как гигиеническая проблема / С. Э. Шибанов // Гиг. окруж. среды: Тез. докл. Респ. науч. конф. — К., 1989. — С. 156–157.
 28. Велдре И. А. Уровень бенз(а)пирена в месторождениях эстонских лечебных грязей / И. А. Велдре, А. Р. Итра, Л. П. Пальме // 4-й Респ. съезд эпидемиол., микробиол., инфекционистов и гигиенистов ЭССР: Тез. докл. — Таллин, 1982. — С. 186–188.
 29. Колесникова А. А. Тяжелые металлы в системе «рапа-грязь-грязевой раствор» грязевых месторождений Приазовья / А. А. Колесникова, Е. М. Никипелова, Ж. Н. Боровская // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 28–29.
 30. Матис Е. Я. Определение канцерогенных веществ в лечебных грязях / Е. Я. Матис, Е. А. Кураколова, М. М. Пуговкин [и др.] // Вопр. курортол., физиотер. и леч. физк. — 1986. — № 4. — С. 59–61.
 31. Brozek V. Iveatigation of polycyclic hydrocarbous in different tupes of peloid / V. Brozek, V. Hozma // Balneol. Vochem. — 1980. — N 2. — P. 33–37.
 32. Моложанова Е. Г. Вопросы охраны гидроминеральных ресурсов Украины / Е. Г. Моложанова, Н. П. Осокина, Б. В. Латыш // Охрана и рациональное использование
-

-
- геологической среды в районах интенсивного хозяйственного освоения УССР и юга РСФСР: Тез. докл. Межреспубл. семинара. — К., 1989. — С. 77–79.
33. Волошин В. В. Проблемы экологического нормирования геологической среды Украины / В. В. Волошин, И. В. Ткач // Методология экологического нормирования. — Харьков, 1990. — С. 83–84.
34. Табакман П. Е. Результаты и оценка антропогенной нагрузки на минеральные воды Одесского курортного района / П. Е. Табакман, А. Л. Погребной // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 5.
35. Бехтерев В. Н. Исследование по определению остаточных количеств пестицидов в гидроминеральных ресурсах курортов Краснодарского края / В. Н. Бехтерев, Н. Т. Рыжов, Н. В. Гусельников // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 58.
36. Кривобоков Н. Г. Экологическая обстановка и перспективы ее улучшения / Н. Г. Кривобоков // Матер. 9-го Всесоюз. съезда физиотер. и курортол. — М., 1989. — Т. 1. — С. 32–34.
37. Плотникова Г. Н. Лечебно-питьевые воды Сибири и Дальнего Востока (биологически активные и токсичные элементы) / Г. Н. Плотникова, Л. Н. Нестерова // Вопр. курортол., физиотер. и леч. физик. — 1988. — № 2. — С. 43–46.
38. Шпейзер Г. М. Органические вещества минеральной воды мунокского источника № 17 / Г. М. Шпейзер, Ю. К. Васильева, Т. М. Мазурова [и др.] // Гидрохимич. мат. — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — Т. 108. — С. 158–163.
39. Бунакова Г. В. Современные критерии оценки и принципы наименования минеральных вод. Воды с повышенным содержанием органических веществ / Г. В.
-

-
- Бунакова // Рекреационные ресурсы. — Ростов: Изд-во Рост. университета. 1980. — Ч. 1. — С. 34–41.
40. Коренман Я. И. Экстракционно-хроматографическое определение общего содержания фенолов в минерализованных водах / Я. И. Коренман, А. Т. Алымова, Е. И. Медведева [и др.] // Гиг.и сан. — 1988. — № 12. — С. 45–46.
41. Pionke H. Nature and extent of groundwater contamination by pesticides in an agricultural watershed / H. Pionke, D. Glotfelty // Water Res. — 1989. — V. 23, N 8. — P. 1031–1037.
42. Патин С. А. Загрязнение морских экосистем // Профилактическая токсикология. — М.: Центр междунар. проектов ГКНТ, 1986. — Т. 2. — Ч. 2. — С. 164–176.
43. Николаева Т. А. Разработка нормативных требований и мероприятий по санитарной охране прибрежных вод морей / Т. А. Николаева, В. Г. Субботин, Г. Н. Красовский [и др.] // Гиг. аспекты охраны окр. среды. — М., 1974. — Вып. 2. — С. 108–112.
44. Пяткин В. П. Хозяйственная деятельность и состояние рекреационных ресурсов морского побережья / В. П. Пяткин, Ю. Г. Расин // Пути уменьшен. антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 8–9.
45. Waldichuk M. The state of pollution the marine environment / M. Waldichuk // Mar. Pollut. Dull. — 1982. — V. 20, N 12. — P. 598–602.
46. Marine environmental quality / NAS (National Academy of Sciences). — Washington. D. C., 1991. — 147 p.
47. Слава Э. Э. Влияние пестицидов на морскую среду / Э. Э. Слава // Человек и биосфера. — М.: МГУ, 1979. — Вып. 3. — С. 166–173.
48. Bazon P. Les dernieres ressources de la mer / P. Bazon // Sct. at Avents. — 1991. — N 529. — P. 46–49.
49. Герлах С. А. Загрязнение морей: диагноз и терапия /
-

-
- С. А. Герлах. - Л.: Гидрометеоиздат, 1985. - 275 с.
50. Cox I. DDT residues in and particulate matter in the California Current System / I. Cox // Fish. Bull. - 1971. - V. 69, N 443. - P. 1221-1233.
 51. Mareus J. Pesticides and in South Carolins estuaries / J. Mareus, R. Renfrom // Mar. Pollut. Bull. - 1990. - V. 21, N 2. - P. 96-99.
 52. Crocrett J. Satting and achieving guality criteria for recreation / J. Crocrett, K. Hartley, W. Williams // Water Sci. and Technol. - 1989. - V. 21, N 2. - P. 71-76.
 53. Sarkar A. Determination of organochlorine pesticides in Indian coastal water a mocred in atlu sampler / A. Sarkar, R. Sen Gupta // Water Res. - 1989. - V. 23, N 8. - P. 975-978.
 54. Велдре И. А. О распределении ХОП в водоемах Эстонии / И. А. Велдре, А. Р. Итра // Гиг. и сан. - 1985. - № 4. - С. 18-20.
 55. Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового Океана / С. А. Патин. - М.: Пищев. промышленность, 1979. - 335 с.
 56. Проблемы химического загрязнения Мирового океана / А. И. Симонов // Динамика и прогноз загрязнения океанических вод. - Л.: Гидрометеоиздат, 1985. - Т. 1. - 144 с.
 57. Романова Э. П. Загрязнения прибрежных вод Италии / Э. П. Романова // Вестник МГУ. Сер. Геогр. - 1973. - № 4. - С. 19-24.
 58. Рябинин А. И. ГХЦГ и ДДТ в воде Черного моря // Гидрология и гидрохимия южных морей / А. И. Рябинин, Е. В. Грель, Т. Л. Моница и др. // Тр. ГОИН. - Л., 1981. - Вып. 153. - С. 95-98.
 59. Израэль Ю. А. Обзор экологического состояния морей СССР и отдельных районов Мирового океана за 1989 год / Ю. А. Израэль, А. В. Цыбань. - Л.: Гидрометеоиздат, 1990. - 175 с.
-

-
60. Колоденко В. А. К вопросу о влиянии загрязнения морской воды на здоровье детей в условиях рекреационного водоиспользования / В. А. Колоденко, Н. Н. Надворный, Л. С. Славянчук [и др.] // Экология и здоровье матери и ребенка. — Одесса: ОдМИ, 1991. — С. 69—72.
 61. Стрекозов Б. П. Миграция и распределение остатков пропанида в донных осадках приазовских лиманов / Б. П. Стрекозов, А. П. Чубенко, М. С. Соколов // Изв. АН СССР. Сер. биол. — 1977. — № 6. — С. 930—933.
 62. Atwood D. K. Petroleum pollution in the Caribbean / D. K. Atwood, P. J. Ruzton, J. E. Corredor [et al.] // Oceans. — 1987 — 1988. — V. 30, N 4. — P. 25—32.
 63. Михайлов В. И. Результаты определения нефтяных углеводородов и ХОП в поверхностном слое Средиземного моря / В. И. Михайлов // Океанология. — 1979. — № 5. — С. 819—823.
 64. Goldberg E. The health of the oceans / E. Goldberg. — Paris: UNESCO, 1976. — 456 p.
 65. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. 2-е изд. / Ю. А. Израэль. — Л.: Гидрометеоиздат, 1984. — 560 с.
 66. Тарасова О. Г. Антропогенное загрязнения рек Приазовья и Азовского моря / О. Г. Тарасова, А. М. Цветкова, Б. И. Скачков // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 36.
 67. Савин П. Т., Подплетная Н. Ф. О динамике и трансформации нефтяного загрязнения в Одесском заливе / П. Т. Савин, Н. Ф. Подплетная // Пути уменьшения антропогенного действия на природные курортные ресурсы. — К., 1990. — С. 40—41.
 68. Чудова И. Г. Гигиенические проблемы охраны курортных территорий Крыма / И. Г. Чудова, Л. Н. Голуб // Современные проблемы гигиены, экологии и охраны здоровья. — К., 1991. — С. 102—103.
-

-
69. Березенко Н. С. Развитие морских экосистем в условиях эвтрофирования и нефтяного загрязнения / Н. С. Березенко, Л. В. Болгова, Н. Р. Халилова // 3-я Всесоюзн. конф. по морской биол.: Тез. докл. — К., 1988. — С. 96—97.
 70. Nelson-Smith A. Oil pollution and marine ecology / A. Nelson-Smith. — В.Х.: Press, 1973. — 260 p.
 71. Шереметьева А. И. Обогащение СПАВ и биогенными элементами поверхностного микрослоя у берегов Гвинеи / А. И. Шереметьева, О. А. Шумченко // Экология моря. — 1990. — Вып. 35. — С. 44—47.
 72. Рахманин Ю. А. Обеззараживающий эффект различных методов опреснения морской воды в условиях ее химического загрязнения / Ю. А. Рахманин, Ю. Г. Талаева, Ю. Н. Никитина // Гиг. и сан. — 1982. — № 2. — С. 15—18.
 73. Reish D. Effects on saltwater organism / D. Reish // J. Water Pollut. Contr. Fed. — 1989. — V. 61, N 6. — P. 1042—1054.
 74. Колупаев Б. И. Биотестирование как метод контроля качества вод / Б. И. Колупаев // 7-й Всесоюзн. симпоз. по пробл. прогнозир., контроля качества воды водоемов и озонирования: Тез. докл. 2 секции. — Таллин, 1985. — С. 88—90.
 75. Камшилов М. М. Экологические аспекты загрязнения водных объектов и принципиальные пути борьбы с ним / М. М. Камшилов // Гидробиолог. журн. — 1979. — Т. 15. — № 1. — С. 3—10.
 76. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология / В. И. Лукьяненко. — М: Наука, 1983. — 320 с.
 77. Добродная З. А. Загрязнение вод Каспия фенолами и нефтепродуктами / З. А. Добродная, А. Э. Ходжаян // Рекреационные ресурсы Каспийского моря. Проблемы использования и охраны. — М.: Наука, 1989. — С. 65—67.
-

-
78. Надворный Н. Н. Гигиенические основы санитарной охраны прибрежной полосы южных морей при их комплексном использовании: автореф. дис. ... докт. мед. наук / Надворный Николай Иванович; Одесский государственный медицинский университет. — К., 1985. — 32 с.
 79. Ракитский В. Н. Гигиенические аспекты загрязнения пестицидами подземных вод курортных вод Крыма / В. Н. Ракитский. — К., 1990. — С. 55–56.
 80. Чмиль В. Д. Гигиеническая оценка подземных вод Крыма в условиях химизации сельского хозяйства / В. Д. Чмиль, В. Н. Ракитский, В. П. Бондаренко // Гиг. применен., токсикол. пестицидов и полимерн. матер. — К.: ВНИИГИНТОКС, 1983. — Вып. 13. — С. 93–94.
 81. Рекомендации по изучению месторождений лечебных грязей / Под ред. В. В. Иванова. — М.: ЦНИИКиФ, 1975. — 143 с.
 82. Михеева Л. С. Критерии оценки качества лечебных грязей при их разведке, использовании и охране: методические рекомендации / Л. С. Михеева, Я. Л. Требухова. — М.: МЗ СССР, 1987. — 23 с.
 83. Зотова В. И. Изучение влияния пестицидов на биологическую активность пелоидов / В. И. Зотова, Н. Ю. Тишкова, М. И. Афанасьева [и др.] // Матер. 9-го Всесоюз. съезда физиотер. и курортологов. — Ташкент, 1989. — Т. 1. — С. 56-57.
 84. Шибанов С. Э. Гигиенические аспекты охраны морских вод от загрязнения пестицидами / С. Э. Шибанов // Гиг.и сан. — 1989. — № 1. — С. 48–51.
 85. Шибанов С. Э. Регламентирование антропогенных загрязнений в морской воде / С. Э. Шибанов // Гиг. и сан. — 1992. — № 2. — С. 26–28.
 86. Разработка нормативных требований и мероприятий по санитарной охране прибрежных вод морей / Т. А. Николаева, В. Г. Субботин, Г. Н. Красовский [и др.] // Гиг. аспекты охраны окр. среды. — М., 1974. —
-

Вып. 2. – С. 108–112.

87. Правила охраны от загрязнения прибрежных вод морей. – М.: МЗ СССР, 1985. – 25 с.
88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения: СанПиН № 4630-88. – М.: МЗ СССР, 1988. – 21 с.
89. Санитарные правила и нормы охраны прибрежных вод морей от загрязнения в местах водопользования населения (СанПиН № 4631-88). – М.: МЗ СССР, 1988. – 18 с.
90. Руководство по гигиене водоснабжения / С. Н. Черкинский, И. И. Беляев, Р. Д. Габович [и др.] – М.: Медицина, 1975. – 328 с.
91. Сидоренко Г. И. Гигиеническая характеристика загрязнения морей и океанов / Г. И. Сидоренко // Гиг. и сан. – 1978. – № 8. – С. 74–79.
92. Jensen K. Petroleum hydrocarbon pollution in Baltic sea / K. Jensen, F. Jorgesen. – Copenhagen, 1982. – 40 p.
93. Ласкорин Б. Н. О деятельности комиссии АН СССР по проблемам охраны природных вод (1969-1986 гг.) / Б. Н. Ласкорин // Проблемы качества природных вод. – Черногоровка, 1987. – С. 8–25.
94. Биотестирование в гигиенической оценке качества воды / Г. Н. Красовский, Т. В. Алексеева, Н. А. Егорова [и др.] // Гиг. и сан. – 1991. – № 9. – С. 13–16.
95. Комаровский Ф. Я. Накопление стойких пестицидов в рыбах и оценка интоксикации / Ф. Я. Комаровский, А. Я. Маляревская // 1-й симпоз. по экол. биохимии рыб: Тез. докл. – Ярославль, 1987. – С. 88–89.
96. Савинова Т. Н. Уровень биоаккумуляции загрязняющих веществ в биотической компоненте экосистемы Баренцева моря: Тез. докл. – Рига, 1989. – Ч. 2. – С. 108–109.
97. Krieger R. Control of marine environment / R. Krieger,

-
- L. Lim // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* — 1981. — N 1. — P. 72–86.
98. UNER Regional Reports and Studies.16 / *GESAMP: The Health of the Oceans.* — Geneva, UNER, 1990. — 141 p.
99. Лесников Л. А. Нормирование загрязняющих веществ при охране вод от загрязнения / Л. А. Лесников // *Продуктивность и охрана пресн. вод.* — Л.: Наука, 1989. — С. 118–126.
100. Красовский Г. Н. Тенденции и перспективы гигиенического нормирования веществ в воде / Г. Н. Красовский // *Акт. пробл. гигиенич. регламентир. химич. факторов в объектах окруж. среды.* — Пермь, 1989. — С. 96–98.
101. Спыну Е. И. Принципы эколого-гигиенического нормирования пестицидов в окружающей среде / Е. И. Спыну // *Современные проблемы гигиены, экологии и охраны здоровья: Тез. докл. 12-го съезда гигиенистов Украины.* — К., 1991. — С. 108–109.
102. Никаноров А. М. Принципы нормирования антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы и экологическое подобие / А. М. Никаноров // *Гидрохим. мат.* — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — Т. 108. — С. 181–188.
103. Поликарпов Г. Г. Экологические основы охраны гидросферы от антропогенных воздействий / Г. Г. Поликарпов // *Гидробиол. ж.* — 1981. — Т. 17. — № 6. — С. 3–10.
104. Принципы эколого-гигиенического регламентирования качества воды водных объектов / Г. Н. Красовский, Л. И. Эльпинер, А. М. Бейм [и др.] // *Водн. ресурсы.* — 1982. — № 2. — С. 3–17.
105. Бронфман А. М. Современное состояние и основные итоги в области нормативной экологии моря / А. М. Бронфман // *Нормирование антропогенных нагрузок.* — М., 1988. — С. 11–14.
-

-
106. Симонов А. Н. Основные направления исследований по океанографическим аспектам проблемы предотвращения от химического загрязнения вод морей и океанов / А. Н. Симонов // Океанографические аспекты охраны морей и океанов от химического загрязнения: Мат. Всес. симпоз. — М., 1990. — С. 4–9.
 107. Расин Ю. Г. Региональный эталон чистоты — переходный этап к оценке качества природной среды / Ю. Г. Расин, В. П. Пяткин // К., 1990. — С. 9–10.
 108. Степанов А. М. Обоснование системы критериев для оценки химического загрязнения биосферы / А. М. Степанов // Проблемы антропогенного воздействия на окружающую среду. — М.: Наука, 1985. — С. 5–12.
 109. Брагинский Л. П. Практические вопросы биоиндикации природных сточных вод / Л. П. Брагинский, А. Н. Крайнюкова // Проблемы качества природных вод. — Черногловка, 1987. — С. 55–70.
 110. Форощук В. П. К вопросу об экологическом нормировании содержания антропогенных веществ в водной среде / В. П. Форощук // 7-й Всесоюз. симпоз. по пробл. прогнозир., контроля качества воды водоемов и озонирования: Тез. докл. 2 секции. — Таллин, 1985. — С. 222–224.
 111. Одум Ю. Экология / Ю. Одум. — М.: Мир, 1986. — Т. 2. — 453 с.
 112. Жолдакова З. И. Обоснование условий перехода от пороговых к максимально недействующим дозам / З. И. Жолдакова // Гиг. и сан. — 1987. — № 3. — С. 61–63.
 113. Гигиенические основы комплексного использования и охраны водных ресурсов / А. П. Шицкова, К. И. Акулов, Н. В. Климкина [и др.]. — М: Медицина, 1983. — 288 с.
 114. Михеев М. И. О единстве принципов токсиколого-гигиенического и экологического нормирования хими-
-

-
- ческих веществ / М. И. Михеев, В. И. Городцова // Методол. экологич. нормирования. – Харьков, 1990. – С. 39–40.
115. Сидоренко Г. И. О создании единой эколого-гигиенической нормативной базы планирования и реализации общегосударственной природоохранной деятельности / Г. И. Сидоренко, Н. Н. Литвинов // Нормирование антропогенных нагрузок. – М.: АН СССР, 1988. – С. 8–10.
116. Андрущицин О. П. Токсикорезистентность квантовых инфузорий / О. П. Андрущицин, И. Т. Олексив // 4-я Всес. конф. по водн. токсикологии: Тез. докл. – М., 1998. – С. 98-99.

РАЗДЕЛ 3

1. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment / L. E. Fleming, K. Broad, A. Clement [et al.] // Mar Pollut Bull. – 2006. – V. 53, N 10-12. – P. 545-860.
2. Linking the oceans to public health: current efforts and future directions / H. L. Kite-Powell, L. E. Fleming, L. C. Backer [et al.] // Environ Health. – 2008. – V. 7, N 2. – P. 6.
3. Indicators of ocean health and human health: developing a research and monitoring framework / A. Knap, E. Dewailly, C. Furgal [et al.] // Environ Health Perspect. – 2002. – V. 110, N 9. – P. 839-845.
4. The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs / J. R Stewart, R. J. Gast, R. S Fujioka [et al.] // Environ Health. – 2008. V. 7, N 2. – P. 3.
5. Indicators of ocean and human health / E. Dewailly, C. Furgal, A. Knap [et al.] // Can J Public Health. – 2002. – V. 93, N 1. – P. 34–38.
6. Protecting the oceans from land-based activities / GESA-

-
- MP . – 2001. – Vol. 71. – P. 41–14.
7. Evolving principles in coastal management: from concept to action. In: Handbook of Global Environmental Policy and Administration / D.L. Soden, B.S. Steel, eds. – New York: Marcel Dekker, 1999. – P. 691–714.
 8. The State of the World Fisheries and Aquaculture 1998 [CD-Rome] / FAO Fisheries Department. – 1999.
 9. From Monsoons to Microbes: Understanding the Ocean's Role in Human Health / **National Academy Press**. – Washington, 1999.
 10. Clark RB. Marine Pollution / R.B. Clark, C. Frid, M. Attrill. – Oxford UK: Clarendon Press, 1997.
 11. **Marine swimming related illness: implications for monitoring and environmental policy** / S.E. Henrickson, T. Wong, P. Allen [et al.] // Environ Health Perspect. – 2001. – V. 109. – P. 645–650.
 12. Children's health and the environment: a new agenda for prevention research / P.J. Landrigan, J.E. Carlson, C.F. Bearer [et al.] // Environ Health Perspect. – 1998. – V. 106, N 3. – P. 787.
 13. Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water / S. M. Elmir, M. E. Wright, A. Abdelzaher [et al.] // Water Research. – 2007. – V. 41, N 1. – P. 3-10.
 14. **Benthic ecology of *Vibrio* spp. and pathogenic *Vibrio* species in a coastal Mediterranean environment (La Spezia Gulf, Italy)** / L. Vezzulli, E. Pezzati, M. Moreno [et al.] // Microb Ecol. – 2009. – V. 58, N 4. – P. 808-818.
 15. **Relationships between environmental factors and pathogenic Vibrios in the Northern Gulf of Mexico** / C.N. Johnson, A.R. Flowers, N.F. Noriega [et al.] // **Appl Environ Microbiol.** – 2010. – V. 76, N 21. – P. 7076–7084.
 16. **Microbial characteristics of marine sediments in bathing area along Pesaro-Gabicce coast (Italy): a preliminary study** / A. Pianetti, F. Bruscolini, L. Sabatini [et al.] // J. Appl.
-

Microbiol. – 2004. – V. 97, N 4. – P. 682–689.

17. Microbial indicators of faecal contamination in waters and sediments of beach bathing zones / M.C. Garrido-Pérez, E. Anfuso, A. Acevedo [et al.] // Int. J. Hyg. Environ Health. – 2008. – V. 211, N 5–6. – P. 510–517.
18. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment / T. Shibata, H.M. Solo-Gabriele, L.E. Fleming [et al.] // Water Res. – 2004. – V. 38, N 13. – P. 3119–3131.
19. Presence of pathogens and indicator microbes at a non-point source subtropical recreational marine beach / A.M. Abdelzaher, M.E. Wright, C. Ortega [et al.] // Appl. Environ Microbiol. – 2010. – V. 76, N 3. – P. 724–732.
20. Indicator microbes correlate with pathogenic bacteria, yeasts and helminthes in sand at a subtropical recreational beach site / A.H. Shah, A.M. Abdelzaher, M. Phillips [et al.] // J. Appl. Microbiol. – 2011. – V. 110, N 6. – P. 1571–1583.
21. Correlations between microbial indicators, pathogens, and environmental factors in a subtropical estuary / C. Ortega, H.M. Solo-Gabriele, A. Abdelzaher [et al.] // Mar Pollut Bull. – 2009. – V. 58, N 9. – P. 1374–1381.
22. **Obiri-Danso K. Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England / K. Obiri-Danso, K. Jones // Water Research. – 2000. – V. 34, N 2. – P. 519–527.**
23. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing / R.T. Noble, D.F. Moore, M.K. Leecaster [et al.] // Water Res. – 2003. – V. 37, N 7. – P. 1637–1643.
24. Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California / D.M. Ferguson, D.F. Moore, G.M. Getrich [et al.]

-
- // J. Appl. Microbiol. – 2005. – V. 99, N 3. – P. 598 – 608.
25. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments / C.M. Davies, J.A. Long, M. Donald [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. – 1995. – V. 61, N 5. – P. 1888–1896.
 26. Extraintestinal *Escherichia coli* Carrying Virulence Genes in Coastal Marine Sediments / G.M. Luna, C. Vignaroli, C. Rinaldi [et al.]. – **Applied and Environmental Microbiology**. – 2010. – V. 76, N 17. – P. 5659–5668.
 27. Prevalence and Persistence of *Escherichia coli* Strains with Uropathogenic Virulence Characteristics in Sewage Treatment Plants / E.M. Anastasi, B. Matthews, A. Gundogdu [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 2010. – V. 76, N. 17. – P. 5882–5886.
 28. Ishii S. *Escherichia coli* in the Environment: Implications for Water Quality and Human Health / S. Ishii, M. J. Sadowsky // *Microbes and Environments*. – 2008. – V. 23, N 2. – P. 101-108.
 29. Prüss A. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water / A. Prüss // *Int. J. Epidemiol.* – 1998. – V. 27, N 1. – P. 1-9.
 30. Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis / T.J. Wade, N. Pai, J.N. Eisenberg [et al.] // *Environ Health Perspect.* – 2003. – V. 111, N 8. – P. 1102–1109.
 31. Marine swimming-related illness: implications for monitoring and environmental policy / S.E. Henrickson, T. Wong, P. Allen [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2001. – V. 109, N 7. – P. 645-650.
 32. Water and non-water-related risk factors for gastroenteritis among bathers exposed to sewage-contaminated marine waters / J.M. Fleisher, F. Jones, D. Kay [et al.] // *Int. J. Epidemiol.* – 1993. – V. 22, N 4. – P. 698-708.
-

-
33. The BEACHES Study: health effects and exposures from non-point source microbial contaminants in subtropical recreational marine waters / J.M. Fleisher, L.E. Fleming, I.C. Solo-Gabriele [et al.] // *Int. J. Epidemiol.* – 2010. – V. 39, N 5. – P. 1291–1298.
 34. Fleisher J.M. Risk perception bias, self-reporting of illness, and the validity of reported results in an epidemiologic study of recreational water associated illnesses / J.M. Fleisher, D. Kay // *Mar Pollut Bull.* – 2006. – V. 52, N 3. – P. 264–268.
 35. The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff / R.W. Haile, J.S. Witte, M. Gold [et al.] // *Epidemiology.* – 1999. – V. 10, N 4. – P. 355–363.
 36. Swimming-associated gastroenteritis and water quality / V. J. Cabelli, A. P. Dufour, M. A. Levin [et al.] // *Am. J. Epidemiol.* – 1982. – V. 115. – P. 606–616.
 37. Shuval H. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment / H. Shuval // *J. Water Health.* – 2003. – V. 1. – P. 53–64.
 38. Относительно разработки нормативных документов по санитарно-эпидемиологическому контролю лечебно-плавательных бассейнов / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, А. Ю. Кисилевская, [и др.] // **Медицинская реабилитация, курортология, физиотерапия.** – 2007. – № 3 (51). – С. 48–51.
 39. Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water-United States, 2001–2002 / J.S. Yoder, B.G. Blackburn, G.F. Craun [et al.] // *MMWR Surveill Summ.* – 2004. – V. 53, N 8. – P. 1–22.
 40. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water-United States, 2003–2004 / E.J. Dziuban, J.L. Liang, G.F. Craun [et al.] // *MMWR Surveill Summ.* – 2006. – V. 55, N 12. – P. 1–30.
 41. Craun G.F. Outbreaks associated with recreational water in
-

-
- the United States / G.F. Craun, R.L. Calderon, M.F. Craun // *Int. J. Environ. Health Res.* – 2005. – V. 15, N 4. – P. 243–262.
42. Surveillance for waterborne disease outbreaks – United States, 1993–1994 / M. H. Kramer, B. L. Herwaldt, G. F. Craun [et al.] // *Morb. Mortal. Wkly Rep.* – 1995. – V. 45. – P. 1–15.
 43. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1999–2000 / S.H. Lee, D.A. Levy, G.F. Craun [et al.] // *MMWR Surveill Summ.* – 2002. – V. 51, N 22. – P. 1–47.
 44. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1997–1998 / R.S. Barwick, D.A. Levy, G.F. Craun [et al.] // *MMWR CDC Surveill Summ.* – 2000. – V. 49, N 12. – P. 1–21.
 45. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with drinking water and water not intended for drinking-United States, 2003-2004 / J.L. Liang, E.J. Dziuban, G.F. Craun [et al.] // *MMWR Surveill Summ.* – 2006. – V. 55, 12. – P. 31–65.
 46. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1993–1994 / M.H. Kramer, B.L. Herwaldt, G.F. Craun [et al.] // *MMWR CDC Surveill Summ.* – 1996. – V. 45, N 1. – P. 1–33.
 47. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1995–1996 / D.A. Levy, M.S. Bens, G.F. Craun [et al.] // *MMWR CDC Surveill Summ.* – 1996. – V. 47, N 5. – P. 1–34.
 48. Surveillance for waterborne disease outbreaks – United States, 1991–1992 / A.C. Moore, D.A. Levy, G.F. Craun [et al.] // *MMWR CDC Surveill Summ.* – 1993. – V. 19, N 5. – P. 1–22.
 49. Burrell R.A.E Microbiological standards for water and their relationship to health risk / R.A.E Burrell, P.R. Hunter, G. Nichols // *Communicable disease and public health.* –
-

2000. – V. 3, N 1. – P. 8–13.

50. Мокієнко А. В. Еколого-гігієнічні основи безпечності води, що знезаражена діоксидом хлору: дис. ... докт. мед. наук.: 14.02.01 / Мокієнко Андрій Вікторович. – К., 2009. – 348 с.
51. Про затвердження Державних санітарних правил планування та забудови населених пунктів: Наказ МОЗ України № 173 від 19.06.96 : зареєстр. в Мін. юстиції України 24. 07. 1996. – К., 1996. – 56 с.
52. Доан С. І. Роль морської води в поширенні ентеровірусних інфекцій / С. І. Доан, В. І. Задорожна, В. І. Бондаренко // Вода і водоочисні технології. – 2002. – № 2–3. – С. 41–46.
53. Доан С.І. Роль води різного виду у розповсюдженні ентеровірусних інфекцій / С. І. Доан, В. І. Задорожна, В. І. Бондаренко // Мат. наук.–практ. семінара «Актуальні питання якості води в Україні». – Київ, 2004. – С.49–56.
54. Порівняльна характеристика виділення ентеровірусів із води різного виду в Україні / С. І. Доан, В. І. Задорожна, В. І. Бондаренко [та ін.] // Довкілля та здоров'я. – 2007. – № 4. – С. 38–41.

РАЗДЕЛ 4

1. Какарека С. В. Стойкие органические загрязнители: источники и оценка выбросов / С. В. Какарека, Т. И. Кухарчик, В. С. Хомич. – Минск: РУП «Минсктиппроект», 2003. – 220 с.
2. **Knowns and unknowns on burden of disease due to chemicals: a systematic review** / A. Prüss-Ustün, C. Vickers, P. Haefliger [et al.] // Environ. Health. – 2011. – V. 21, N 10. – P. 319–325.
3. Sauviat M. P. Cardiotoxicity of lindane, a gamma isomer of hexachlorocyclohexane / M. P. Sauviat, N. Pages // J. Soc. Biol. – 2002. – V. 196, N 4. – P. 339–348.

-
4. Reproductive toxicity of lindane / N. Pagès, M. P. Sauviat, S. Bouvet [et al.] // *J. Soc. Biol.* – 2002. – V. 196, N 4. – P. 325–338.
 5. Pesticide Exposure and Hypertensive Disorders During Pregnancy / T. M. Saldana, O. Basso, D. D. Baird [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2009. – V. 117, N 9. – P. 1393–1396.
 6. Klecka G. Chemicals of emerging concern in the Great Lakes Basin: an analysis of environmental exposures / G. Klecka, C. Persoon, R. Currie // *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* – 2010. – V. 207. – P. 1–93.
 7. Association of a polychlorinated dibenzo-p-dioxin, a polychlorinated biphenyl, and DDT with diabetes in the 1999-2002 National Health and Nutrition Examination Survey / C. J. Everett, I. L. Frithsen, V. A. Diaz [et al.] // *Environ Res.* – 2007. – V. 103, N 3. – P. 413–418.
 8. Everett C. J. Biomarkers of pesticide exposure and diabetes in the 1999-2004 national health and nutrition examination survey / C. J. Everett, E. M. Matheson // *Environ Int.* – 2010. – V. 36, N 4. – P. 398–401.
 9. Prevalence of self-reported diabetes and exposure to organochlorine pesticides among Mexican Americans: Hispanic health and nutrition examination survey, 1982-1984 / S. Cox, A. S. Niskar, K. M. Narayan [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2007. – V. 115, N 12. – P. 1747–1752.
 10. Age at natural menopause and exposure to organochlorine pesticides in Hispanic women / J. Akkina, J. Reif, T. Keefe [et al.] // *J. Toxicol. Environ. Health A.* – 2004. – V. 67, N 18. – P. 1407–1422.
 11. Kurihara N. Chlorinated hydrocarbon insecticides (DDT, methoxychlor, HCH etc.) / N. Kurihara // *Nihon Rinsho.* – 2000. – Vol. 58. – N 12. – P. 2417–2421.
 12. Tiemann U. In vivo and in vitro effects of the organochlorine pesticides DDT, TCPM, methoxychlor, and lindane on the
-

-
- female reproductive tract of mammals: a review / U. Tiemann // *Reprod Toxicol.* – 2008. – V. 25, N 3. – P. 316–326.
13. Tiemann U. Inhibitory effects of organochlorine pesticides on intercellular transfer of Lucifer Yellow in cultured bovine oviductal cells / U. Tiemann, R. Pöhland // *Reprod Toxicol.* – 1999. – V. 13, N 2. – P. 123–130.
 14. A Prospective Study of Organochlorines in Adipose Tissue and Risk of Non-Hodgkin Lymphoma / E. V. Bräuner, M. Sørensen, E. Gaudreau [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2012. – V. 120, N 1. – P. 105–111.
 15. Van den Berg H. Global status of DDT and its alternatives for use in vector control to prevent disease / H. van den Berg // *Environ. Health Perspect.* – 2009. – V. 117, N 11. – P. 1656–1663.
 16. Epidemiologic evidence of relationships between reproductive and child health outcomes and environmental chemical contaminants / D. T. Wigle, T. E. Arbuckle, M.C. Turner [et al.] // *J. Toxicol. Environ. Health. B Crit. Rev.* – 2008. – V. 11, N 5 – 6. – P. 373–517.
 17. Fate and Complex Pathogenic Effects of Dioxins and Polychlorinated Biphenyls in Obese Subjects before and after Drastic Weight Loss / M.-J. Kim, P. Marchand, C. Henegar [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2011. – V. 119, N 3. – P. 377–383.
 18. Serum Concentrations of Polychlorinated Biphenyls in Relation to in Vitro Fertilization Outcomes / J. D. Meeker, A. Maity, S. A. Missmer [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2011. – V. 119, N 7. – P. 1010–1016.
 19. In Utero and Lactational Exposure to PCBs in Mice: Adult Offspring Show Altered Learning and Memory Depending on Cyp1a2 and Ahr Genotypes / C. P. Curran, D. W. Nebert, M. B. Genter [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2011. – V. 119, N 9. – P. 1286–1293.
 20. Faroon O. Effects of polychlorinated biphenyls on the ner-
-

-
- vous system / O. Faroon, D. Jones, C. de Rosa // *Toxicol. Ind. Health.* – 2000. – V. 16, N 7–8. – P. 305–333.
21. Korrick S. A. Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and neurodevelopment / S. A. Korrick, S. K. Sagiv // *Curr. Opin. Pediatr.* – 2008. – V. 20, N 2. – P. 198–204.
 22. Blood Pressure in Relation to Concentrations of PCB Congeners and Chlorinated Pesticides / A. Goncharov, M. Pavuk, H. R. Foushee [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2011. – V. 119, N 3. – P. 319–325.
 23. Association of polychlorinated biphenyls with hypertension in the 1999–2002 National Health and Nutrition Examination Survey / C. J. Everett, A.G. Mainous, I. L. Frithsen [et al.] // *Environ Res.* – 2008. – V. 108, N 1. – P. 94–97.
 24. Commentary on the association of polychlorinated biphenyls with hypertension / C. J. Everett, A.G. Mainous, I. L. Frithsen [et al.] // *Environ Res.* – 2008. – V. 108, N 3. – P. 428–429.
 25. Huang X. Exposure to persistent organic pollutants and hypertensive disease / X. Huang, L. Lessner, D. O. Carpenter // *Environ Res.* – 2006. – V. 102, N 1. – P. 101–106.
 26. Blood pressure and hypertension in relation to levels of serum polychlorinated biphenyls in residents of Anniston, Alabama / A. Goncharov, M. Bloom, M. Pavuk [et al.] // *J. Hypertens.* – 2010. – V. 28, N 10. – P. 2053–2060.
 27. Proinflammatory properties of coplanar PCBs: in vitro and in vivo evidence / B. Hennig, P. Meerarani, R. Slim [et al.] // *Toxicol. Appl. Pharmacol.* – 2002. – V. 181, N 3. – P. 174–183.
 28. Exposure to polychlorinated biphenyls causes endothelial cell dysfunction / M. Toborek, S.W. Barger, M. P. Mattson [et al.] // *J. Biochem. Toxicol.* – 1995. – V. 10, N 4. – P. 219–226.
 29. Concentrations of environmental chemicals associated with neurodevelopmental effects in U.S. population / L. L. Need-
-

-
- ham, D. B. Barr, S. P. Caudill [et al.] // *Neuro Toxicology*. – 2005. – V. 26. – P. 531–545.
30. Fish consumption and other environmental exposures and their associations with serum PCB concentrations among Mohawk women at Akwesasne / E. F. Fitzgerald, S.A. Hwang, K. Langguth [et al.] // *Environ Res.* – 2004. – V. 94. – P. 160–170.
 31. Association of blood pressure and polychlorinated biphenyl levels / K. Kreiss, M. M. Zack, R. D. Kimbrough [et al.] // *JAMA*. – 1981. – V. 245. – P. 2505–2509.
 32. Evaluation of potential health effects associated with serum polychlorinated biphenyl levels / P. A. Stehr-Green, E. Welty, G. Steele [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 1986. – V. 70. – P. 255–259.
 33. Association between serum concentrations of persistent organic pollutants and prevalence of newly diagnosed hypertension: results from the National Health and Nutrition Examination Survey 1999–2002 / M. H. Ha, D. H. Lee, H. K. Son [et al.] // *J. Hum. Hyperten.* – 2009. – V. 23. – P. 274–286.
 34. Prevalence of metabolic syndrome associated with body burden levels of dioxin and related compounds among Japan's general population / H. Uemura, K. Arisawa, M. Hiyoshi [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2009. – V. 117. – P. 568–573.
 35. Relationship of thyroid hormone levels to levels of polychlorinated biphenyls, lead, p,p'-DDE, and other toxicants in Akwesasne Mohawk youth / L. M. Schell, M.V. Gallo, M. Denham [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2008. – V. 116. – P. 806–813.
 36. Lower serum testosterone associated with elevated polychlorinated biphenyl concentrations in Native American men / A. Goncharov, R. Rej, S. Negoita [et al.] // *Environ. Health Perspect.* – 2009. – V. 117. – P. 1454–1460.
 37. Task Force on Environment. Analysis of PCB congeners related to cognitive functioning in adolescents / J. New-
-

-
-
- man, M.V. Gallo, L. M. Schell [et al.] // *Neurotoxicology*. – 2009. – V. 30. – P. 686–696.
38. Evidence of an age-related threshold effect of polychlorinated biphenyls (PCBs) on neuropsychological functioning in a Native American population / R. F. Haase, R. J. McCaffrey, A. L. Santiago-Rivera [et al.] // *Environ. Res.* – 2009. – V. 109. – P. 73–85.
 39. Angerer J. Biological monitoring and biochemical effect monitoring of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons / J. Angerer, C. Mannschreck, J. Gündel // *Int. Arch. Occup. Environ. Health*. – 1997. – V. 70, N 6. – P. 365–377.
 40. Szczeklik J. Metabolic polymorphisms and biomarkers of exposition to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) / J. Szczeklik // *Przegl. Lek.* – 2005. – V. 62, N 12. – P. 1542–1545.
 41. Benzo[a]pyrene Reduces Testosterone Production in Rat Leydig Cells via a Direct Disturbance of Testicular Steroidogenic Machinery / J.-Y. Chung, Y.-J. Kim, J. Y. Kim [et al.] // *Environ. Health. Perspect.* – 2011. – V. 119, N 11. – P. 1569–1574.
 42. Nucleotide excision repair polymorphisms, polycyclic aromatic hydrocarbon exposure, and their effects on sperm deoxyribonucleic acid damage and male factor infertility / A. Gu, G. Ji, P. Zhu [et al.] // *Fertil Steril.* – 2010. – V. 94, N 7. – P. 2620–2625.
 43. Association between Urinary Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolites and Sperm DNA Damage: A Population Study in Chongqing, China / X. Han, N. Zhou, Z. Cui [et al.] // *Environ. Health. Perspect.* – 2011. – V. 119, N 5. – P. 652–657.

РАЗДЕЛ 5

1. Scientists show index of pollution chemical and Engineering new Tannary 10. – 1972. – V.50, N2. – P. 33–35.

-
2. Wanchope R. D. Fixation of arsenical herbicides, phosphate and arsenate in alluvial soil / R. D. Wanchope // J. Envir. Qual. — 1975. — V. 4, N 3. — P. 355–358.
 3. Денисова А. И. Донные отложения и их влияние на качество воды / А. И. Денисова и др. — К.: Наукова думка, 1987. — 164 с.
 4. Баров А. А. Распространение стронция и бария в водах нефтяных месторождений Урало-Поволжья / А. А. Баров, И. И. Ромм // Докл. АН СССР. — 1942. — Т. 35. — Ч. 14. — С. 124–128.
 5. Несвижская Н. И. Геохимические основы определения предельно допустимых концентраций химических элементов в почвах. Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах / Н. И. Несвижская, Ю. Е. Саэт // Труды IV Всес. совещания, июнь, 1983 г. — Л.: Гидрометиздат, 1985. — С. 10–18.
 6. Тарновский А. А. Геохимия донных отложений современных озер (на материале озер Карельского перешейка) / Под ред. М. Д. Скарлыгиной-Уфимцевой. — Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1980. — 172 с.
 7. Курорти України державного та місцевого значення / [Бабов К.Д., Кисилевська А.Ю., Леонова С.В. [та ін.]; за ред. К.Д. Бабова, О.М. Нікіпелової. — Одеса: ПАЛЬМІРА, 2010. — 220 с.
 8. Нікіпелова О.М. Вплив води на колоїдно-структурний стан мулових сульфідних пелоїдних систем / О.М. Нікіпелова / Уч. зап. Таврич. нац. ун-та ім. В.И. Вернадського. Сер.: Біологія, Хімія. — 2009. — Т. 22. — № 2. — С. 194–199.
 9. Нікіпелова О.М. Результати моніторингу колоїдно-хімічних властивостей мулових сульфідних систем Куяльницького лиману та оз. Чокрак / О.М. Нікіпелова // Тр. Одеск. політехн. ун-та. — 2009. — № 1 (31). — С. 169–173.
 10. Никіпелова Е.М. Роль гранулометричного складу
-

-
- иловых пелоидных систем при их бальнеологической оценке / Е.М. Никипелова // Уч. зап. Таврич. нац. ун-та им. В.И. Вернадського. Сер.: Биология, Химия. — 2009. — Т. 23 (62). — № 1. — С. 188–200.
11. Бабов К.Д. Експериментальне обґрунтування критеріїв кондиційності пелоїдів / К.Д. Бабов, О.М. Нікіпелова, С.І. Ніколенко, Т.Г. Філіпенко // Гигиена населенных мест. — 2000. — Вып. 37. — С. 166–169.
 12. Нікіпелова О.М. Органічні речовини в лікувальних грязях України. Повідомлення 1. Компонентний склад органічних речовин лиману Бурнас / О.М. Нікіпелова // Мед. реабілітація, курорти, фізіотерапія. — 2005. — № 1 (41). — С. 42–44.
 13. Babov K.D. Main directions for ecological and geochemical estimation of the state of mud deposits / K.D. Babov, E.M. Nikipelova // symposium on ecological chemistry: symposium, Oct. 1–4 1995: mat. of conf. — Chişinău, Moldova, 1995. — P. 195.
 14. Нікіпелова О.М. Результати повного хімічного аналізу пелоїдів Куяльницького лиману / О.М. Нікіпелова, М.В. Шевченко // Качество и безопасность. Стандарты и тенденции развития современного химического анализа веществ и материалов: науч-практ. конф., 14–16 сент. 2010 г.: сб. трудов. — Одесса, 2010. — С. 181–182.
 15. Никипелова Е.М. Формы нахождения свинца в иловых грязях Бердянского месторождения / Е.М. Никипелова // Мед.реабил., курорт., физиот.-1995.-№2-3.-С. 57-60.
 16. Зубакина А. Н. Особенности процессов окисления углеводородов нефтяного происхождения в Арктических водах: автореф. дис. ... к. хим. н. — Новочеркасск, 1976. — 26 с.
 17. Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях / Под ред. С.Г. Градовского. — М.: Гидрометиздат, 1979. — С. 43–30.
-

-
18. Эрнестова Л. С. Усовершенствование методики суммарного определения нефтепродуктов в почве / Л. С. Эрнестова // Гигиена и санитария, 1981. — Т. II. — С. 45–46.
 19. Каплин В. Т. О фенолах природных водоемов, незагрязненных сточными водами / В. Т. Каплин, Н. Г. Фасенко // Мат. XVI Всес. гидрохим. совещания: Тез. докл. — Новочеркасск, 1962. — С. 33–35.
 20. Кузнецов С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность / С. И. Кузнецов. — М.: Мир, 1970. — 440 с.
 21. Воля Е. Г. Изменение некоторых составляющих биотической компоненты Шаболатского лимана, происшедшие в результате экологической катастрофы 1992 года. Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра / Е. Г. Воля, А. И. Дручин // Тез. междунар. конф. — Кишинев, 1999. — С. 45–47.
 22. Воля Е. Г. Влияние некоторых антропогенных факторов на экосистему Шаболатского лимана / Е. Г. Воля // Тез. докл. III Междунар. науч.-практ. конф. «Экологические проблемы городов, рекреационных зон и природоохраненных территорий». — Одесса, 2000. — С. 52–56.
 23. Современное состояние экосистемы Шаболатского лимана в связи с его рекреационной функцией / Е. Г. Воля, С. Г. Бушуев, В. Е. Рыжко // Сб. материалов симпозиума “Устойчивое развитие экологического туризма на Черноморском побережье”. — Одесса: ОЦНТИ, 2002. — С. 28–31.
 24. Санитарно-эпидемиологическая оценка состояния морских рекреационных территорий области и необходимые оздоровительные мероприятия / Л. И. Засыпка, А. Н. Кильдышова, Л. А. Харина // Мат. междунар. науч. — практ. конф. 5 — 6 июня 1998 г. «Экология городов и рекреационных зон». — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 57–62.
 25. Детальная разведка иловых грязей Шаболатского лимана
-

-
- на и их бальнеологическая оценка (Одесская обл.): отч. о НИР (закл.) / Одесский научно-исследовательский институт курортологии. — Одесса, 1982. — 103 с. — Инв. № 0282.0073425.
26. Грязевое месторождение Шаболатского (Будакского) лимана как фактор развития курорта Сергеевка / Е.М. Никипелова, К.Д. Бабов, Л.П. Горбач [и др.] // «Проблемы и перспективы развития курорта Сергеевка как международного курортно-рекреационного и туристического комплекса» Мат. VI Межд. науч. - практ. сем. «Экономико-экологические проблемы приморских регионов». — Одесса, 1996. — С. 26.
27. Постанова КМ України від 11 грудня 1996 р. № 1499 «Про затвердження переліку водних об'єктів, що відносяться до категорії лікувальних».
28. Алексеенко Н. О. Экспериментальні дослідження ропи Шаболатського та Будакського лиманів Одеської області / Н. О. Алексеенко, С. Г. Гуца, Н. О. Ярошенко // Вісник морської медицини. — 2012. — № 3. — С. 25–29.
29. Алексеенко Н. О. Экспериментальне обґрунтування можливості зовнішнього застосування пелоїдів Шаболатського лиману / Н. О. Алексеенко, Н. О. Ярошенко, С. Г. Гуца // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. — 2012. — № 3 (29). — С. 80–84.

РАЗДЕЛ 6

1. Відбирання, консервування, транспортування та зберігання проб мінеральних вод: методичний посібник / О. М. Нікіпелова, Л. Б. Солодова, Х. О. Коева [та ін.]. — Одеса: 2011. — 44 с.
2. Нікіпелова О. М. Посібник з методів контролю природних мінеральних вод, штучно-мінералізованих вод та напоїв на їх основі. Ч. 1. Фізико-хімічні дослідження /

О. М. Нікіпелова, Т. Г. Філіпенко, Л. Б. Солодова // МОЗ України, УкрНДІМРтаК. – Одесса: Спеціалізоване вид-во „ЮНЕСКО-СОЦИО”, 2002. – 96 с.

3. Воды минеральные питьевые лечебные, лечебно-столовые. Методы анализа (ГОСТ 23268.2-78 – ГОСТ 23268.1-78); введ. 1980-01-01. - М.: ИПК Изд-во стандартов, 1978. - 94 с. (Міждержавні стандарти).
4. Установки дистилляционные опреснительные стационарные. Методы химического анализа соленых вод. Методы определения железа (ГОСТ 26449.1.16-85); введ. 1987-01-01. – М.: ИПК Изд-во стандартов, 1985. – С. 41–46. (Міждержавний стандарт).
5. Атомно-абсорбционное определение металлов (Al, Ag, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn) в поверхностных водах суши с прямой электротермической атомизацией проб: методические указания (РД 52.24.377-95); введ. 1995-04-17. – М.: Гидрохимический институт, 1995. – 30 с. (Керівний документ).
6. Методика выполнения измерений содержания кадмия, свинца, меди в природных и очищенных сточных водах методом инверсионной вольтамперометрии (МВВ 081/12-4631-00); введ. 1998-01-12. – Санкт-Петербург: НВФ „ЛЮМЭКС”, 1998. – 12 с. (Методика виконання вимірювань).
7. Методика выполнения измерений содержания цинка в природной, питьевой и очищенной сточной воде методом инверсионной вольтамперометрии (МВВ 081/12-0139-04); введ. 1998-01-12. – Санкт-Петербург: НВФ „ЛЮМЭКС”, 1999. – 24 с. (Методика виконання вимірювань).
8. Методика выполнения измерения концентрации урана в пробах воды на анализаторе жидкости «Флюорат–02» (МВВ 96-12-98); введ. 1998-01-12. – Санкт-Петербург: НВФ „ЛЮМЭКС”, 1998. – 13 с. (Методика виконання вимірювань).

-
9. Методика выполнения измерения массовой концентрации мышьяка в пробах питьевых, природных и сточных вод на анализаторе жидкости «Флюорат –02» (МВВ 91-12-98); введ. 1998-01-12. – Санкт-Петербург: НВФ „ЛЮМЭКС”, 1998. – 17 с. (Методика виконання вимірювань).
 10. Методика выполнения измерения концентрации фенолов общих и летучих в пробах питьевых, природных и сточных вод на анализаторе жидкости «Флюорат–02» (МВВ 104-12-98); введ. 1998-01-13. – Санкт-Петербург: НВФ „ЛЮМЭКС”, 1997. – 13 с. (Методика виконання вимірювань).
 11. ДСТУ ISO 6468-2002. Якість води. Визначання вмісту окремих хлорорганічних інсектицидів, поліхлорованих біфенілів та хлорбензолів. Метод газової хроматографії після екстрагування рідина-рідина; введ. 2003-10-01. – К.: Держспоживстандарт України, 2004. – 26 с.
 12. Методика выполнения измерения массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и сточных вод на анализаторе жидкости «Флюорат –02» (МВВ 99-12-98); введ. 1998-01-12. – Санкт-Петербург: НВФ „ЛЮМЭКС”, 1998. – 12 с. (Методика виконання вимірювань).
 13. Води мінеральні лікувальні. Технічні умови (ГОСТ 42.10-02-96); введ. 1996-06-24. – К.: Міністерство охорони здоров'я, 1996. – 30 с. (Галузевий стандарт).
 14. Сніжко С. И. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С. И. Сніжко. – К., 2001. – 264 с.
 15. Нікіпелова О. М. Посібник з методів контролю пелоїдів та препаратів на їх основі. Ч.1. Фізико-хімічні дослідження / О. М. Нікіпелова, Л. Б. Солодова // МОЗ України, УкрНДІМРтаК. – К.: Українська видавнича спілка ім. Юрія Липи, 2008. – 100 с.
 16. Нікіпелова О. М. Характеристика фізико – хімічних властивостей, показників екологічного стану пелоїдів Ша-
-

-
- болатського (Будакського) лиману / О.М. Нікіпелова, А. В. Мокієнко, Л.Б. Солодова // Праці Одеського політехнічного університету.-2011. – Вип. 1(35). – С. 211 – 217.
17. Нікіпелова О. М. Характеристика фізико – хімічних властивостей пелоїдів причорноморських лиманів / О. М. Нікіпелова, А. В. Мокієнко, Л. Б. Солодова // Вісник Одеського національного університету. – 2012. – Т.17, вип. 2 (42). – С. 42 – 48.
 18. Standard Test Method for Organohalide Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Water by Microextraction and Gas Chromatography (ASTM D5175-91). – 2003.
 19. Качество воды. Определение 16 полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в воде. Метод с использованием газовой хроматографии с масс-спектрометрическим обнаружением (ISO 28540:2011).
 20. Ващенко М. А. ДДТ и гексахлорциклогексан в донных осадках Амурского залива / М. А. Ващенко, И. Г. Сяпина, П. М. Жадан // Экология. – 2005. – № 1. – С. 64–68.
 21. Національна доповідь України «Стан довкілля Чорного моря – 1996-2000 рр.» // О.: Астропринт, 2002. –764 с.
 22. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Composition and Potential Sources for Sediment Samples from the Beaufort and Barents Seas / M. B. Yunker, L. R. Snowdon, R.W. MacDonald [et al.] // Environ.Sci. Technol. – 1996. – V. 30, N 4. – P. 1310–1320.
 23. Traven L. CYP1A induction potential and the concentration of priority pollutants in marine sediment samples – In vitro evaluation using the PLHC-1 fish hepatoma cell line / L. Traven, R. Zaja, J. Loncar // Toxicology in vitro. – 2008. – V. 22, N 6. – P. 1648–1656.
 24. Magi E. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Adriatic sea / E. Magi, R. Bianco, C. Ianni // Environmental pollution. – 2002. – V. 119. – P. 91 –
-

25. International agency for research on Cancer. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. – IARC. – Lyons, 1987.
26. Peters C. A. Long-term composition dynamics of PAH-containing NAPLs and implications for risk assessment / C. A. Peters, C. D. Knightes, D. G. Brown // *Environ.Sci. Technol.* – 1999. – V. 33. – P. 4499–4507.
27. Tsai P.-J. Assessing and predicting the exposures of polycyclic aromatic hydrocarbons and their carcinogenic potencies from vehicle engine exhausts to highway toll station workers / P.-J. Tsai, T.-S. Shih, H.-L. Chen // *Atmos.Environ.* – 2004. – V. 38. – P. 333–343.
28. Soclo H. Etude de la distribution des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans les Sédiments Marins Recents, Identification des Sources / H. Soclo // Ph. D. Thesis. – University Bordeaux I. – Bordeaux, France. – 1986.
29. Schulz H.-M. Sources and pathways of natural and anthropogenic hydrocarbons into the natural dump Arkona Basin (southern Baltic Sea) / H.-M. Schulz, K.-C. Emeis // *Environ. Geology.* – 2000. – V. 39, N 8. – P. 839–848.
30. Mannino M. R. PAHs in indoor dust matter of Palermo area: extraction, GC-MS analysis, distribution and sources / M. R. Mannino, S. Orrechio // *Atmos. Environ.* – 2008. – V. 42. – P. 1801–1817.
31. Moreno M. R. F. The role and application of enterococci in food and health / M. R. F. Moreno, P. Sarantinopoulos, E. Tsakalidou [et al.] // *International Journal of Food Microbiology* Ibid. – 2006. – V. 106, N 1. – P. 1–24.
32. Mathur S. Antibiotic resistance in food lactic acid bacteria – a review / S. Mathur, R. Singh // *Int. J. Food Microbiol.* – 2006. – V. 105. – P. 281–285.
33. Mundy L. M. Relationships between enterococcal virulence and antimicrobial resistance / L. M. Mundy, D. F. Sahn,

-
- M. Gilmore // *Clin. Microbiol. Rev.* – 2000. – V. 13, N 4. – P. 513–522.
34. Функціонування мікробних ценозів ґрунту в умовах антропогенного навантаження / К. І. Андреюк, Г. О. Іутинська, А. Ф. Антипчук [та ін.]. – К.: Обереги, 2001. – 240 с.
35. Роль грязеобразующей микрофлоры в формировании биологической активности лечебных грязей Сибири / Т. М. Тронева, Т. А. Пушкарева, Е. А. Курнявкина [и др.] // *Вопросы курортологии, физиотерапии и ЛФК.* – 2011. – № 6. – С. 43–45.
36. Schneiker S. Complete genome sequence of the myxobacterium *Sorangium cellulosum* / S. Schneiker // *Nature Biotechnology.* – 2007. – V. 25. – № 11. – P. 1281–1289.
37. Lecianová L. Мyxobactérie ve vodách / L. Lecianová // *Práce a studie.* – 1987. – V. 170, N 1. – 128 P.
38. Абдрахманов А. Р. Влияние лечебной грязи на жизнеспособность и персистентные свойства бактерий / А. Р. Абдрахманов, Ю. А. Брудастов, Р. А. Абдрахманов // *Журнал микробиологии, эпидемиологии и иммунобиологии.* – 1997. – № 4. – С. 89 – 92.
39. Гоготова Г. И. Описание сульфатредуцирующей бактерии *Desulfobacterium macesitii* sp. nov., способной к автотрофному росту / Г. И. Гоготова, М. Б. Вайнштейн // *Микробиология.* – 1989. – Т. 5. – № 1. – С. 76–80.
40. Звягинцев Д. Г. Почва и микроорганизмы / Д. Г. Звягинцев. – М.: Изд-во Московского университета, 1987. – 256 с.
41. Шинкаренко А. Л. Органические вещества лечебных грязей и их роль в механизме лечебного действия на организм / А. Л. Шинкаренко, Н. Г. Миленина // *Сб. науч. трудов Пятигорского НИИ курортологии и физиотерапии «Грязевые препараты».* – Томск, 1981. – С. 30–33.
42. Методические указания по санитарно-микробиологическому анализу воды поверхностных водоемов
-

-
- (N 2285-81). – М., 1981. – 24 с.
43. Організація роботи лабораторій при дослідженні матеріалу, що містять біологічні патогенні агенти I–IV груп патогенності, молекулярно-генетичними методами (Державні санітарні правила (ДСП). – К., 2008.
 44. Наказ МОЗ України від 03.02.2005 р. № 60 «Про затвердження Методичних вказівок «Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води» (МВ 10.2.1–113-2005). – К., 2005. – 76 с.
 45. Определитель бактерий Берджи. В 2-х т.: Пер. с англ. / под ред. Дж. Хоулта, Н. Крига, П. Снита [и др.] // М.: Мир, 1997. – 800 с.
 46. Санітарно-вірусологічний контроль водних об'єктів: МВ 10.2.1-145-2007. – Затв. наказом МОЗ України від 30.05.2007р. № 284. – К. – МОЗ України, 2007. – (Методичні вказівки)
 47. Санітарно-паразитологічні дослідження води питної: МВ 10.10.2.1-076-00. – Затв. наказом МОЗ України від 09.11.2000р. № 387. – К. – МОЗ України, 2000. – (Методичні вказівки)
 48. Оценка загрязненности воды водоисточников цистами и ооцистами кишечных патогенных простейших / Г. И. Новосильцев, В. П. Сергиев, Н. А. Романенко [и др.] // Тез. докл. IV Междунар. Конгресса «Вода: экология и технология» (ЭКВАТЭК-2000). – М.: Сибико Инт., 2000. – С. 764–765.
 49. Санитарно-паразитологический мониторинг в Днепропетровской области / В. С. Борисенко, О. П. Борисенко, Н. А. Романюха [и др.] // Міжнар. мед. журн. Спецвипуск: Мат. наук.-практ. семінару «Паразитарні інвазії та їх профілактика» 2–3 липня 2009 р. – Харків, 2009. – С. 32–33.
 50. До питання про гігієнічну значущість контамінації води ооцистами криптоспоридій / А. В. Мокієнко, Л. І. Засипка, Н. І. Бешко [и др.] // Збірка тез доповідей наук.-
-

-
- практ. конф. “Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України”. – Київ, 2005. – С. 177–178.
51. Романенко Н. А. О необходимости включения ооцист криптоспоридий в число показателей эпидемической безопасности питьевой воды / Н. А. Романенко, В. П. Сергиев, Ю. А. Рахманин // Гигиена и санитария. – 2001. – № 1. – С. 18–19.
 52. Le Chevallier M. W. Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in Surface Water Supplies / M. W. Le Chevallier, W. D. Norton, R. G. Lee // Applied and Environmental Microbiology. – 1991. – V. 57. – № 9. – P. 2610–2617.
 53. Widmer K. W. Identification of *Cryptosporidium parvum* Oocysts by an Artificial Neural Network Approach / K. W. Widmer, K. H. Oshima, S. D. Pillai // Applied and Environmental Microbiology. – 2002. – V. 68, N 3. – P. 1115–1121.
 54. Detection of Infectious *Cryptosporidium* Oocysts by Cell Culture Immunofluorescence Assay: Applicability to Environmental Samples / F. M. Schets, G. B. Engels, M. During [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 2005. – V. 71, N 11. – P. 6793–6798.
 55. Infectious *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Final Reclaimed Effluent / A. L. Gennaccaro, M. R. McLaughlin, W. Quintero-Betancourt [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 2003. – V. 69, N 8. – P. 4983–4984.
 56. DiGiorgio C. L. *Cryptosporidium* and *Giardia* Recoveries in Natural Waters by Using Environmental Protection Agency Method 1623 / C. L. DiGiorgio, D. A. Gonzalez, C. C. Huitt // Applied and Environmental Microbiology. – 2002. – V. 68, N 12. – P. 5952–5955.
 57. The detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in cistern water in the U.S. Virgin Islands / K. D. Crabtree, R. H. Ruskinb, S. B. Shawc [et al.] // Water Research. –
-

-
1996. – V. 30, N 1. – P. 208–216.
58. Ali M. A. Detection of enteric viruses, Giardia and Cryptosporidium in two different types of drinking water treatment facilities / M. A. Ali, A. Z. Al-Herrawy, S. E. El-Hawaary // Water Research. – 2004. – V. 38, N 18. – P. 3931–3939.
59. Мокиенко А. В. Паразитарные контаминанты питьевой воды: оценка риска и методов обеззараживания / А. В. Мокиенко, Н. Ф. Петренко, А. И. Гоженко // Питьевая вода. – 2008. – № 1 (43). – С. 2–13.
60. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною (2.2.4-171–10). – Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року N 400. – Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за N 452/17747.
61. Бактеріологічне дослідження туберкульозу. – Наказ МОЗ України від 06.02.2002 р. – Київ. – 2002. – 23 с.
62. Северо-Западная часть Черного моря: биология и экология. – К.: Наук. думка, 2006. – С. 401–407.
63. Адобовский В. В. Современные процессы высыхания и осолонения лиманов с ограниченным водообменом / В. В. Адобовский // Екологічні проблеми Чорного моря. – Одеса: ОЦНТЕІ, 2002. – С. 3–8.
64. ДСТУ 4168-2003. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на морських ракоподібних (Crustacea) (ISO 14669:1999, MOD). – К.: Держспоживстандарт України, 2004. – 19 с.
65. Физико-географические черты Будакского лимана на северо-западном побережье Черного моря / Ю. Д. Шуйский, Г. В. Выхованец, Л. В. Гыжко [и др.] // Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки. – 2011. – Вип. 16. – № 1. – С. 97–125.
66. Щербань Э. П. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования / Э. П. Щербань, О. М. Арсан, Т. Н. Шаповал и др. // Гидробиол.
-

журн. – 1994. – Вип. 30. – № 4. – С. 100–111.

67. КНД 211.1.4.046-95. Біотестування та визначення рівнів гострої летальної токсичності зворотних вод, які відводяться у водні об'єкти. Методика. – Затв. наказом Мінприроди України від 30.05.95 № 47. – 19 с.
68. Шекк П. В. Оценка кормовой базы и перспектива использования Шаболатского лимана для пастбищной марикультуры / П. В. Шекк, М. И. Крюкова // Вісник Запорізького національного університету. Серія: Біологічні науки. – 2010. – № 1. – С. 126–135.

РАЗДЕЛ 7

1. Лиманно-устьевые комплексы Причерноморья. Географические основы хозяйственного освоения / Под ред. Г.И. Швевса // Ленинград: Наука, 1988. – 304 с.
2. Мелешкин М. Т. Экономико-экологические проблемы использования и охраны рекреационных ресурсов побережья / М. Т. Мелешкин, С. К. Харичков, А. В. Живицкий // Эколого-экономические проблемы морской среды. – Киев. – 1982. – С. 195–208.
3. Новиков В. Н. Экономическая эффективность развития курортного хозяйства советского Причерноморья и пути ее повышения / В. Н. Новиков, А. Н. Медяная, А. В. Живицкий // Экономика моря. – Киев. – 1982. – С. 99-107.
4. Эколого-экономическая оценка рекреационного потенциала курорта Сергеевка / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, К. М. Фогель [и др.] // Медицинская реабилитация, курортология, физиотерапия. – 2011. – №4 (68). – С. 50–53.
5. Фоменко Н. В. Рекреаційні ресурси та курортологія / Н. В. Фоменко // К.: Центр навчальної літератури, 2007. – 312 с.
6. Попов П. С. Природные факторы курорта Сергеевка (справочное пособие), изд. 2-е. / П. С. Попов // Белго-

-
- род-Днестровский, 2007. – 142 с.
7. Кравців В. С. Науково-методичні засади реформування рекреаційної сфери / Л. С. Гринів, М. В. Копач, С. П. Кузик [та ін.]. – Л.: Наукове видання. – НАН України. – ІРД НАН України. – 1999. – 78 с.
 8. Wyrzykowski J. Geographic znea uwarunkowania rozwoju turystyki wypok rynkowej w Polsce / J. Wyrzykowski // Wroclaw: Wyd. PWN, 1986. - P. 82–98.
 9. Нефедова В. Б. Рекреаційне використання території та охорона лісів / В. Б. Нефедова, Є. Д. Смирнова, В. П. Чижова. – М.: Лісова промисловість, 1980. – 156 с.

ОБСУЖДЕНИЕ

1. Мокієнко А. В. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану ропи Шаболатського (Будакського) лиману / А. В. Мокієнко, С. І. Ніколенко, Д. І. Недолуженко // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – 2010. – Т. 2. – № 4. – С. 122–125.
2. Мокієнко А. В. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану лікувальних грязей (пелоїдів) Шаболатського (Будакського) лиману / А. В. Мокієнко, С. І. Ніколенко, Д. І. Недолуженко // Медичні перспективи. – 2011. – № 1. – С. 82–85.
3. Комплексная эколого-гигиеническая оценка Шаболатского (Будакского) лимана / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова [и др.] // Сборник научных трудов «Здоровье и окружающая среда». – Минск. – 2011. – Вып. 17. – С. 31–33.
4. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану та біологічної контамінації ропи Шаболатського (Будакського) лиману / А. В. Мокієнко, С. І. Ніколенко, В. О. Пушкіна [та ін.] // Актуальні проблеми транспортної

-
- медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – 2012. – № 1 (27). – С. 52–58.
5. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану та біологічної контамінації пелоїдів причорноморських лиманів / А. В. Мокієнко, С. І. Ніколенко, В. О. Пушкіна [та ін.] // Медичні перспективи. – 2012. – № 1. – С. 143–147.
 6. Комплексное поэтапное исследование лимана как основа регламента эколого-гигиенического мониторинга / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова [и др.] // Мед. реабил., курорт., физиотер. – 2012. – № 1. – С. 53–57.
 7. Регламент еколого-гігієнічного моніторингу водних об'єктів, що віднесені до категорії лікувальних / А. В. Мокієнко, О. М. Нікіпелова, В. О. Колоденко [та ін.]: інформаційний лист про нововведення в системі охорони здоров'я // Укрмедпатентінформ. – Київ, 2011. – № 232. – 3 с.
 8. Регламент еколого-гігієнічного моніторингу водних об'єктів, що віднесені до категорії лікувальних / А. В. Мокієнко, О. М. Нікіпелова, С. І. Ніколенко [та ін.] // Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір № 43085. – Державна служба інтелектуальної власності України.
 9. Регламент еколого-гигиенического мониторинга Шаблатского (Будакского) лимана: от анализа ситуации до идентификации источника загрязнения / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, Л. Б. Солодова [и др.] / Зб. мат-лів міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічні проблеми Чорного моря». – Одеса, 2011. – С. 26–30.
 10. Ніколенко С. І. Посібник з методів контролю лікувальних грязей, ропи та препаратів на їх основі / С. І. Ніколенко, С. М. Глуховська, І. П. Ковальова // Ч.2. Мікробіологічні дослідження. – Одеса, 2010. – 86 с.
 11. О необходимости разработки нормативно-методических документов по санитарно-микробиологической регла-
-

-
- ментации качества рапы и пелоидов как природных лечебных ресурсов / А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, С.И. Николенко [и др.] // Мат-ли міжн. наук.-практ. конф. «Проблеми та перспективи розвитку етапного відновлювального лікування» «День науки», 29-30 березня 2012 р. — Одеса, 2012. — С. 87 — 88.
12. К вопросу о необходимости нормирования качества рапы и пелоидов как природных лечебных ресурсов / А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, С.И. Николенко [и др.] // Гігієнічна наука та практика:сучасні реалії. Матеріали XV з'їзду гігієністів України. 20-21 вересня 2012 року. — Львів: Друкарня ЛНМУ імені Данила Галицького. — 2012. — С. 498 — 499.
 13. Охрана природы. Гидросфера. Гигиенические требования к зонам рекреации водных объектов (ГОСТ 17.1.5.02-80). — М, 1981. — 6 с. (Государственный комитет СССР по стандартам)
 14. Методические указания по санитарно-микробиологическому анализу лечебных грязей № 143-9/316—17 от 11.09.1989. — М., 1989. — 26 с.
 15. Талаева Ю. Г. Влияние загрязнения морской воды на жизнедеятельность патогенных и санитарно-показательных бактерий / Ю. Г. Талаева, Ю. А. Рахманин, Ю. Н. Никитина // Гигиена и санитария. — 1982. — № 1. — С. 9—12.
 16. Характеристика антропогенного загрязнения рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского) лимана стойкими органическими загрязнителями (СОЗ) / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, К. К. Цимбалюк [и др.] // Водное хозяйство Казахстана. — 2012. — № 6—7 (44—45). — С. 48—62.
 17. Характеристика антропогенного забруднення ропи та пелюїдів Шаболатського (Будакського) лиману хлорорганічними пестицидами (ХОП) / А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, С.Є. Шибанов [та ін.] // Таврический медико — биологический вестник. — 2012. — Т. 15, №2, Ч.3 (58). — С. 144 — 148.
-

-
18. Еколого-гігієнічна оцінка фізико-хімічного складу й антропогенного забруднення ропи причорноморських лиманів / А.В. Мокієнко, О.М. Нікіпелова, Л.Б. Солодова [та ін.] // Одеський медичний журнал. — 2012. — №3(131). — С. 67 — 70.
 19. Характеристика антропогенного забруднення ропи та пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману поліхлорованими біфенілами (ПХБ) / А.В. Мокієнко, О.М., Нікіпелова, К.К. Цимбалюк [та ін.] // Медичні перспективи. — 2012. — №3. — С. 136 — 141.
 20. Характеристика антропогенного забруднення пелоїдів причорноморських лиманів / О. М. Нікіпелова, А. В. Мокієнко, Л. Б. Солодова [та ін.] / Вісник Одеського національного університету. — 2012. — Т.17, вип. 1 (41). — С. 46 — 42.
 21. Характеристика антропогенного забруднення пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) / А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, К.К. Цимбалюк [и др.] // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. — 2012. — № 4 (30). — С. 64 — 69.
 22. К обоснованию гормезиса как фундаментальной биомедицинской парадигмы (обзор литературы и результатов собственных исследований) / Л. М. Шафран, А. В. Мокиенко, Н. Ф. Петренко [и др.] // Современные проблемы токсикологии. — 2010. — № 2–3. — С. 13–23.
 23. Вода и водно-обусловленные инфекции / А. В. Мокиенко, А. И. Гоженко, Н. Ф. Петренко [и др.] // Одесса: ООО «РА «АРТ – В», 2008. — Т. 2. — 288 с.
 24. Характеристика забруднення води открытых водоемов Одесской области простейшими и гельминтами / А. В. Мокиенко, Л. И. Засыпка, Н. Д. Вегержинская [и др.] // Матеріали наради-семінару. 12-13 вересня 2012 року «Актуальні питання організації лабораторного бактеріологічного контролю та медичної паразитології».
-

— Іллічівськ. — С. 106—107.

25. Характеристика загрязнения лиманов (озер) Одесской области кишечными вирусами, простейшими и гельминтами Здоровье и окружающая среда [Электронный ресурс]: сб. науч. тр. / А.В.Мокиенко, Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская [и др.] / М-во здравоохранения Респ. Беларусь, Респ. науч.-практ. центр гигиены, Бел. науч. о-во гигиенистов; редкол.: Л.В. Половинкин (гл. ред.) [и др.]. — Вып. 21. — Электрон. дан. — Минск : ООО «Смэлток», 2012. — 1 электрон. опт. диск (CD-ROM). — Загл. с этикетки диска. — С. 129—134.
26. *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* in the Catchment Area and Water of the River Taff in South Wales, United Kingdom, and Its Potential Relationship to Clustering of Crohn's Disease Cases in the City of Cardiff / R. W. Pickup, G. Rhodes, S. Arnott [et al.] // *Applied and Environmental Microbiology*. — 2005. — V. 71, N 4. — P. 2130—2139.
27. Красовский Г. Н. Гигиеническое нормирование качества воды: становление и перспективы / Г. Н. Красовский, З. И. Жолдакова // *Гигиена и санитария*. — 1992. — Вып. 10. — № 9 — С. 18—21.
28. Красовский Г. Н. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов / Г. Н. Красовский, Н. А. Егорова // *Гигиена и санитария*. — 2000. — № 6. — С. 14—17.
29. Приоритетные проблемы причерноморских лиманов как основы курортных территорий / А. В. Мокиенко, Е. М. Никипелова, С. И. Николенко [и др.] // *Мат. Всеукр. наук-практ. конф. 12-14 вересня 2012 року «Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення»*. — Одеса., 2012 — С. 18—21.
30. Мокиенко А.В. Основные задачи по защите курортов от загрязнений / А.В. Мокиенко // *Зб. мат-лів ІУ Міжн. Екологічного форуму «Чисте місто Чиста ріка Чиста планета»*. Херсон, 13—14 вересня 2012 р. — С. 473—469.

-
31. Стратегические направления сохранения и восстановления причерноморских лиманов как источников природных лечебных ресурсов / А. В. Мокиенко, Е. М. Никителова, С. И. Николенко [и др.] // Зб. мат-лів II Міжнар. наук. - практ. конф. «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження і відновлення». 11–13 жовтня 2012 р.– Трускавець. – С. 112–113.
 32. Актуальные проблемы лиманов северо-западного Причерноморья: Коллективная монография / под ред. Ю. С. Тучковенко, Е. Д. Гопченко // Одесский государственный экологический университет. – Одесса: ТЭС, 2011. – 224 с.



**ПРИЧЕРНОМОРСКИЕ ЛИМАНЫ:
гигиенические и медико-экологические аспекты
сохранения природных лечебных ресурсов**

Коллективная монография

Верстка: Загорская Т.С.

Подписано в печать 20.01.12. Формат 60x84/16.
Печать офсетная. Бумага офсетная. Усл. печ. л. 35,22.
Зак. №102. Экз. 300.

*Отпечатано в типографии «Люмьер»
г. Одесса, ул. Пушкинская, 44.
www.lumier.com.ua*