



Андрей Викторович Мокиенко, доктор медицинских наук, старший научный сотрудник, ассистент кафедры гигиены и медицинской экологии Одесского национального медицинского университета.

Область научных интересов: гигиенические, биологические, технологические, токсикологические, эпидемиологические, медико-экологические аспекты водоснабжения и водоотведения объектов коммунального хозяйства и транспорта, использования и охраны природных лечебных ресурсов; экспертиза поверхностных, минеральных, питьевых вод, водоочистного оборудования, вопросы регламентации технологий обработки и разлива фасованных минеральных и питьевых вод; контроля и нормирования качества фасованных минеральных и питьевых вод; проблемы внутрибольничных инфекций.

Автор свыше 600 научных трудов, включая 14 монографий, фрагментов 4 монографий и учебного пособия.

Автор фундаментальных и прикладных концепций, гипотез и обобщений: персистирующе – мультивариантного риска патогенов питьевой воды; формирования мультиантибиотикобиоцидорезистентности бактерий на основе принципов супрамолекулярной химии; обоснования важности гормезиса как фундаментальной биомедицинской парадигмы и ключевого звена формирования резистентности микроорганизмов; гипотезы о генетической трансформации бактерий в результате сверхнизкого влияния факторов окружающей среды; роли биопленок госпитальных экосистем в возникновении нозокомиальных инфекций; переформатирования значимости биопленок в жизни человека от антагонизма к синергизму; формирования в водной среде органоминеральных комплексов цианотоксинов с катионами тяжелых металлов как нового класса ксенобиотиков; математического моделирования влияния воды поверхностных водоемов как фактора риска для здоровья населения; необходимости отмены нормирования кремния и магния в питьевой воде; концепции токсико-, пато- и социогенеза.

Соучредитель (с проф. С. Э. Шибановим) нового научного направления «Рекреационная экогигиена».

Основатель и научный редактор научного журнала «Вода: гигиена и экология».

РЕКРЕАЦИОННАЯ ЭКОГИГИЕНА

А. В. МОКИЕНКО

А. В. МОКИЕНКО

РЕКРЕАЦИОННАЯ ЭКОГИГИЕНА



А.В. МОКИЕНКО

**РЕКРЕАЦИОННАЯ
ЭКОГИГИЕНА**

Одесса
«Фенікс»
2021

УДК 504.062.2:613.7
М 74

*Рекомендовано к печати ученым советом ГП «Украинский научно-исследовательский институт медицины транспорта»
Министерства здравоохранения Украины
(протокол № 5 от 03.09.2020 г.)*

Рецензенты:

Емельянов В. А. – доктор геолого-минералогических наук, член-корреспондент НАН Украины, директор Государственного научного учреждения «Центр проблем морской геологии, геоэкологии и осадочного рудообразования НАН Украины», первый заместитель главного ученого секретаря Аппарата Президиума НАН Украины;

Щербань Н. Г. – доктор медицинских наук, профессор, ведущий научный сотрудник научного отдела Харьковского национального медицинского университета.

М 74 **Мокиенко А. В.** Рекреационная экогигиена : монография. – Одесса : «Фенікс», 2021. – 276 с.
ISBN 978-966-928-668-0

В монографии рассмотрена характеристика биологической контаминации прибрежных вод и возникающих вследствие этого талассогенных инфекций и заболеваний. Изложено нормирование качества рекреационных вод. Приведены различные данные относительно биологической контаминации воды поверхностных водоемов Украины как потенциальных рекреационных ресурсов. Представлены научные основы рекреационной экогигиены.

Монография рассчитана на широкий круг читателей: гигиенистов, санитарных врачей, эпидемиологов, экологов, рекреациологов, туризмологов, преподавателей и студентов медицинских ВУЗов.

УДК 504.062.2:613.7

ISBN 978-966-928-668-0

© А. В. Мокиенко, 2021

**«Люди гибнут от неумения
пользоваться силами
природы и от незнания
истинного мира»**

*Надпись на пирамиде Хеопса,
2540 год до нашей эры*

**«Кто забывает уроки истории,
обречен на их повторение»**

*Джордж Сантаяна (1863-1952),
американский философ и писатель,
лауреат Нобелевской премии
по литературе*

**«Все связано со всем»,
первый экологический закон,**

*Барри Коммонер (1917-2012),
американский биолог, эколог, политик*

СОДЕРЖАНИЕ

	ВВЕДЕНИЕ	6
РАЗДЕЛ 1	ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ КОНТАМИНАЦИИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД	13
1.1	Общая характеристика проблемы	13
1.2	Цианобактерии как опасные контаминанты водоемов	26
РАЗДЕЛ 2	ТАЛАССОГЕННЫЕ ЗАБОЛЕВАНИЯ	46
РАЗДЕЛ 3	НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА РЕКРЕАЦИОННЫХ ВОД	154
РАЗДЕЛ 4	АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ БИОЛОГИЧЕСКОЙ КОНТАМИНАЦИИ РЕКРЕАЦИОННЫХ ВОД УКРАИНЫ	170
4.1	Хозяйственно-бытовые вторично- очищенные сточные воды как источник загрязнения рекреационных вод	170
4.2	Судовые сточные и балластные воды как значимый фактор загрязнения прибрежных рекреационных вод	176
4.3	Исследование биологической контаминации рапы и лечебных грязей (пелоидов) Шаболатского (Будакского) лимана	182
4.3.1	Исследование условно-патогенной и патогенной микробиоты	182
4.3.2	Исследование патогенных кишечных вирусов	187
4.3.3	Исследование возбудителей кишечных паразитозов и гельминтозов	191
4.4	Характеристика загрязнения воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья биологическими контаминантами	198

4.4.1	Санитарно-показательная, условно-патогенная и патогенная микрофлора	199
4.4.2	Кишечные вирусы	208
4.4.3	Патогенные простейшие и яйца гельминтов	214
4.4.4	Цианобактерии	216
4.5	Эколого-гигиеническая характеристика водных рекреационных зон Харьковской области	225
РАЗДЕЛ 5	НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ РЕКРЕАЦИОННОЙ ЭКОГИГИЕНЫ	243
	ЗАКЛЮЧЕНИЕ	262

ВВЕДЕНИЕ

Люди издавна старались селиться и осуществлять свою жизнедеятельность ближе к Океану, на берегах морей, эстуариев, лиманов, в устьях рек и в приморских районах. Как показывает мировой опыт и статистические данные, свыше половины человечества проживает сегодня в полосе 50 км от морского побережья, и эта часть становится все большей [1]. Именно здесь миллионы людей наиболее активно и продолжительно взаимодействуют с эколого-океанической системой по многим причинам: обитание, отдых, лечение, работа в морской области и т.п. В наибольшей степени увеличение количества жителей прибрежных районов касается населения развивающихся стран и стран, имеющих значительную протяженность береговой линии, то есть, значительную зону перехода «Океан - Суша». Примером, в частности, может быть Украина, которая имеет наиболее длинную береговую линию среди государств Азово-Черноморского бассейна, свыше 3000 км [2, 3]. Значительная часть граждан Украины не только живет на морском побережье, но и связана с морями и океанами профессионально, хозяйственной деятельностью, потреблением морепродуктов и отпускными приоритетами. Естественно, что в Украине, как и во многих других морских государствах Мира, наблюдается рост количества людей, которые зависят от взаимодействия с функционирующей экологоокеанической системой, прежде всего с ее региональными подсистемами геоэкосистем Черного и Азовского морей.

Анализ результатов научно-исследовательских работ, посвященных различным аспектам проблемы взаимодействия в системе «Океан - Человек», особенно, влияния Океана на здоровье населения нашей планеты [4],

показывает, что в развитых странах внимание к указанному взаимодействию в последние десятилетия беспрерывно возрастает. Традиционно внимание фокусировалось на антропогенном загрязнении и эксплуатации морских ресурсов [1, 5]. Однако, сейчас принимается во внимание, что проблема влияния Океана на здоровье человека охватывает огромный круг жизнедеятельности человека: от рыболовства и аквакультуры до опреснения воды, прежде всего с целью ее питьевого потребления; от профессиональной реализации в морской области экономики до рекреационного использования пляжей и прибрежных вод; от получения сырья для фармакологической промышленности до использованию медициной, и другими, связанными с ней направлениями деятельности; изучение особенностей состава и свойств основных сред субсистем Океана, организмов и веществ морского происхождения и произведенных из них материалов.

Известно, что влияние Океана на человеческое здоровье может быть прямым и опосредованным, как полезным, так и вредным. Многими исследованиями доказано, что основными факторами и средствами влияния Океана на здоровье и благополучие человека являются: гидрометеорологические (климатические) процессы и явления и их изменения; цветение токсичных водорослей; микробное и химическое загрязнение основных природных сред геозкосистемы Океана и ее субсистем, морепродуктов и т.п. Каждый год появляется больше новых данных о влиянии различных, так или иначе связанных с Океаном, факторов на здоровье человека [4].

Примером прямого и полезного влияния Океана на здоровье человека является известная с давних времен талассотерапия (от греч. *thalassa* - море; *therapia* - лечение) - направление медицины, использующее целебные

свойства сред основных составляющих экологоокеанической системы, ее аквальной, аэральной и геологической субсистем, элементов, компонентов и производных их взаимодействия - морского и приморского климата, морских водорослей, пелоидов, других продуктов Океана - с целью лечения и профилактики различных заболеваний.

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 плаванием и купанием в загрязненных сточной водой прибрежных водах [6].

Данные, на которые ссылается автор работы [4], свидетельствуют о недостаточности изучения рисков влияния на здоровье человека ксенобиотиков, болезнетворных микроорганизмов и природных токсинов, которые могут находиться в прибрежных водах. Особенно важными являются такие знания для предотвращения эпидемий. Например, фитопланктон может создавать проблемы для здоровья отдельного человека, общественной системы здравоохранения, обычной деятельности и т.п., поскольку некоторые его виды, в частности, динофлагеляты *Pfiesteria* продуцируют токсины, которые могут скапливаться в морепродуктах и вызывать различные болезни у потребителей. Например, в

США в ряде прибрежных штатов и в некоторых странах Европы действуют программы мониторинга вредных организмов (HABS) и их токсинов для предотвращения сбора загрязненных моллюсков в связи с угрозой отравления людей вследствие их потребления.

Как и раньше, большое значение имеют антропогенные факторы, связанные со сбросом в Океан слабоочищенных или неочищенных канализационных, промышленных и аграрных стоков, химических и радиоактивных материалов, стойкого к разложению мусора, новых видов загрязнителей, в частности, наночастиц.

Предметом беспокойства для представителей здравоохранения во всех морских странах является бактериальное загрязнение прибрежных рекреационных районов Океана. Речь идет о необходимости введения и регламентации индикаторных показателей качества морской воды, система которых позволит обеспечить раннее выявление потенциальных загрязнителей, защиту морских экосистем, предотвращение заболеваний, что позволит повысить благосостояние населения. Это связано со сложностью оценки влияния микробных индикаторов, патогенов и их резервуаров на взаимосвязи прибрежных морских акваэкосистем и человека с воздействием на его здоровье. Показано, что применение новых методов позволяет объяснить проникновение, механизмы и пути транспортировки, а также жизнедеятельность патогенных микроорганизмов в прибрежных акваэкосистемах и идентификацию источников загрязнения. Таким образом, облегчается получение более точных оценок риска для потребителей морепродуктов и для тех, кто использует Океан для рекреации и отдыха. Но все еще остаются многие проблемы, которые требуют новых методов исследований и определяют их будущие направления.

Среди них молекулярные методы быстрого и точного выявления и идентификации патогенов в сложных ситуациях. Должны быть обновлены стандарты качества рекреационных участков океанической акваэкосистемы, что позволит точнее верифицировать риски для здоровья и дать менеджерам улучшенные инструменты для быстрого и наиболее точного принятия эффективных решений. Больше внимания надо уделять вирулентным микробам, особенно в плане не только их определения, но и выявления их источников и мест скопления, а также факторов, которые приводят к инфекциям. Тем более, что в различных частях субсистем аквальной и геологической экосистем Океана патогенные микроорганизмы часто ассоциированы с морскими животными, фитопланктоном, зоопланктоном, отложениями, детритом и поровыми растворами. Рост микробной биомассы может резко активизироваться под влиянием факторов внешней среды, их динамики и направления. Среди таких факторов соленость, температура, питательные вещества и солнечный свет. То есть, исследования должны включать всестороннюю оценку динамики микробной популяции и экологии некишечных водно-обусловленных болезней. Параллельность этих направлений исследований предоставит более надежную информацию о рисках здоровью, связанных с прибрежными участками экоканонологической системы и потреблением морепродуктов, а результаты таких исследований могут быть решающими для оценки состояния здоровья человека и его перспектив [4].

Частично эти вопросы, с той или иной степенью полноты, освещены в этой книге. Автор сознательно ограничил «круг поиска» биологической контаминацией прибрежных вод и ее последствиями для здоровья рекреантов, поскольку такое воздействие характеризуется

острым течением и его генезис относительно просто отследить. Хотя, как убедится читатель, это далеко непросто.

Именно поэтому автор уделил пристальное внимание талассогенным инфекциям и заболеваниям, к которым когда-то конспективно обращался [7].

Главная цель данной книги целиком и полностью корреспондируется с целью статьи [4] - привлечь внимание, прежде всего, в Украине, ученых, большей частью морских геологов, океанологов, медиков, микробиологов, вирусологов, социологов и экономистов, а также практиков, которые работают в областях здравоохранения, санитарии и гигиены, рекреации, пищевой промышленности и лиц, которые руководят или собираются руководить этими областями, связанными с морскими акваториями или приморскими территориями и прибрежными частями морских акваторий, к проблеме влияния морей и океанов на здоровье человека.

ЛИТЕРАТУРА

1. Protecting the oceans from land-based activities. GESAMP Rep Stud. 2001. 71. P. 41-44.
2. Шнюков Е.Ф., Емельянов В.А., Никитина А.А. Глубоководные пелоиды Черного моря. К. Академперіодика, 2012. 242 с.
3. Степанов В.Н. Мировой океан. М. Знание, 1974. 256 с.
4. Емельянов В.О. Океан і здоров'я людини. Стан проблеми. *Геологія і полезні ископаемі Мирового океана*. 2017. №4(50). С. 12-25.
5. Емельянов В.А. Основы морской геоэкологии. Теоретико-методологические аспекты. Киев. Наукова думка, 2003. 300 с.

6. Shuval H. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. *J. Water Health*. 2003. V. 1. P. 53-64.
7. Вода и водно-обусловленные инфекции. А.В. Мокиенко и др. Одесса. «Лерадрук». 2008. Т.1. 412 с.

РАЗДЕЛ 1 ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ КОНТАМИНАЦИИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД

1.1 Общая характеристика проблемы

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». Отмечено недостаточность изучения рисков воздействия ксенобиотиков, патогенных микроорганизмов 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. Речь идет об интродукции, транспорте и персистенции патогенных микроорганизмов в прибрежных экосистемах; идентификации источников загрязнения; оптимизации оценки риска для рекреантов. Будущие направления исследований включают молекулярные методы идентификации патогенов, обновление стандартов качества рекреационных вод, точная оценка рисков здоровью, менеджмент принятия решений. Вирулентные микробы не только должны быть идентифицированы, но проведена верификация их резервуаров и факторов, приводящих к инфекциям. Это особенно актуально с учетом того, что в океанских и эстуариевых экосистемах патогенные микроорганизмы ассоциированы с гидробионтами и отложениями. При этом их рост может резко увеличиваться под влиянием солености, температуры, трофики и инсоляции. Следует также предусмотреть изучение динамики микробных популяций в контексте влияния на здоровье человека. Применение такого комплексного подхода позволит получить более надежную информацию о рисках здоровью экспонируемых популяций населения.

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.

По различным оценкам в настоящее время порядка 50-60 % населения в мире живет в прибрежных областях, что превышает население Земли 50 лет назад [7]. Это вызвало и продолжает вызывать глубокие изменения в прибрежных морских экосистемах. Более двух миллиардов человек во всем мире потребляют дары моря как главный источник белка и такое потребление продолжает увеличиваться во всем мире. Интенсивно развивается морская аквакультура, которая может вызвать разрушение аутохтонных экосистем [8].

Патогенные микроорганизмы 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 среды. Они включают потребление в пищу загрязненных даров моря, случайное заглатывание морской воды (при купании, плавании, морских видах спорта) и воздействие воды на кожу [9]. Установлено, что экономические потери, обусловленные болезнями,

которые вызваны загрязнением морей и океанов сточными водами, составляют ежегодно порядка 8,8 миллиарда долларов [6, введение].

Микробные агенты, как этиологические факторы связанных с морем водно-обусловленных болезней, ранжируются по мере распространенности так: вирусы - бактерии - простейшие. Главными источниками 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 *E. coli*, *Shigella spp.* и *Salmonella spp.* могут также инфицировать человека при глотании загрязненной воды. Информация относительно выживания этих болезнетворных организмов в морской воде ограничена.

Информации о простейших и их потенциальном воздействии на здоровье рекреантов и потребляющих морские продукты крайне ограничена. *Cryptosporidium spp.* накапливается в моллюсках, но до настоящего времени ни о каких вспышках, связанных с этим возбудителем в контексте потребления морепродуктов, не сообщалось. Желудочно-кишечные болезни связаны с плаванием в загрязненных сточными водами прибрежных водах [6, введение].

По данным [10] инфекции в результате воздействия морской воды на рекреантов и при выполнении работ количественно и качественно возрастают и представлены различными нозоформами, включая желудочно-кишечные, кожные, легочные, глазные, инфекции уха, носа и горла. Помимо этого, дети подвергаются большему риску и в большей степени восприимчивы к инфицированию [11].

В работе [12] 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 патогенные микроорганизмы. 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-минут соответственно с последующим сокращением на 50 % для *S. aureus* и 40 % для энтерококков в последующих эпизодах купания. Это позволяет предположить: купальщики являются спорадическими источниками загрязнения, что следует учесть в проектировании моделей качества рекреационных вод.

Выполнено 16-месячное исследование экологии *Vibrio spp.* и их патогенных видов *Vibrio* в прибрежных отложениях Средиземного моря [13]. 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. Наиболее часто встречались потенциально патогенные для человека виды *V. cholerae*, *V. vulnificus* и *V. parahaemolyticus*. Наличие в морской воде 60 % общего числа культурабельных *Vibrio* объясняется температурой (40 %), соленостью (13 %) и концентрацией органических веществ (7 %). В бентосе это касалось только температуры. Не найдена корреляция между культурабельными *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

заклучению, 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 [14] изучены уровни контаминации культурабельными *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 регрессии 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) культурабельные 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 [15]. 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 [16]. 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 [17] была оценка корреляций между микроорганизмами для идентификации возможных источников загрязнения на двух пляжах Nobie Beach и Crandon Beach в графстве Miami-Dade (Флорида, США). В качестве индикаторов использовали энтерококки, *E. coli*, фекальные колиформы, общее количество колиформ и *S. perfringens*. Ежедневно качество воды часто превышало нормативные уровни на Nobie 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 [18] оценено присутствие микробов - индикаторов и патогенных 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 *S. perfringens*), маркер-связанный с человеком микробный источник (MST) (полиомавирус человека [HPyVs] и *Enterococcus faecium*) и патогенные микроорганизмы (*V. vulnificus*, *S. aureus*, энтеровирус, норовирус, вирус гепатита, *Cryptosporidium spp.* и *Giardia spp.*). Концентрации FIB в воде были ниже нормативных в трех из четырех отборов, патогенные микроорганизмы и маркерные гены не обнаружены. Уровни FIB превысили нормативные в одном случае и это сопровождалось обнаружением HPyVs и патогенных микроорганизмов, включая *V. vulnificus* в песке и воде, *Giardia spp.* в воде и

Cryptosporidium spp. в образцах песка. Повышенные уровни микробного загрязнения были обнаружены в воде приливной волны и при низкой инсоляции.

Цель исследования [19] состояла в поиске корреляций между патогенными микроорганизмами, грибами, гельминтами, фекальными микробами-индикаторами и факторами внешней среды в песке субтропического пляжа в 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, личинками нематод и дрожжевыми грибами рода *Candida*, которые до этого редко оценивались в этом контексте. Результаты показывают, что микробы-индикаторы могут указывать на присутствие некоторых из патогенных микроорганизмов, включая метициллин - устойчивые формы *S. aureus*, и быть полезными при микробиологическом контроле пляжного песка.

В другом исследовании [20] оценивали корреляцию микробов-индикаторов, физико-химических параметров с патогенными 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 [21] 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 *C. lari* и UPTC (уреаза - позитивный термофильный кампилобактер), у которых хозяевами являются птицы. *C. jejuni*, *C. coli* и сальмонелла в отложениях отсутствовали. Фекальные колиформы и фекальные стрептококки 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 от количества в отложениях. Иными 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 (EC). В связи с этим, проведено три исследования рекреационных вод вдоль южной Калифорнийской береговой линии от Санта-Барбары до Сан-Диего [22]. 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 EC > 10⁴ КОЕ/100 мл). EC превышали стандарт чаще всего. В первых двух исследованиях (зима-лето) EC не отвечали стандартным требованиям в 99 % и 60 % по сравнению с FC (56 %) и ТС (40 %) зимой. Увеличение нестандартных образцов для EC не зависело от точки отбора (берег, скалистый участок, эстуарий). Эти результаты свидетельствуют, что замена стандарта ТС на стандарт EC 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 [23]. 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 песке зоны прибоя. 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 [24] изучено выживание культурабельных фекальных колиформ, фекального стрептококка и спор *S. perfringens* в пресноводных и морских отложениях в участках вблизи выпуска сточных вод. За исключением *S. 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* оставалась 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 [25] провели крупномасштабное исследование морского побережья (50 км) Адриатического моря в глубинах от 2 до 5 м. Фекальные колиформы (FC) найдены в большом количестве на большинстве участков. Идентификация изолятов FC ($n = 113$) показала широкое генотипическое разнообразие, при этом в пробе из одной точки отбора 44 из 109 штаммов *E. coli* принадлежали к группам B2 и D.

Дальнейшая характеристика В2 и D на присутствия 11 генов факторов вирулентности (*pap*, *sfa/foc*, *afa*, *eaeA*, *ibeA*, *traT*, *hlyA*, *stx1*, *stx2*, *aer*, *fyuA*) свидетельствует, что 90 % В2 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 зон должны включать анализ донных отложений с молекулярными методами дополнительно к культивированию микроорганизмов.

Как показано в австралийской работе [26], источником потенциально энтеротоксигенной *E. coli* являются сточные воды, сбрасываемые в море. Авторы исследовали распространённость 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, связанных 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 В2 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 обзоре [27] 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 соотношение между *E. coli* и фекальным загрязнением и использование этой бактерии как индикатора фекального загрязнения.

1.2 Цианобактерии как опасные контаминанты водоемов

Цианобактерии (*Cyanobacteria spp.*), наиболее древние примитивные водные микроорганизмы, возраст которых составляет 3,5 млрд лет, одни из наиболее распространенных в водных средах. Их размножение, в том числе токсинопродуцирующих штаммов, постоянно увеличивается в последние десятилетия, что обусловлено глобальным потеплением.

«Цветение» этих микроорганизмов в озерах, резервуарах и реках во всем мире, в устьях и морях,

становится все более частым явлением. Согласно мнению экспертов, это создает экономические проблемы, поскольку ухудшает очистку воды, рекреацию и туризм, состояние окружающей среды в целом.

Следует отметить, что проблема цианобактерий и цианотоксинов, особенно в гигиеническом и медико-экологическом аспектах, в Украине практически не изучается, о чем свидетельствует отсутствие отечественных публикаций, за исключением [28, 29]. Это при условии, что актуальность эвтрофикации водоемов в нашей стране неуклонно возрастает с каждым годом.

Цианобактерии – фотосинтетические бактерии, которые имеют некоторые общие свойства с морскими водорослями, о чем свидетельствует наличие хлорофилла и выделение в свободном состоянии кислорода в процессе фотохимического синтеза.

Цианобактерии широко распространены в разном диапазоне сред, включая грунты, морскую воду и, более всего, пресные водоемы. Некоторые экологические условия, включая солнечный свет, теплую погоду, низкую турбулентность и высокие уровни нутриентов могут способствовать их размножению. Цианобактерии не размножаются в организме человека, поэтому не являются инфекционными агентами.

Наиболее известная особенность некоторых разновидностей цианобактерий - способность продуцировать токсины (цианотоксины). Каждый токсин имеет определенные специфические свойства, включая гепатотропность, нейротоксичность и онкогенность. Острые симптомы включают желудочно-кишечные расстройства, лихорадку, раздражение кожи, ушей, глаз, горла и дыхательных путей.

Интенсивное размножение цианобактерий может привести к формированию высоких концентраций токсинов.

Потенциальные беспокойства в контексте влияния на здоровье человека обусловлены влиянием токсинов при употреблении питьевой воды. Повторное или хроническое воздействие характерно для многих цианотоксинов; однако, в некоторых случаях острая токсичность более важна (например, нейротоксины сакситоксин и анатоксин- α).

Летальные случаи встречались при использовании неадекватно очищенной воды для гемодиализа, которая содержала высокие уровни цианотоксинов. Влияние на кожу и слизистые оболочки может привести к раздражению и аллергическим реакциям.

Токсины классифицированы согласно механизму действия на гепатотоксины (микроцистин и цилиндропермопсин), нейротоксины (сакситоксины и анатоксин - α) и раздражители или воспалительные агенты (липополисахариды). Гепатотоксины продуцируются разными видами в пределах родов *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis* и *Umezakia*. Эти токсины, в частности микроцистины (олигопептиды) и цилиндропермопсин (алкалоид) встречаются наиболее часто в повышенных концентрациях (> 1 мкг/л), тогда как для нейротоксинов это нехарактерно.

Фильтрация и хлорирования являются доступными средствами удаления цианобактерий и цианотоксинов. Окисление озоном или хлором при достаточных концентрациях и экспозициях эффективно удаляет большинство цианотоксинов, растворенных в воде.

Химический анализ цианотоксинов не находится в фокусе обычного контроля качества воды. Анализ требует

времени, оборудования и экспертизы, количественному анализу некоторых цианотоксинов препятствует недостаток аналитических стандартов. Однако, экспресс-методы (ELISA и ферментные пробирные анализы) становятся доступными для идентификации микроколичеств, например, микроцистинов. Предварительное (временное) значение (1,0 мкг/л) введено для микроцистина-LR как одного из самых токсичных из 70 структурных вариантов микроцистинов. Для микроцистина-LR используется термин “эквивалент токсичности” для взаимосвязи микроцистинов с микроцистином-LR.

Система мониторинга токсичных цианобактерий, которая разработана ВОЗ, интерпретирует результаты их определения по степени потенциальной опасности для здоровья населения. Например, численность *Microcystis spp.*, по которой превышает ПДК микроцистина для питьевой воды (1 мкг/л), составляет 2 млн. клеток/л и формулируется как «первый аварийный уровень». Это свидетельствует о необходимости замены источника водоснабжения на альтернативный [30].

Согласно исследованиям, выполненным Centre for Studies and Experimentation of Public Works (CEDEX) 20 % из 278 образцов воды в Испании показали наличие цианобактерий в концентрациях более 2 млн/л, что является предельным уровнем ВОЗ относительно качества вод для купания. При этом в 45 % случаев выявлены гепатотоксичные микроцистины в концентрациях выше 1 мкг/л, которые выше рекомендованных ВОЗ и максимальных нормативных величин Испании для рекреационных (купание) вод [31].

Цветение цианобактерий является риском для купальщиков по крайней мере в 86 странах [32]. Это подтверждается следующими фактами. В 2002 г.

зафиксирована смерть мальчика в Висконсине, вероятно, в результате воздействия цианотоксинов в процессе плавания в водоеме [33]. Согласно данным U.S. Centers for Disease Control, в 2009-2010 гг. цианобактерии вызвали почти половину вспышек заболеваний после купания в озерах [34]. В 2012 г. собаки погибли в результате влияния цианотоксинов после купания в озерах Калифорнии, Мериленда, Индианы, Нью-Йорка и Оклахомы. В целом, за последние несколько десятилетий погибли сотни собак, при этом рассматривались только зарегистрированные случаи [35]. В 2013 г. станция водоочистки небольшого города на оз. Эра закрывалась на протяжении двух дней вследствие массового размножения цианобактерий. Для пловцов и купальщиков максимальный риск возникает при случайном глотании воды, однако токсины могут вызывать дерматиты у людей и домашних животных [36].

С конца 1970 гг. итальянские водные организации показали значимое увеличение цветения воды. Фактически, между 1993 и 1999 гг. выявленное число выросло от 18 до 64 за год, из которых треть были вызваны токсичными цианобактериями [37].

Оценка степени риска цианотоксинов в питьевой воде должна учитывать синергетическую способность некоторых основных токсинов, которая состоит в росте токсичного эффекта при общем присутствии даже при кратковременном влиянии [38]. В этом исследовании влияние микроцистина-LR на мышей в сублетальной дозе (31,3 мкг/кг) за 30 минут до введения анатоксина- α трансназально снижало LD₅₀ последнего 4-кратно. Повторяемые ежедневные сублетальные дозы на протяжении семи дней, которые отдельно не выявляли значимого увеличения веса печени, вызвали куммуляцию в виде увеличения веса печени на 75 %.

Установлен рост относительного риска (relative risk /RR/) желудочно-кишечных симптомов при рекреационном контакте в случае повышения уровней контаминации воды цианобактериями: от 1,52 при концентрации < 20,000 клеток/мл до 3,28 при концентрации > 100,000 клеток/мл. У участников, которые потребляли питьевую воду от станции водоочистки, источник которой был загрязнен цианобактериями, отмечено увеличение мышечных болей (RR = 5,16), желудочно-кишечных симптомов (RR = 3,87), кожных реакций (RR = 2,65), ушных симптомов (RR = 6,10) [39].

Цель исследования состояла в оценке генотоксичности цилиндроспермопсина, продуцентом которого является цианобактерия *Cylindrospermopsis raciborskii*, и его побочных продуктов хлорирования во время очистки воды. В группе мышей, которым вводили внутривенно очищенную воду с экстрактом *C. raciborskii*, отмечены генотоксичные и мутагенные эффекты в клетках крови, печени и костного мозга [40].

Исследован первый случай «цветения» воды синезеленой водорослью *Nodularia spumigena* в Черном море. Максимальная численность вида в пятне «цветения» составляла $585,6 \cdot 10^6$ нитей/л, биомасса — 6,2 кг/м³. Массовое развитие вида наблюдалось в середине июля 2010 г. при температуре морской воды 24,9-27 °С и солености 12,9-14,5 ‰. Анализируется динамика численности *N. spumigena* и сопутствующих видов фитопланктона. Обсуждаются возможные причины, вызвавшие «цветение» [41].

Генетический анализ фенотипических группировок *Nodularia* из Балтийского моря показал существование единственной планктонной формы *N. spumigena* (Barker et al., 2000) [42]. Вид встречается в планктоне опресненных морских акваторий (Водоросли ..., 2006) [43] и является

обычной причиной «цветения» воды в летний период в Балтийском (Mazur, Plinski, 2003; Juzwiak et al., 2008) [44, 45], Азовском (Матишов, Фуштей, 2003) [46] и Каспийском (Roohi et al., 2010) [47] морях.

Установлено, что *N. spumigena* токсична для человека и животных (Кармайкл, Чернаенко, 1992) [48] и содержит гепатотоксичный циклический пентапептидный токсин - нодулярин, который оказывает негативное влияние на рыбу, ингибируя развитие икры, а также аккумулируется в моллюсках во время интенсивного развития этой водоросли. Но не все исследованные штаммы микроводоросли проявляют токсичность (Sivonen et al., 1989) [49], которая зависит от ряда внешних факторов (Вершинин, Орлова, 2008) [50].

Сведения о случаях «цветения» воды, обусловленных развитием *N. spumigena* в Черном море, в литературе отсутствуют. Ранее этот вид отмечался в незначительном количестве в северо-западной части Черного моря у берегов Украины (Северо-западная часть., 2006) [51], Болгарии (Black Sea ... Bulgaria, 1998) [52] и Румынии (Black Sea ... Romania, 1998) [53].

В небольших количествах нити *N. spumigena* у побережья Одессы были обнаружены в первых числах июля 2010 г., а 12 июля на водной поверхности отмечены пятна серо-желтого цвета протяженностью 2-3 мили. За период наблюдений численность *N. spumigena* варьировала от 6,2 тыс. до 22,6 млн нитей длиной 100 мкм на 1 л воды. Массовое развитие вида, достигающее силы «цветения», отмечено с 7 по 12 июля при солености воды 12,9-14,5 ‰ и температуре 24,9-27 °С. В этот период в акватории, расположенной между устьем Григорьевского лимана и Одесским портом, наблюдалось пятно «цветения» *Nodularia* 24 км длиной и 4-5 км шириной. Второе пятно размером около 4 км отмечено в прибрежной зоне

Одесского залива между мысами Малый и Большой Фонтан в поверхностном слое воды. Максимальная численность *N. sputigena* в пятне «цветения» отмечена 12 июля 2010 г. и составила $585,6 \cdot 10^6$ нитей/л, биомасса - $6,2 \text{ кг/м}^3$. Столь высокие концентрации микроводорослей впервые наблюдались в Черном море.

Согласно исследованиям, проведенным в 90-е годы XX ст., максимальная биомасса фитопланктона $1,6 \text{ кг/м}^3$ была отмечена в северо-западной части Черного моря во время «цветения» крупноразмерных диатомовых водорослей *Cerataulina pelagica* (Cl.) Hendey и *Rhizosolenia fragilissima* Bergon (Георгиева, Сеничкина, 1996) [54]. Диапазон предельных значений развития синезеленых водорослей ($5-7 \text{ кг/м}^3$) зарегистрирован в каскаде Днепровских водохранилищ (Брагинский и др., 1968) [55].

«Цветением» *N. sputigena* разной силы была охвачена вся прибрежная зона в черте одесских пляжей. Так, 12 июля 2010 г. на порядок меньшая численность ($22,6 \cdot 10^6$ нитей/л) и биомасса ($238,7 \text{ г/м}^3$) отмечены в районе мыса Малый Фонтан. По мере удаления от пятна скопления *N. sputigena* интенсивность её развития постепенно уменьшалась, составляя в районе 16 станции Большого Фонтана $11,7 \cdot 10^6$ нитей/л, биомасса — $123,4 \text{ г/м}^3$. В отдельные дни площадь пятен уменьшалась и «цветение» воды не регистрировалось. Последующие наблюдения показали, что в связи с изменившимися гидрологическими условиями пятно «цветения» из прибрежной зоны переместилось в открытую часть моря, где численность *N. sputigena* составила $14 \cdot 10^6$ нитей/л.

Во время «цветения» нитчатых синезеленых в Финском заливе (*N. sputigena*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena* spp.) наблюдалось обрастание нитей *Nodularia* эпифитной диатомовой *N. paleacea* (Airola et al., 2007) [66]. В составе фитопланктона устьевой области Днестровского

лимана многочисленными были также пресноводные диатомовые *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Sim., *Nitzschia vermicularis* (Kutz.) Hantken и зеленая водоросль *Binuclearia lauterbornii* (Schmidle) Pr.-Lavr.

Было высказано предположение о проникновении *Nodularia* в Черное море с балластными водами судов из Балтийского моря. Морфометрический анализ нитей *Nodularia*, найденных в Черном море, показал, что по своим размерным характеристикам они близки к *N. baltica* (клетки 8-12 мкм шир.). Но официальные запросы, направленные в Ильичевский, Одесский и Южный порты, о разгрузке судов из Балтийского моря в период с 1 июня по 15 авг. 2010 г. не подтвердили это предположение.

На протяжении всего периода исследования общая численность фитопланктона на всех станциях колебалась от $1,9 \cdot 10^6$ до $587,2 \cdot 10^6$ кл/л и достигала предельных величин, установленных для фитопланктона прибрежных морских вод. Столь высокие концентрации водорослей впервые отмечены в прибрежных водах северо-западной части Черного моря и соответствовали экстремально-эвтрофному типу. Максимальная численность микроводорослей, указанная ранее для северо-западной части, составляла $220 \cdot 10^6$ кл/л для диатомовых, $224 \cdot 10^6$ кл/л для динофитовых и $147 \cdot 10^6$ кл/л для синезеленых (Георгиева, Сеничкина, 1996; Нестерова, 2001) [54, 57].

Согласно распространенным представлениям (Гусева, 1952; Сиренко и др., 1978; Paerl, 1988; Elser, 1999) [58-61], «цветение» воды, вызванное определенными видами нитчатых и колониальных синезеленых водорослей, возникает при наличии комплекса благоприятных физических, химических и биотических условий для их развития. Некоторые авторы связывают возникновение «цветения» синезеленых водорослей с повышением температуры поверхностной воды (> 20 °C) и

сильной вертикальной стратификацией (Hyenstrand et al., 1998) [62]. Согласно литературным данным (Moisander, Paerl, 2000) [63], *Nodularia* из Балтийского моря может расти и развиваться в широком диапазоне солености - от 0 до более 30 ‰.

Рассматривая возможные причины «цветения» воды, вызванного *N. spumigena*, прежде всего авторы [41] отмечают специфические гидрологические условия, которые создались в летнее время в исследуемом районе моря. Годовой объем стока р. Дунай в 2010 г. составил 299 км³ (данные Дунайской гидролого-метеорологической лаборатории в г. Измаиле), что является третьим по величине максимумом, наблюдавшимся с 1920 г. Первые два были зарегистрированы в 1940 и 1941 гг. Максимальное превышение объема стока, по сравнению со средним уровнем за последние 30 лет, было отмечено в июле, когда превышение достигло 1,9-кратного уровня.

Таким образом, максимальное опреснение воды в северо-западной части Черного моря только за счет стока Дуная, на долю которого приходится 36 % приходной составляющей пресной воды, в 2010 г. наблюдалось в июле. По своему абсолютному значению объем пресноводного стока приблизился к предельному за последние 90 лет.

По данным Морской геофизической лаборатории Одесского государственного экологического университета июль 2010 г. в Одесском заливе характеризовался необычно высокой температурой и низкой соленостью поверхностного слоя воды. В период отбора проб фитопланктона с 6 по 27 июля 2010 г. в прибрежной зоне Одесского залива при штилевой погоде наблюдалась максимально высокая температура (24,9-27 °С) и низкая соленость (13,74-14,48 ‰) морской воды. За последние 30 лет средняя температура воды в первой половине июля у

Одесского побережья возросла почти на 2 °С, достигнув в начале июля 2010 г. значения 24,9 °С, близкого к максимальному за этот период. В это же время выпало 206 % нормы атмосферных осадков (<http://pogoda.ru.net/monitor.php>).

По сравнению со среднемноголетними данными гидролого-метеорологической станции «Одесса-порт» (Большаков, 1967), температура воды превышала средний многолетний уровень на 5,5 °С, а соленость была ниже на 4,69 ‰. Максимуму развития нодулярии предшествовало резкое изменение солености и температуры в поверхностном слое воды. «Цветению» воды, вызванному нодулярией, 6-13 июля и 10 августа способствовало изменение солености и температуры со скоростью 0,62-1,37 °С • сут и 0,64-1,39 ‰ • сут соответственно. Таким образом, температура морской воды, при которой было зарегистрировано интенсивное развитие *N. spumigena*, составляла 19,9-30,2 °С, соленость - 8,98-13,19 ‰ [64].

Соотношение азота и фосфора часто используют в качестве критерия доминирования синезеленых водорослей. Так, Смит В. (Smith, 1990) [65] показал, что синезеленые водоросли имеют тенденцию к доминированию в водоемах, в которых соотношение концентраций общего азота к общему фосфору составляет около 15 и ниже. Данная тенденция объясняется способностью синезеленых водорослей, в частности *Nodularia*, к азотфиксации, что позволяет им доминировать даже в водоемах с низким содержанием азота. Характерно, что пик «цветения» нодулярии проходил при соотношении минеральных форм азота и фосфора в диапазоне, близком к указанной величине (< 15) — 9-17.

Пусковым (триггерным) механизмом, стимулирующим развитие *N. spumigena*, стала высокая скорость изменения гидрологических условий от их

среднего уровня ($T = 24\text{ }^{\circ}\text{C}$, $S = 11,5\text{ ‰}$) как в прямом, так и обратном направлении, а также изменение соотношения биогенных веществ в сторону увеличения минеральных форм азота (рис. 1.1).

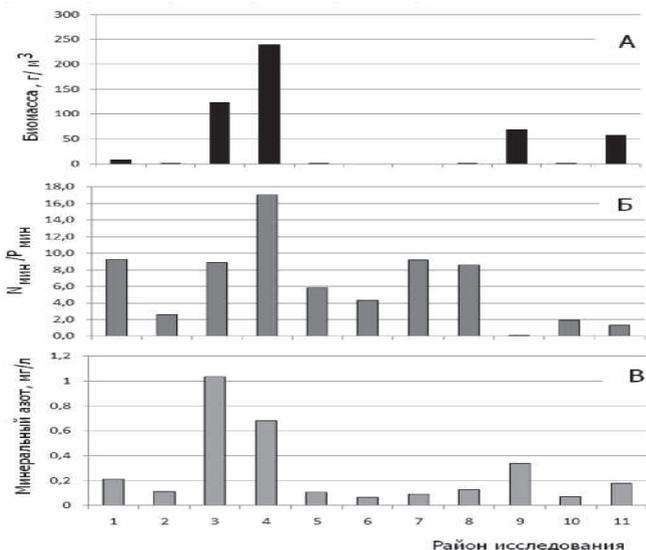


Рис. 1.1 Связь биомассы *N. spumigena* (А) с содержанием в воде биогенных веществ. Б — соотношение содержания минерального азота и фосфора; В — содержание минерального азота.

Таким образом, вероятной причиной аномального «цветения» *N. spumigena* в Черном море стало сочетание пониженной солености морской воды, ее высокая температура, штилевые условия, а также обилие минеральных и растворенных органических веществ, связанное с речным стоком и большим объемом атмосферных осадков. Тем не менее, как считают авторы [41], наличие одного из этих факторов в отдельности или в

сочетании с другими не дает возможности точно предсказать возникновение «цветения» в водоеме.

ЛИТЕРАТУРА

1. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environmentю L. E. Fleming et al. *Mar Pollut Bull.* 2006. V. 53. P. 10-12, 545-860.
2. Linking the oceans to public health: current efforts and future directions. H. L. Kite-Powell et al. *Environ Health.* 2008. V. 7(2). P. 6.
3. Indicators of ocean health and human health: developing a research and monitoring framework. A. Knap et al. *Environ Health Perspect.* 2002. V. 110(9). P. 839-845.
4. The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. J. R Stewart et al. *Environ Health.* 2008. V. 7(2). P. 3.
5. Indicators of ocean and human health. E. Dewailly et al. *Can. J. Public Health.* 2002. V. 93(1) P. 34-38.
6. Protecting the oceans from land-based activities. *GESAMP.* 2001. V. 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. Steele. 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. Marine swimming related illness: implications for monitoring and environmental policy. S.E. Henrickson

- et al. *Environ Health Perspect.* 2001. V. 109. P. 645-650.
11. High sensitivity of children to swimming-associated gastrointestinal illness: results using a rapid assay of recreational water quality. T.J. Wade et al. *Epidemiology.* 2008. V.19(3). P.375-383.
 12. Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. M. Elmir et al. *Water Research.* 2007. V. 41(1) P. 3-10.
 13. Benthic ecology of *Vibrio* spp. and pathogenic *Vibrio* species in a coastal Mediterranean environment (La Spezia Gulf, Italy). L. Vezzulli et al. *Microb Ecol.* 2009. V. 58(4). P. 808-818.
 14. Relationships between environmental factors and pathogenic *Vibriosis* in the Northern Gulf of Mexico. C.N. Johnson et al. *Appl Environ Microbiol.* 2010. V. 76(21) P. 7076-7084.
 15. Microbial characteristics of marine sediments in bathing area along Pesaro-Gabicce coast (Italy): a preliminary study. A. Pianetti et al. *J. Appl. Microbiol.* 2004. V. 97(4). P. 682-689.
 16. Microbial indicators of faecal contamination in waters and sediments of beach bathing zones. M.C. Garrido-Pérez et al. *Int J Hyg Environ Health.* 2008. V. 211(5-6). P. 510-517.
 17. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. T. Shibata et al. *Water Res.* 2004. V. 38(13). P. 3119-3131.
 18. Presence of pathogens and indicator microbes at a non-point source subtropical recreational marine beach. A.M. Abdelzaher et al. *Appl Environ Microbiol.* 2010. V. 76(3) P. 724-732.

19. Indicator microbes correlate with pathogenic bacteria, yeasts and helminthes in sand at a subtropical recreational beach site. A.H. Shah et al. *J. Appl. Microbiol.* 2011. V. 110(6) P. 1571-1583.
20. Correlations between microbial indicators, pathogens, and environmental factors in a subtropical estuary. C. Ortega et al. *Mar Pollut Bull.* 2009. V. 58(9) P. 1374-1381.
21. Obiri-Danso K., Jones K. Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England. *Water Research.* 2000. V. 34(2) P. 519-527.
22. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. R.T. Noble et al. *Water Res.* 2003. V. 37(7). P. 1637-1643.
23. Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California. D.M. Ferguson et al. *J. Appl. Microbiol.* 2005. V. 99(3). P. 598-608.
24. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. C.M. Davies et al. *Appl. Environ. Microbiol.* 1995. V. 61(5). P. 1888-1896.
25. Extraintestinal *Escherichia coli* Carrying Virulence Genes in Coastal Marine Sediments. G.M. Luna et al. *Applied and Environmental Microbiology.* 2010. V. 76(17). P. 5659-5668.
26. Prevalence and Persistence of *Escherichia coli* Strains with Uropathogenic Virulence Characteristics in Sewage Treatment Plants. E.M. Anastasi et al. *Applied and Environmental Microbiology.* 2010. V. 76(17). P. 5882-5886.

27. Ishii S., Sadowsky M. J. Escherichia coli in the Environment: Implications for Water Quality and Human Health. *Microbes and Environments*. 2008. V. 23(2). P. 101-108.
28. Мокиєнко А.В., Петренко Н.Ф. Питтьєвая вода и водно-обусловленные инфекции (сообщение седьмое). Цианобактерии и цианотоксины. *Вода і водоочисні технології*. 2008. №3 (27). С. 22-31.
29. Мокієнко А.В. Ціанобактерії та ціанотоксини: міф чи реальність? *Вісник національної академії наук України*. 2016. №4. С. 65 - 75.
30. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization; 2017. 631 p. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Режим доступа: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf>
31. Global warming and hepatotoxin production by cyanobacteria: What can we learn from experiments? / R. El-Shehawy et al. *Water Research*. 2012. V. 46(5). P. 1420-1429.
32. Graham J. L., Loftin K. A., Kamman N. Monitoring Recreational Freshwaters. *Lakelines*. 2009. V. 29. P. 18-24.
33. Stewart I. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environmental Health: A Global Access Science Source*. 2006. V. 5(1). P. 143-149.
34. Hilborn E.D. Algal Bloom–Associated Disease Outbreaks Among Users of Freshwater Lakes - United States, 2009–2010. *Centers for Disease Control MMWR*. 2014. V. 63(1) P. 11-15.

35. Backer L.C. Canine Cyanotoxin Poisonings in the United States (1920s–2012): Review of Suspected and Confirmed Cases from Three Data Sources. *Toxins*. 2013. V. 5. P. 1597-1628.
36. Codd G.A., Morrison L.F., Metcalf J.S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 2005. V.203 (3). P. 264-272.
37. Bruno M. Le alghe tossiche marine e d'acqua dolce: impatto sanitario e strategie di controllo. Rapporti ISTISAN 00/31, Rome: Istituto Superiore di Sanita. 2000. 94 p.
38. Fitzgeorge R.B., Clark I.A., Keevil C.W. Routes of intoxication. In: Codd G.A., Jefferies T.M., Keevil C.W., Potter E. (Eds.), *Detection Methods for Cyanobacterial Toxins*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK. 1994. P. 69-74.
39. Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. B. Lévesque et al. *Science of The Total Environment*. 2014. V. 466-467. P. 397-403.
40. In vivo genotoxicity of treated water containing the cylindrospermopsin-producer *Cylindrospermopsis raciborskii*. A. L. Fonseca et al. *Journal of Water and Health*. 2014. V. 12(3) P. 474-483.
41. Александров Б.Г., Теренько Л.М., Нестерова Д.А. Первый случай «цветения» воды в Черном море водорослью *Nodularia spumigena* Mert. ex Bornet et Flahault (*Cyanoprokaryota*). *Algologia*. 2012. V. 22(2). С. 152-165.
42. Allele specific PCR shows that genetic exchange occurs among genetically diverse *Nodularia* (*Cyanobacteria*) filaments in the Baltic Sea. G. Barker et al. *Microbiology*. 2000. V.146. P. 2865-2875.
43. Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов

- Северо-Запада России. - М.: Наука. 2006. . 367 с.
44. Juzwiak T., Mazur-Marzec H, Plihski M. Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdansk (southern Baltic): the main effect of eutrophication. *J. Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2008. V.37(4). P. 115-121.
 45. Mazur H., Plihski M. Nodularia spumigena blooms and the occurrence of hepatotoxin in the Gulf of Gdansk. *Oceanologia.* 2003. V.45(1). P. 305-316.
 46. Матишов Г.Г., Фуштей Т.В. К проблеме вредоносных «цветений воды» в Азовском море. *Электрон. журн. «Исследовано в России».* <http://zhurnal.ape.relam.ru/articles/2003/022>. С. 213-225.
 47. Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore Mnemiopsis Leidyi. A. Roohi et al. *Biol. Invas.* 2010. 12(7). P. 2343-2361.
 48. Кармайкл В.В., Чернаенко В.М. Токсины синезеленых водорослей (цианобактерий). *Усп. соврем. биол.* 1992. V.112(2). С. 216-224.
 49. Sivonen K, Kononen K., Carmichael W. W. Occurrence of the Hepatotoxic Cyanobacterium Nodularia spumigena in the Baltic Sea and Structure of the Toxin. *Appl. Environ. Microbiol.* 1989. V.55(8). P. 1990-1995.
 50. Вершинин А. О., Орлова Т.Ю. Токсичные и вредные водоросли в прибрежных водах России. *Океанология.* 2008. V.48(4). С. 568-582.
 51. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. Киев: Наук. думка, 2006. 701 с.
 52. Black Sea Biological Diversity. Bulgaria. Comp. A. Konsulov. *Black Sea Environ. Ser.* New York. 1998. V. 5. 131 p.

53. Black Sea Biological Diversity. Romania. Comp. A. Petranu. *Black Sea Environ. Ser.* New York. 1998. V. 4. 314 p.
54. Георгиева Л.В., Сеничкина Л.Г. Фитопланктон Черного моря: современное состояние и перспективы исследований. *Экол. моря.* 1996. Вып. 45. С. 6-13.
55. «Пятна цветения», нагонные массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них биологические процессы. Л.П. Брагинский и др. *«Цветение» воды.* Киев: Наук. думка, 1968. Вып. 1. С. 92-150.
56. Airola J., Hallfors S., Hallfors M. Blue-green algal blooms. Baltic Sea Portal. http://www.itameriportaali.fi/en/ajankohtaista/mtl_uitisarkisto/2007.
57. Нестерова Д.А. «Цветение» воды в северо-западной части Чёрного моря (Обзор). *Альгология.* 2001. Т.11(4). С. 502-513.
58. Гусева К.А. «Цветение» воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним. Тр. Всесоюз. гидробиол. об-ва. 1952. N4. С. 3-92.
59. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и эвтрофирование. Киев: Наук. думка, 1978. 232 с.
60. Elser J.J. The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes: the food web as the final turn. *Freshwat. Biol.* 1999. V.42. P. 537-543.
61. Pearl H.W. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (*Cyanobacteria*). Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1988. P. 261-316.
62. Hyenstrand P., Blomqvist P., Petterson A. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems — a literature review. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 1998. V. 51. P. 41-62.

63. Moisaner P.H., Paerl H.W. Growth, primary productivity and nitrogen fixation potential of *Nodularia* spp. (*Cyanophyceae*) in water from a subtropical estuary in the United States. *J. Phycol.* 2000. V.36. P. 645-658.
64. Большаков В. С. Гидрологический очерк. Биология северо-западной части Черного моря. Киев. Наук. думка. 1967. С. 1431.
65. Smith V.H. Nitrogen, phosphorus and nitrogen fixation in lacustrine and estuarine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 1990. V.35. P. 1852-1859.

РАЗДЕЛ 2 ТАЛАССОГЕННЫЕ ЗАБОЛЕВАНИЯ

В аналитической работе [1] представлены результаты 22 исследований взаимосвязи увеличенного числа индикаторных бактерий в рекреационных водах с возрастанием 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 энтерококки/фекальные стрептококки для морской и пресной воды и *E. coli* для пресной воды. 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. Как полагает автор, в случаях более высокого порога для увеличенного риска в некоторых странах речь идет об иммунорезистентности населения из-за эндемичности или более низкого соотношения патогенного микроорганизма к индикатору в природных водах.

Обзор убедительно подтверждает дозо-зависимые отношения между желудочно-кишечными патологиями и качеством рекреационных вод, исходя из уровня загрязнения бактериями-индикаторами.

Многочисленные вспышки и случаи, связанные с плаванием в рекреационных водах, вынудили ВОЗ разработать авторитетные рекомендации по качеству вод, пригодных для отдыха и спорта, для органов общественного здравоохранения, а также широкой

общественности, включая туризм и управление пляжными курортами во всем мире.

Эпидемиологические исследования взаимосвязи между риском для здоровья и плаванием проводятся во всем мире с 1950-х годов. Это касалось, главным образом, желудочно-кишечных симптомов, глазных инфекций, заболеваний кожи, уха, носа, инфекционных заболеваний горла и респираторных патологий. Изучалось следующее: (1) зависимость «доза-эффект» между последствиями для здоровья и качеством рекреационных вод; (2) существование пороговых значений бактерий-индикаторов с точки зрения последствий для здоровья; (3) возможная дифференциация в серьезности результатов как функция микробиологического качества воды.

Предполагается, что определенные признаки могут быть индивидуальной реакцией, а не следствием микробиологического качества воды, например, раздражение кожи или судороги [2]. Кроме того, купальщики и некупальщики могут отличаться по состоянию здоровья. Помимо этого, неумеющие плавать могут также быть подвергнуты плохому качеству воды, так как вирусы могут быть переданы от воды через воздух [3]. Таким образом, оценка связанной с плаванием болезни, должна учитывать неплавающих на берегу, поскольку неподвергнутые группы обуславливают недооценку истинного эффекта.

Для независимой оценки каждого фактора риска в этом обзоре [1] изучены следующие ассоциации:

- показатели заболеваемости для плавания в относительно незагрязненной воде по сравнению с показателями заболеваемости неумеющих плавать, чтобы оценить риск контакта с самой водой;
- показатели заболеваемости для плавания в загрязненной воде по сравнению с показателями

заболеваемости пловцов в относительно незагрязненной воде, чтобы оценить риск из-за микробиологического качества воды.

Для полноты оценки исследуемой ассоциации были исключены:

1. Последствия для здоровья, не связанные с качеством воды.
2. Исследование только сравнения коэффициентов заболеваемости пловцов в загрязненной воде с коэффициентами заболеваемости неумеющих плавать.
3. Оценка воздействия или результата значительно отличается среди экспонируемых.
4. Исследование не достаточно документировано для определения изучаемой ассоциативности.
5. Исследуемая популяция слишком малочисленна (три или меньше больных в экспонируемой группе).
6. Доля ответивших низкая (меньше чем 50 %).
7. Вода для плавания и купания искусственно хлорируется.

В этом обзоре были отобраны 22 [4-25] из 36 [4-39] исследований (табл. 2.1).

Они включали 18 проспективных когортных исследования, два ретроспективных когортных исследования [17, 24] и только два [4, 10] рандомизированных контролируемых исследования. Проспективные когортные исследования подходят для изучения взаимосвязей, однако имеют два основных ограничения: вариативность состава в различных группах воздействия и трудность учета рекреантов в общей популяции. В ретроспективных когортных исследованиях оценка воздействия качества воды может быть неточной.

Таблица 2.1

Перечень отдельных исследований

Первый автор	Год	Страна	Дизайн	Вода	Ком- ментарий
1	2	3	4	5	6
Fletsher [4]	1996	Великобритания	рандомизированное	морская	d
Haile [5]	1996	США	проспективное	морская	
van Dijk [6]	1996	Великобритания	проспективное	морская	c
Bandanayake [7]	1995	Новая Зеландия	проспективное	морская	d
Kueh [8]	1995	Гонг Конг	проспективное	морская	b
Medical Research Council [9]	1995	Южная Африка	проспективное	морская	a, c
Kay [10]	1994	Великобритания	рандомизированное	морская	d
Pike [11]	1994	Великобритания	проспективное	морская	a, b, c
Corbett [12]	1993	Австралия	проспективное	морская	a, d
Fewtrell [13] *	1992	Великобритания	проспективное	пресная	d
UNEP/WHO № 46 [14]	1991	Израиль	проспективное	пресная	d
UNEP/WHO № 53 [15]	1991	Испания	проспективное	морская	b, d
Cheung [16]	1989	Гонг Конг	проспективное	морская	a, b
Ferley [17]	1989	Франция	ретроспективное	пресная	a, b, c

1	2	3	4	5	6
Lightfoot [18]	1989	Канада	проспективное	пресная	
Falla, UNEP/WHO № 20 [19]	1987	Израиль	проспективное	морская	b, d
Seyfried [20]	1985	Канада	проспективное	пресная	
Dufour [21]	1984	США	проспективное	пресная	a, b
Cabelli [22]	1983	Египет	проспективное	морская	a, b, c
Gabelli [23]	1982	США	проспективное	Пресная, морская	a, b
Mujeriego [24]	1982	Испания	ретроспективное**	морская	b, a
Stevenson, 3-дневное исследование [25]	1953	США	проспективное	Пресная	b, c, d

a: использование сезонных, средних для анализа результатов.

b: Контроль менее чем трех респондентов или его отсутствие

c: Воздействие, не определенное как преобладающее влияние воды (погружения головы)

d: <1 700 купальщиков и 1 700 некупальщиков, участвующих в исследовании.

* воздействие во время гребли на каное; воздействие воды вероятно при переворачивании или при вдыхание капель воды.

** Однократное обследование.

Примечание: два исследования анализируют те же наборы данных [6, 11], но приходят к различным заключениям.

Рандомизированные контролируемые исследования позволяют более точно оценить воздействие воды, дать его качественную оценку и оптимизировать сравнение групп воздействия. Однако они имеют проблемы этические (например, воздействие воды низкого качества или включение детей) и практические (например, подбор достаточного числа участников).

Все исследования оценили качество воды по микроорганизмам-индикаторам, чаще всего это бактерии фекального происхождения. Исследования использовали различные индикаторы: энтерококки, кишечную палочку и фекальные кишечные палочки. Только в нескольких исследованиях также определяли патогенные микроорганизмы.

В 11 из отобранных исследований [4, 5, 7, 8, 10, 13, 14, 18-20, 25] качество поверхностных вод оценивалось ежедневно (или даже во время воздействия [4, 10]) и данные проанализированы согласно отдельному дню воздействия. В большинстве других исследований только сезонные изменения качества рекреационных вод были проанализированы для связи с результатами.

В двенадцати исследованиях сообщается о контроле менее чем трех не связанных с водой факторов риска [8, 11, 14-17, 19, 21-25], три из четырех включали потенциальные факторы [7, 12, 13, 20] и в шести исследованиях сообщается о контроле семи или больше обследуемых [4-6, 9, 10, 18]. Мешающие факторы включали потребление еды и напитков, возраст, пол, историю определенных болезней, употребления наркотиков, личный контакт, дополнительное купание, инсоляцию, социально-экономические факторы и т.д.

Результаты исследования состоят в следующем.

В 19 из 22 отобранных исследований рост определенных признаков или групп признаков значительно

связан с количеством фекальных бактерий-индикаторов или бактериальным патогеном [4, 5, 7-11, 13-17, 19-25]. В одном исследовании [24] микоз глаз и ушные инфекции обратно пропорциональны количеству фекальных бактерий-индикаторов. Автор этого исследования отмечает, что это парадоксальное явление могло произойти из-за неудовлетворительного метода определения качества воды, базирующегося исключительно на фекальных кишечных палочках для оценки микробиологического качества прибрежных вод при определенных условиях. В трех исследованиях [6, 12, 18] какая-либо значимая взаимосвязь с фекальными индикаторами не найдена.

В нескольких исследованиях сообщается о более частых симптомах в младших возрастных группах [11, 14, 19, 22].

Большинство ассоциаций было найдено между желудочно-кишечными симптомами (включая «очень вероятные» или «объективные» желудочно-кишечные симптомы) и индикаторами (энтерококки, фекальные стрептококки, термостабильные кишечные палочки и *E. coli*). Относительно немного исследований сообщили об ассоциациях для других симптомов.

Для оценки риска контакта с самой водой относительные риски (RR) воздействия относительно чистой воды сравнивали с неплавающими. Для желудочно-кишечных симптомов RR колебались между 1,0 и 2,5 [10, 11, 13, 17, 21, 23]. Для других симптомов доступных данных немного.

Относительные риски плавания в относительно загрязненной воде по сравнению с плаванием в чистой воде представлены на рис. 2.1, 2.2. Диапазон RR - 0,4 - 3.

Отношения регрессии в форме несоответствия заболеваемости и количества бактерий представлены на рис. 2.3 для пресной и на рис. 2.4 для морской воды.

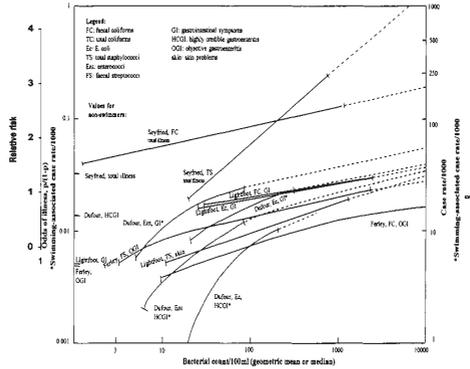


Рис. 2.1 Относительный риск для пловцов в относительно загрязненной пресной воде по сравнению с пловцами в незагрязненной воде

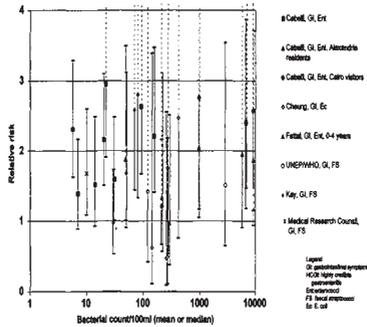


Рис. 2.2 Относительный риск для пловцов в относительно загрязненной морской воде по сравнению с пловцами в незагрязненной воде

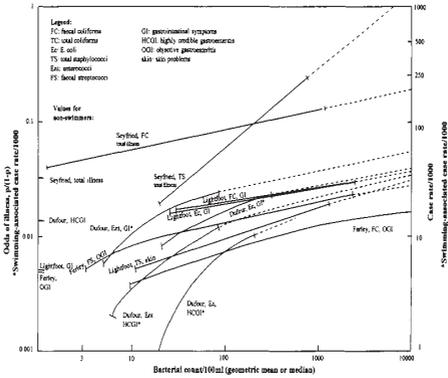


Рис. 2.3 Предполагаемый риск заболеваемости пловцов в связи с количеством бактерий в пресноводном водоеме (адаптировано и обновлено от Pike [47])

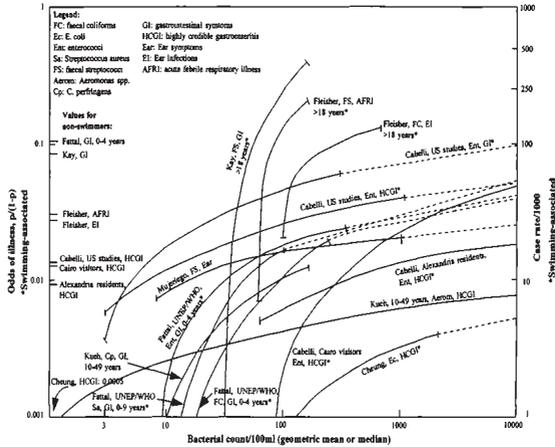


Рис. 2.4 Предполагаемый риск заболеваемости пловцов в связи с количеством бактерий в морской воде (адаптировано и обновлено от Pike [47])

Индикаторные микроорганизмы, которые коррелируют лучше всего с последствиями для здоровья, были энтерококками/фекальными стрептококками для моря и пресноводных водоемов, *E. coli* для пресноводных водоемов. Другие индикаторы, показывающие корреляцию, это фекальные кишечные палочки и стафилококки. Последние, как предполагается, коррелируют с плотностью купания (числом купальщиков на площадь водного зеркала) [16, 19] и значительно связаны с определенными симптомами ушных, кожных, респираторных и кишечных патологий [16, 19, 20]. Вариативность плотности стафилококков могла быть объяснена только передачей инфекции среди купальщиков [40], хотя дальнейшие исследования необходимы для подтверждения этой гипотезы. Только в одном исследовании найдена значительная корреляция между желудочно-кишечными симптомами и определенными патогенными бактериями [8].

Рис. 2.4 показывает результаты Kay [10] о более выраженной взаимосвязи между воздействием воды и желудочно-кишечными симптомами по сравнению с другими исследованиями. Это единственное доступное рандомизированное контролируемое исследование желудочно-кишечных симптомов позволяет дать оценку отдельного воздействия (качество воды, степень контакта с водой). Это же также относится к рандомизированному контролируемому исследованию Fleisher [4] по расследованию некишечных заболеваний. Сравнение с другими исследованиями невозможно, так как это первое исследование таких патологий согласно Международной Классификации Болезней (ICD-10).

В обсуждении автор отмечает следующее.

Некоторые факторы, которые могут касаться правомерности результатов этих исследований,

представлены ниже. Табл. 2.2 резюмирует главные типы погрешностей.

Таблица 2.2

Главные причины и последствия погрешностей в эпидемиологических исследованиях рекреационных вод

Причины	Последствия
Использование индикаторов для оценки качества воды	Вероятная недооценка эффекта ^a
Выбор нетипичной популяции для исследования	Недооценка эффекта, если исследованная популяция (например, взрослые) более неустойчива, чем группа воздействия
Оценка воздействия	Обычно недооценка эффекта
Сообщение о заболевании	Недооценка или переоценка эффекта
Отсутствие контроля за заболевшими	Недооценка или переоценка эффекта

^a Может быть переоценкой эффекта в случае хлорирования сточных вод (например, Sabelli [23]), поскольку уровни инактивации индикаторных организмов превышают таковые определенных патогенов.

Использование микроорганизмов-индикаторов для оценки воздействия качества воды является одним из основных источников погрешностей в таких исследованиях. Временная и пространственная разновидность индикатора существенная для отдельных купальщиков [41], особенно при отсутствии дизайна исследования [4, 10]. Использование сезонных, а не ежедневных оценок качества воды увеличивает погрешность. Кроме того, ограниченная точность методов

для подсчета индикаторных микроорганизмов добавила существенную ошибку измерения [42], Также очевидно, что используемые индикаторные микроорганизмы не имеют отношение к вирусам, которые могут представлять важную часть этиологических агентов. Эти факторы приводят к недооценке воздействия качества воды на здоровье.

Определенные исследования не принимают во внимание потенциальный путь инфекции для определения воздействия для желудочно-кишечных симптомов, главным образом, погружение головы или глотание воды [6, 9, 11, 17, 22, 25].

На погрешность, вероятно, влияют также следующие факторы.

1. Большинство исследований, основанных на наблюдении, полагалось на самосообщение о признаках. Проверка симптомов медицинским обследованием [4, 10] уменьшила бы потенциальные погрешности.
2. Доля ответивших составляла больше 70 - 80 % в большинстве исследований. Дифференциация сообщений с более точными ответами участников с симптомами, вероятно, позволила бы минимизировать погрешности.
3. Метод опроса, который включает всех находящихся на берегу почти во всех исследованиях.

Согласно расчетам [43] величина исследуемой популяции должна составлять минимум 1 700 пловцов и 1 700 непловцов в соответствии с гипотезой 5 %-го фонового уровня заболеваемости и избыточного 50 %-ного уровня для значимого результата. Не все исследования достигли этого числа участников [4, 7, 10, 12-15, 19, 25]. Однако, в некоторых исследованиях использовались

избыточные уровни, что могло привести к значимым результатам.

Особое внимание должно быть уделено низким пороговым значениям. Неправильная оценка воздействия - это низкие пороги для повышенного риска. Одно рандомизированное контролируемое исследование с анализом желудочно-кишечных симптомов [7] (которое должно дать наиболее точные результаты), предлагает порог 33 фекальных стрептококков/100 мл для повышенного риска гастроэнтерита, что выше, чем в других исследованиях. В дополнение к погрешностям в наблюдательных исследованиях различие в порогах могло произойти из-за исследуемой популяции, ограниченной взрослыми в рандомизированном контролируемом исследовании; их иммунный статус для диарейных болезней, вероятно, выше, чем для среднего населения [44]. Кроме того, исследуемая популяция в Гонконге [16] и Египте [22] имела более высокие уровни заболеваемости. Далее, в рамках египетского исследования туристы (из другого города) показывают более высокие уровни заболеваемости с желудочно-кишечными симптомами, чем местная популяция. Эти результаты не могли быть объяснены погрешностями влияние иммунного статуса на восприимчивость к качеству воды или более низкое отношение патогена к индикатору в природных водах. Также возможно уменьшение порога воздействия при увеличении объема выборки. Эти исследования сообщили о желудочно-кишечных симптомах как наиболее распространенную проблему со здоровьем, связанную с количеством бактерий-индикаторов в рекреационных водах. Были также исследованы заболевания дыхательной системы, глаз, оториноларингологические и дерматологические проблемы, симптомы повреждения слизистых у пловцов, при этом найдены аналогичные

ассоциации. Получены относительно небольшие эпидемиологические данные по более серьезным последствиям для здоровья (например, гепатит, лептоспироз, брюшной тиф).

Критерии доказательств заболеваемости, обусловленной экологическими причинами, предложенные Bradford Hill [45] и их интерпретация для ассоциаций, представлены в табл. 2.3.

Таблица 2.3

Критерии причинной обусловленности в экологических исследованиях (согласно Bradford Hill). Применение к качеству рекреационной воды и желудочно-кишечным симптомам

Критерий	Выполнение
1	2
Сила ассоциации	Да, найдена значительная ассоциация; отношения уровней риска 1 - 3
Последовательность	Да, ассоциация наблюдалась в нескольких странах и различными авторами
Специфика ассоциации	Нет, конкретный тип воздействия не связан с конкретной инфекцией или болезнью
Временный характер	Да, большинство исследований показывает, что воздействие предшествует болезни вместо того, чтобы следовать за ней

1	2
Биологический градиент	Да, большинство отобранных исследований показывает значительные зависимости «доза-эффект»
Правдоподобие	Да, результаты соответствуют результатам по приему внутрь инфекционных доз патогенов
Последовательность	Да, причинно-следственная интерпретация данных не находится в противоречии с другим знанием о заболевании
Эксперимент	Нет, предупредительные меры не были описаны в исследованиях
Аналогия	Да, желудочно-кишечные симптомы после воздействия рекреационных вод подобны таковым после приема внутрь питьевой воды, загрязненной кишечной микрофлорой.

В заключении автор обзора [1] 22 отобранных исследований предполагает, что есть причинная связь между желудочно-кишечными симптомами и качеством рекреационных вод, измеряемая концентрацией бактерий-индикаторов. Это объясняется выраженной последовательной связью с временным характером и зависимостями «доза-эффект», а также биологическим правдоподобием и аналогией с клиническими случаями при загрязнении питьевой воды.

В 19 из 22 исследований, отобранных в этом обзоре, рост определенных симптомов или симптомокомплексов значимо связан с количеством фекальных бактерий-индикаторов в рекреационных водах. Желудочно-

кишечные симптомы - наиболее частые последствия для здоровья, что подтверждают сообщения о связанных со значимой дозой ассоциациях. Уровень симптоматики был обычно выше в младших возрастных группах.

Для описания качества воды в рассмотренных исследованиях использовались несколько индикаторов. Однако, несмотря на различные индикаторы, тенденция в ассоциациях корреспондировалась с данными различных авторов.

Для морской и пресной воды существуют низкие пороговые значения для повышенного риска по сравнению с качеством рекреационных вод при наличии зависимости «доза-эффект» между количеством бактерий и симптомами. Результаты рандомизированных контролируемых исследований [4, 10] являются наиболее точными, поскольку воздействие воды и заболевание намного более точно оценены, чем в наблюдательных исследованиях. Однако, эти результаты, прежде всего, показательны для взрослого населения в умеренном климате. Сообщения о более высоких порогах и уровнях заболеваемости (для взрослого населения) предполагают повышенную иммунорезистентность, что является гипотезой, но требует проведения дальнейших исследований.

Экспертная группа ВОЗ пришла к выводу о введении нормативных значений для рекреационных вод [46].

Более подробный анализ цитируемых [23, 41] и более поздних работ показывает следующее.

В систематизации данных [48] 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 возрастанием 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 расстройства и ЛОР-инфекции. Продолжительность и тип воздействия, концентрация патогенных микроорганизмов и иммунный статус конкретного индивидуума определяют риск инфекции. Возможно, службы здравоохранения 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. Патогенные микроорганизмы не обнаруживаются обычными методами, поскольку могут оставаться жизнеспособными в морских водах, планктоне и морских отложениях, являясь резервуаром инфекции при благоприятных условиях [41].

По мнению авторов работы [49], все ранее изданные эпидемиологические исследования влияния на здоровье купания в морских водах, загрязненных сточными водами, содержат три главные методологические погрешности в дизайне исследования, которые состоят в отказе: (1) 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) связать концентрацию индикаторного микроорганизма непосредственно с индивидуальным купальщиком; и (3) 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 этого, 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 [50] состояла в оценке риска для купальщиков от воздействия субтропических рекреационных морских вод, источник загрязнения 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 отсутствие 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 [51].

В прибрежные воды Лос-Анджелеса круглый год сбрасываются необработанные ливневые воды. Многие другие прибрежные области стоят перед подобной ситуацией. В работе [52] проведено крупномасштабное эпидемиологическое исследование когорты населения, которое пользуется такими загрязненными рекреационными морскими водами (плавание, купание). Определяли расстояние от выпуска ливневого коллектора, бактериальные индикаторы (полные 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, (b) 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) 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 [23].

Наиболее ранее (1986 год) обобщение проблемы талассогенных заболеваний принадлежит Н. I. Shuval [53].

В предисловии автор обосновывает необходимость изучения болезней, связанных с купанием. Исходная трудность задачи состояла в определении «безопасности» или «приемлемости» качества вод для купания (bathing waters). Кроме эстетического восприятия самым важным критерием, был, очевидно, риск для здоровья, связанный с купанием, но оказалось трудным получить статистически значимые данные о взаимосвязи качества таких вод с заболеваемостью. Это привело ко множеству национальных правил и стандартов, которые часто базировались больше на эмоциональном восприятии их авторов, чем на научном доказательстве.

Региональная Морская Программа по охране окружающей среды ООН (ЮНЕП) столкнулась с необходимостью согласования многочисленных региональных конвенций, разработанных в рамках этой Программы, для формулирования научной точки зрения относительно обычно приемлемых критериев качества окружающей среды, которые могли быть переведены на

национальные правила. Определение критериев приемлемого качества пляжей было среди первоочередных задач.

Региональная Морская Программа в то время (1986 год) включала десять регионов (Средиземноморье, регион Кувейта, Карибский, Западная и Центральная Африка, Красное море и Аденский залив, южноазиатские моря, Восточная Африка, восточноазиатские моря, Южный и Юго-Восточный Тихий океан), что включает более 120 прибрежных государств.

Определение талассогенные (thalassogenic) инфекции впервые предложено Mosley (1974) [54], что означает инфекции человека, источником которых является море (греческий: thalass = море + происхождение = источник).

В этом обзоре [53] анализируются формы талассогенных инфекций, связанных с микробным загрязнением в результате сброса сточных вод в море и/или микробной контаминацией непосредственно от тел купальщиков в ограниченных прибрежных локациях для купания. Такое воздействие загрязненной морской воды, содержащей патогены человека, может привести к инфицированию купальщиков вследствие непроизвольного заглатывания небольшого количества морской воды. В данном фрагменте не рассматриваются талассогенные инфекции после потребления в пищу рыбы или морепродуктов, особенно моллюсков.

Талассогенные инфекции могут быть вызвана оппортунистическими микроорганизмами *Staphylococcus aureus*, *Clostridium welchi*, *Pseudomonas aeruginos*, *Candida albicans*, которые часто присутствуют в организме человека, но становятся возбудителями при снижении иммунитета, например, при длительном купании в холодной воде (Mood and Moore, 1976) [55]. Эти же

микроорганизмы могут также вызвать инфекцию в результате разрыва слизистой в ухе или носу из-за травмы, связанной с дайвингом. В то время, как вышеупомянутые четыре вида бактерий могут обнаруживаться в загрязненной воде, Mood and Moore (1976) [55] предостерегали, что заражение от загрязненной воды, «следует рассматривать при отсутствии убедительных доказательств обратного».

Многие, если не большинство прибрежных регионов и зон отдыха находятся вблизи городов. Сброс городских сточных вод, загрязненных патогенными микроорганизмами, в море неизбежно инфицирует воду рекреационных зон, что всегда вызывало некоторое беспокойство у органов здравоохранения как возможная причина заболеваемости купальщиков. Поэтому представляется необходимым дать эпидемиологическое обоснование количественных микробных рекомендаций и стандартов для морских вод.

Вкратце история вопроса такова. В 1918 году Американская ассоциация общественного здравоохранения (АРНА) организовала Committee on Bathing Places, который выполнил анкетирование государственных санитарных врачей и практикующих врачей по распространению инфекций, связанных с купанием. Это исследование привело к предварительному предложению использовать общее количество бактерий и коли-титр в качестве показателей качества воды в медицинской оценке мест для купания (Simons и соавт., 1922) [56]. АРНА тогда официально рекомендовала учреждение этих показателей как рекомендации по качеству воды для бассейнов и приняла рекомендацию применения их к природным местам купания. Однако, много лет спустя тот же комитет сообщил, что есть «недостаток эпидемиологической информации» о

предмете и что «не убедительно, что места для купания - серьезная проблема для здоровья». Вместе с тем, АРНА предложила систему классификации на основе среднего коли-титра вод для купания (АРНА, 1936) [57].

В Соединенных Штатах рекомендации по качеству воды, пригодной для купания и плавания, основаны на исследовании W.J. Scott (1932) [58] пляжей Коннектикута, в котором он установил корреляцию результатов бактериологического анализа по коли-формам с санитарным состоянием пляжей. Его рекомендации изложены в табл. 2.4.

Таблица 2.4
Рекомендации по качеству вод для купания (W.J. Scott, 1932) [58]

Класс	Кишечные палочки/100 мл	Санитарное состояние
A+	0 -10	Отличное
A-	11 - 50	Хорошее
B	51-500	Приемлемое
C	501 - 1000	Удовлетворительное
D	свыше 1000	Неудовлетворительное

Первая федеральная директива по качеству воды, пригодной для купания и плавания в Соединенных Штатах, была издана в 1968 году Федеральным управлением по предотвращению загрязнения вод Министерства внутренних дел. Согласно этому документу рекомендовано, как предельное значение, в среднем 200 фекальных кишечных палочек на 100 мл для воды, предназначенной для купания и плавания. Также регламентируется не более 10 % образцов в текущем месяце с превышением 400 фекальных кишечных

палочек/100 мл. Эта директива была принята американским ЕРА и большинством государств. Документ основан на многих исследованиях, согласно которым фекальные кишечные палочки являются определенными индикаторами возможного присутствия кишечных патогенных микроорганизмов из организма человека или других теплокровных животных. Эти исследования также показали, что средняя из 200 фекальных кишечных палочек была приблизительно эквивалентна полному количеству 2400/100 мл.

Однако в Критериях качества воды (ЕРА, 1973) эти рекомендации отсутствуют в силу того, что «отсутствует определенная рекомендация относительно присутствия или концентрации микроорганизмов в воде для купания из-за недостатка убедительных эпидемиологических данных». Дальнейшая мотивация такой отмены состояла в сомнении использовать коли-индекс в качестве единственной меры «санитарной чистоты», поскольку необходимо знать максимальную «приемлемую» концентрацию микроорганизма. Однако, при этом не согласовано разделение «приемлемости» и «неприемлемости».

Тем не менее, в докладе в сноске предложен для возможного рассмотрения максимальный уровень фекальных колиформ 1000/100 мл. Однако в 1976 году ЕРА восстановило рекомендации 1968 года относительно уровня 200/100 мл фекальных колиформ (USEPA, 1976) [59].

Микробные стандарты или рекомендации для пляжей были установлены многими странами ЕЭС и программой WHO/UNEP NED-POL Средиземноморского плана действий. Оставался дискуссионным вопрос достаточности эпидемиологических доказательств для таких документов [60-62].

В одном только Средиземноморском бассейне микробные стандарты для вод, пригодных для отдыха и спорта, варьируются значительно от самого строгого требования в Италии (в 80 % образцов число *E. coli* должно быть равно или меньше 100/100 мл) до наиболее либерального в Югославии (100 % образцов – 20 000 общих коли-форм/100 мл). У многих средиземноморских государств существуют верхние пределы 1 000 *E. coli*/100 ml (UNEP, 1983) [63]. В ЕЭС (ЕЕС, 1976) в 80 % образцов уровень фекальных коли-форм должен быть равен или меньше 10 000/100 мл. Рекомендуются также не больше 100 фекальных стрептококков. Таким образом, требования варьируются в самых широких пределах [64].

Cabelli (1983) [62] рекомендовал определенный критерий: «измеримые отношения между концентрацией микроорганизма-индикатора в морской воде и потенциальным влиянием на здоровье человека при использовании воды для рекреационных целей». Такой критерий основан на обширных эпидемиологических исследованиях.

Концептуальная графическая интерпретация этого критерия показана на рис. 2.5.

Если такой критерий (см. рис. 2.5) достигим, требования являются экономически и социально приемлемыми.

Существуют различные точки зрения относительно понятия «приемлемого риска». Mood и Мур (1976) [55] утверждают: «Если риск для здоровья незначительный, нецелесообразно в интересах здоровья и благополучия отказывать людям в использовании прибрежных районов как мест отдыха».

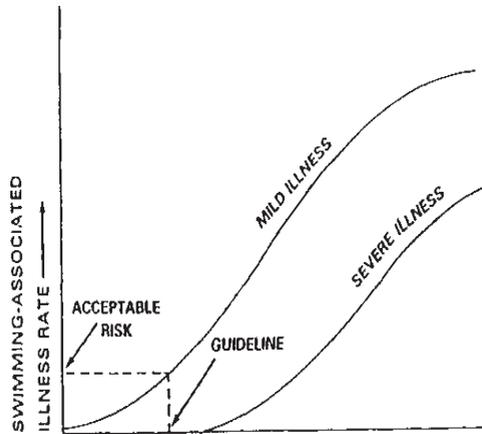


Рис. 2.5 Графическое представление желаемых критериев качества воды, пригодной для рекреации. Предполагается возможность лишь чрезвычайно незначительного риска «серьезной» болезни.

С другой стороны, риск для здоровья в связи со сбросом в море сточных вод вблизи зон отдыха не должен рассматриваться как часть нормальных рисков для здоровья, которые спортсмены и отдыхающие должны принять как само собой разумеющееся.

Информация о талассогенных инфекциях и/или болезнях в связи с микробным загрязнением моря может быть получена из двух основных источников:

а) сообщений о расследованиях вспышек заболевания, связанных с микробным загрязнением морских или пресных рекреационных вод;

б) ретроспективных или проспективных эпидемиологических исследований, цель которых состоит в определении взаимосвязи между талассогенными инфекциями и/или болезнями и микробиологическими показателями морской воды.

Третий возможный путь представляет информацию относительно рисков талассогенных инфекций на основе минимальной инфекционной дозы, количество заглатываемой морской воды, иммунного статуса и других возможных экологических и индивидуальных переменных [61, 65].

Автор [53] представляет обзор известных сообщений о вспышках талассогенных инфекций, связанных с купанием в загрязненных морских и пресных водах.

Брюшной тиф.

По-видимому, самая ранняя зарегистрированная вспышка талассогенной инфекции, связанной с микробным загрязнением воды для купания, датируется 1888 годом. Установлено 49 случаев брюшного тифа, связанного с купанием в реке Эльбе (Германия), вода которой была загрязнена сточными водами [66]. Reese (1909) описал вспышку брюшного тифа в королевском морском лагере в Уолмере на побережье Кента в юго-восточной Англии. Вспышка была связана с плаванием в закрытом отапливаемом бассейне, который периодически заполняли морской водой, интенсивно загрязненной сточными водами инфекционной больницы [67].

Вспышка брюшного тифа вследствие купания в загрязненной сточными водами морской воде в детском лагере под Нью-Хейвеном (штат Коннектикут, США) описана Campolini в 1921 году.

В 1929 году Winslow и Noxon сообщили о вероятной передаче тифа среди купавшихся в загрязненных водах гавани Нью-Хейвена. Подобный отчет о подозреваемой передаче тифа после купания в загрязненной морской воде нью-йоркской гавани был опубликован в 1932 году (отдел здоровья г. Нью-Йорк).

Однако, Mood и Moore выразили мнение, что оба отчета были «плохо документированы» [55].

Вспышка брюшного тифа в Западной Австралии (10 случаев) после купания в загрязненной прибрежной зоне из-за сточных вод сломанного канализационного коллектора описана Snow (1959 год). Отмечена заболеваемость брюшным тифом в Алабаме (США) после плавания в загрязненных сточными дренажными водах (CDC, 1972) [68]. В Луизиане вспышка брюшного тифа в Ковингтонском Национальном парке была связана с плаванием в интенсивно загрязненной речной воде ниже сброса сломанной коллекторной сети (CDC, 1963) [69]. Cabelli (1983 год) [62] сообщал о четырех случаях брюшного тифа в Александрии (Египет), связанных с плаванием на сильно загрязненном неочищенными сточными водами пляже. Много случаев брюшного тифа среди детей по аналогичной причине отмечены в Тель-Авиве (Израиль) [70].

Вирусные заболевания.

В ряде работ описывается изоляция определенных энтеровирусов в рекреационных водах, пригодных для отдыха и спорта, во взаимосвязи с инфекциями. Наиболее ранняя публикация касается вспышки вирусного заболевания, этиологическим агентом которого являлся *Coxsackievirus B1*, который одновременно выделен из воды городского детского бассейна (McLean и соавт. 1964) [71]. Аналогичная ситуация была описана в Берлине, в котором вирусологический анализ воды городского бассейна в течение одного лета выявил *Coxsackievirus B3* в 20 % проб воды. Этот вирус был также преобладающим возбудителем менингита или энцефалита у детей (Liebscher, 1969) [72]. Установлена взаимосвязь выделения *Coxsackievirus* из воды двух детских плавательных бассейнов Москвы в течение двух месяцев с одновременно

доказанными заражениями этим агентом в тот же период (Osherovich и Chasovnikova, 1969) [73].

Небольшая вспышка болезни, вызванной *Coxsackievirus A16*, у пяти детей произошла спустя несколько дней после купания в озере (Denis и соавт., 1974) [74]. *Coxsackievirus A16* трижды был изолирован из 10-литровых образцов воды озера и из ректальных соскобов двух пациентов. О несколько большей вспышке с изоляцией этиологического агента из воды озера сообщали Hawley и соавт. в 1973 году [75]. Эта вспышка включала 21 случай острых вирусных заболеваний у детей в летнем лагере, расположенном на берегу озера Шамплен. *Coxsackievirus B5* был изолирован в 62 % клинических случаев и у 17 % выбранных бессимптомных лиц. Тот же вирус был также выделен из прибрежной воды озера, где дети купались. Однако, эпидемиологический анализ вспышки показал, что основной путь передачи был пероральный.

Подобная ситуация описана Paffenbarger и соавт. (1959) [76]. В течение лета у 37 из 681 туриста был изолирован вирус, тогда как в бассейне лагеря при еженедельном контроле он отсутствовал.

Приведенные данные свидетельствуют, что источниками энтеровирусов могут быть не загрязненные сточными рекреационные воды, а сами купальщики. В качестве иллюстрации неполноты многих таких исследований Mosley (1974) [54] анализирует результаты расследования случаев вирусной инфекции, вызванной вирусом Коксаки В5, в летнем лагере мальчиков, в связи с плаванием в загрязненной воде озера (Hawley [75]). Оказывается, вирус был обнаружен в одной из двух проб воды из зоны купания, которые были отобраны после начала вспышки и, возможно, был выделен больными, при этом бактериологические образцы не отбирали. Не были

расследованы возможные пути загрязнения сточными водами места купания. Mosley [54] приходит к заключению о недостаточной полноте таких исследований.

Cabelli (1983) [22] приходит к выводу, что доказательства вышеупомянутых трех вспышек сомнительны. Вместе с тем, Bryan и соавт. (1974) [77] предположили, что вспышка гепатита А связана с плаванием в загрязненном озере.

Самая большая вспышка в результате купания в загрязненных водах произошла в июле 1979 году, когда в течение трех дней 187 человек заболели гастроэнтеритом после плавания в двух озерах в парке (штат Мичиган) (CDC, 1979). Хотя этиологический агент не был сначала установлен, клиническое течение (короткий инкубационный период, относительно легкий гастроэнтерит с короткой продолжительностью) свидетельствовали о вероятном инфицировании ротавирусом, вирусом Norwalk и/или парвовирусом. CDC (1983) сообщил о двух вспышках инфекции, вызванной вирусом Norwalk, ассоциированной с плаванием в Миннесотских Парках. Cabelli (1983) [22] убежден, что результаты его собственных исследований подтверждают этот факт.

D'Alessio с соавт. (1980) [78] выполнили исследование вирусной передачи во время плавания в прибрежных водах пресных озер и воды в бассейнах в Мэдисоне (Висконсин). Ретроспективное исследование состояло из наблюдения недавнего плавания и историй болезни 3 774 детей, которые посетили педиатрическую клинику. Дети с клинически очевидными острыми вирусными инфекциями были обследованы в лаборатории. Характерная особенность этого исследования состояла в проверке гипотезы, что воды, пригодные для отдыха и спорта, которые не подвергнуты загрязнению сточными

водами, могут служить средой для передачи вирусных инфекций, особенно вызванных энтеровирусами. Согласно отчету, сброс сточных вод в зону купания отсутствовал.

Заключения исследователей следующие:

1. Продемонстрирована статистически значимая ассоциация между плаванием и энтеровирусной инфекцией.
2. Отсутствовала ассоциация между частотой посещений зоны плавания и заболеваниями.
3. Данные предполагают, что вода служила средой передачи энтеровируса, хотя это исследование не представляет прямые свидетельства по этому вопросу.
4. Результаты свидетельствуют, что риск энтеровирусной инфекции может быть больше для купающихся в озерах, чем в плавательных бассейнах.

Исследователи выдвигают гипотезу: если энтеровирусы, как источник избыточной инфекции среди пловцов, не попали в воду со сточными водами, то они выделены самими купальщиками из дыхательных путей или кишечного тракта как источников загрязнения воды. Авторы также рассматривают возможность передачи вирусной инфекции контактным путем во время плавания, а не посредством воды во время купания.

Это исследование указывает на два кардинальных слабых места, признанных самими исследователями. Во-первых, фактическое плавание субъектов не было известно. Только указывалось, что субъекты «посещали» места для купания. Во-вторых, исследователями не было проверено микробиологическое качество воды, тогда как в г. Мэдисон его контролировали еженедельно. Качество вод для купания согласно тестам на фекальные кишечные палочки и энтерококки значительно различалось в период

исследования. Среднее число для энтерококков для всех точек отбора на береговой линии было 71/100 мл в 1976 году и 108 в 1977 году с многочисленными отдельными тестами свыше 1000/100 мл. Таким образом, передача вирусного заболевания после купания в воде, загрязненной сточными водами или непосредственно другими купальщиками, является весьма вероятной.

Одна из первых попыток систематизировать информацию относительно взаимосвязи инфекционных болезней с купанием была предпринята в 1921 году, когда комитет Американской ассоциации общественного здравоохранения (Simons [56]), провел анкетирование (2 000 анкет) окулистов, оториноларингологов и санитарных врачей об их мнении по этому вопросу. Из 571 ответа, в которых респонденты ответили по крайней мере на один вопрос, комитет пришел к заключению, что определенные вспышки могли быть обусловлены плаванием, включая 7 вспышек конъюнктивита, 2 среднего отита, 2 фарингита и ангины и 1 синусита. По мнению Mood и Moore (1976) [55] такого рода взаимосвязь несостоятельна: «У человека инфекции носовых пазух и среднего уха обычно вызываются микроорганизмами из носоглотки, которые могут быть механически перенесены в параносовые полости в ходе плавания и дайвинга».

В 1955 году Bell и соавт. [79] опубликовали первое эпидемиологическое исследование фарингоконъюнктивита, который, как выяснилось в настоящее время, вызывается аденовирусами. Это высокоинфекционное острое заболевание, характеризующееся высокой температурой, фарингитом и конъюнктивитом. Высказано предположение, что загрязненная вода бассейна, возможно, была «возможным источником передачи инфекции от человека к человеку». Аналогичные вспышки описаны в периоды недостаточного

хлорирования воды в бассейне (Fou и соавт., 1968) [80]. Более высокая заболеваемость фарингоконъюнктивальной лихорадкой у пловцов в сочетании с неэффективным хлорированием воды в бассейне свидетельствует о зависимости «доза-ответная реакция», то-есть купание вызвало болезнь (Mood и Moore, 1976) [55].

Mood и Moore (1976) [55] считают, что в данном случае при отсутствии загрязнения воды для купания сточными водами единственным путем передачи возбудителя инфекции является «от купальщика к купальщику».

В 1981 году Calderon и Mood [81] опубликовали отчет двух исследований наружного отита у пловцов. Эту болезнь иногда называют ухом пловцов. Один отчет (1979 год) отражал проспективное исследование по сравнению заболеваемости подростков после плавания в пресном озере с таковой купавшихся подростков в хлорированной воде бассейна. Другой отчет представлял ретроспективное исследование, проведенное в Йельском университете в течение лета 1980 года. В проспективном исследовании 3 % детей сообщили о заболеваниях ушей в течение следующей недели после лагеря, но ни у одного не было наружного отита, подтвержденного врачом. Ретроспективное исследование сравнило 29 случаев с 29 контрольными, которые соответствовали возрасту и полу.

Авторы сделали следующие выводы из этих двух исследований:

1. Наружным отитом болеют лица младше 18 лет.
2. Горячий и влажный воздух является косвенной причиной наружного отита.
3. Плавание, вероятно, связано с наружным отитом, но что еще более важно, с продолжительностью плавания.
4. Наружный отит, вероятно, не связан с

бактериальными индикаторами качества воды, пригодной для рекреации, такими как фекальные кишечные палочки, энтерококки или *P. aeruginosa*. Поэтому, бактериальные индексы этих микроорганизмов малоинформативны в оценке потенциального риска приобретения наружного отита у пловцах, купающихся в этих водах.

5. *P. aeruginosa* является преобладающим изолятом в большей части случаев наружного отита; роль других микроорганизмов *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Staphylococcus*, *Enterobacter* должна быть изучена.

Одно из ограничений этого исследования - отсутствие информации относительно продолжительности плавания и, в частности, относительно дайвинга, что является решающей причиной при ушных инфекциях.

Другое исследование ассоциации ушных инфекций и купанием в бассейнах с различным качеством воды, было выполнено Simchen и соавт., (1984) [82] среди маленьких детей в кибуцах в Израиле. Это исследование сконцентрировалось на обнаружении наружного отита среди 346 детей в возрасте 3-6 лет после купания в бассейнах в 11 различных кибуцах. Дети купались почти каждый день в течение летних месяцев и были клинически обследованы местным медперсоналом. При этом учитывалось количество ныряний детей (дайвинга).

Информация о микробном качестве воды была очень ограниченной (небольшое число тестов на общие и фекальные колиформы, общее микробное число и остаточный активный хлор).

Результаты показали, что наружный отит был довольно сильно распространен среди купальщиков, вероятно, в связи с микробиологическими показателями. Однако, более сильная статистически значимая связь обнаружена среди детей, которые плавали в бассейнах с

водой плохого микробного качества. Среди дайверов показатель наружного отита был высок независимо от качества воды.

Это исследование подтверждает более ранние результаты, что ушные инфекции связаны с плаванием. Однако, здесь представлены убедительные свидетельства об увеличении заболеваемости с возрастанием частоты ныряния.

Бактериальная дизентерия.

Одна из наиболее исследованных вспышек, которая предоставляет ценную информацию о передаче бактериальной дизентерии купающимся в загрязненной сточными водами воде, произошла в 1976 году на 8-километровом протяжении реки Миссисипи ниже г. Dubuque (штат Айова) (Rosenberg и соавт., 1976) [83]. Из 45 изученных случаев 43 (96 %) заболевших консультировались с врачом, 18 (40 %) госпитализированы. 23 пострадавших купались в воде реки в течение трех дней после появления симптомов. Тринадцать из них плавали в парковой зоне, в воде которой средний уровень загрязнения по фекальным колиформам составил 17 500/100 мл. *Shigella sonnei*, судя по антибиограмме и типу колицина, изолирована у семи пловцов, а также из воды, в которой они плавали. Анализ «случай-контроль», ретроспективный, когортный еще 262 человек показал статистически значимую корреляцию инфекции с плаванием ($p \leq 0,001$), но не с питьем колодезной воды или с потреблением пищи. Болезнь была определена как диарея с лихорадкой и судорогами, появляющимися в течение трех дней. Заболеваемость среди пловцов в парке составляла 12 %. Наиболее высокий процент заболеваемости и корреляция наблюдались у детей и подростков (младше 20 лет), которым в рот попадала речная загрязненная вода.

У этих результатов есть некоторые ограничения, поскольку оценка качества воды произведена после окончания вспышки, а источники *Shigella* и индикаторных микроорганизмов в воде точно не установлены. Cabelli (1983) [22] утверждает, что, тем не менее, данная вспышка в определенной степени связана с плаванием в воде, загрязненной фекальными стоками. Что более важно, воздействие на здоровье произошло в отсутствие ухудшения запаха воды, чего было бы достаточно для предотвращения купания в загрязненной воде.

Это первое исследование об убедительной взаимосвязи плавания в загрязненной сточными водами воде и инфицированием бактериальной дизентерией. Исследования показали, что инфекция может быть вызвана приемом пищи, содержащей 10 - 100 бактерий. В этом исследовании показан значительный риск инфицирования пловцов с попаданием в рот и глотанием небольшого объема загрязненной воды во время купания.

Уровень фекальных коли-форм в реке Миссисипи (17 500/100 мл) приблизительно в 80 раз выше рекомендуемого американским EPA (200/100 мл) и в 9 раз выше регламента ЕЭС для фекальных коли-форм (2 000/100 мл).

Две вспышки бактериальной дизентерии, связанной с плаванием в загрязненной пресной воде, зарегистрированы CDC в 1983 году [84].

Из-за недостатка количественных эпидемиологических данных, связывающих риск для здоровья при купании в загрязненной морской воде с концентрацией индикаторных микроорганизмов, разработаны прогностические математические модели. Исходными параметрами служили минимальная инфекционная доза; отношение патогенов к индикаторным

микроорганизмам; ожидаемое количество воды, заглатываемой пловцом и уровни иммунорезистентности.

Первая модель выполнена Streeter в 1951 году на более ранних исследованиях Kehr и Butterfield (1943) [85] и основана на расчете ожидаемого риска попадания per os тифозной бактерии (*Salmonella typhi*). В этом исследовании они развивали предполагаемое отношение общих колиформ (ОКФ) к тифозным бактериям в сточных и поверхностных водах как функцию уровня заболеваемости брюшным тифом в популяции.

Например, согласно их оценкам, если уровень заболеваемости тифом - 10 случаев/10000, тогда соотношение *S. typhi* к ОКФ было бы 8:10⁶. Авторы предположили, что концентрация ОКФ в сточных водах остается более или менее постоянной, а концентрация патогенов - функция уровня заболеваемости, т.е. число людей, выделяющих патоген. Стандарт ОКФ 1 000/100 мл, принятый в Соединенных Штатах в 1950-х, базировался частично на анализе Streeter [65] и частично на понятии «достижимости» Scott (1951) [58].

Кабелли (1984) [62] подверг критике такие модели, и анализ Streeter [65], в частности, как непродуктивные в целом, так как они основывались на предположении о минимальной инфекционной дозе одного микроорганизма сальмонеллы как возбудителя брюшного тифа. Это на несколько порядков величины меньше дозы, полученной в исследованиях на волонтерах (Hornick и соавт. 1970) [86]. В любом случае, в настоящее время при почти полном исчезновении брюшного тифа в большинстве развитых стран потерял смысл оценки риска для здоровья купания в загрязненной морской воде в связи с этой инфекцией.

Автор [53] предпринял собственную попытку оценки риска для здоровья в связи с купанием в

загрязненной морской воде (Shuval, 1974) [61], которая включала следующие параметры.

Минимальная инфекционная доза.

Установлено, что для определенных энтеровирусов минимальная инфекционная доза для человека - всего одна тканевая инфекционная доза (Plotkin и Katz, 1967; Kowal и соавт., 1982; Shiff и соавт., 1984) [87-89].

По данным Cabelli (1983) [22] самыми вероятными этиологическими агентами желудочно-кишечных инфекций, связанных с купанием, являются ротавирус и/или вирус Norwalk. Предполагается, что эти агенты в высоких концентрациях очень вирулентны и имеют низкую минимальную инфекционную дозу. В первоначальной оценке автор (Shuval, 1974) [61] предположил, что только 1 из 10, кто глотает один вирион, инфицируется и только у 1 из 10 развиваются клинически обнаружимое заболевание. Таким образом, только 1 % из проглотивших минимальную инфекционную дозу, на самом деле заболеет. С опасным патогенным вирусом и для очень восприимчивой младшей возрастной группы (до 10 лет) это может быть 1 к 10.

Отношение патогенов к индикаторным организмам.

Автор установил, что у ОКФ намного более быстрый уровень отмирания в морской воде, чем у энтеровирусов. Если исходное соотношение энтеровирусов к ОКФ в неочищенных сточных водах составляет 1:100 000 или 1:10 000, то в морской воде на расстоянии 1,5 км от выводного канализационного коллектора это соотношение составляет 1:1000 или меньше (Fattal и соавт., 1983; Shuval, 1972) [61, 90] из-за более быстрого уровня отмирания кишечных палочек.

В первоначальной оценке автор принял отношение определенного вируса, как этиологического агента

связанной с купанием инфекции, к ОКФ 1:10000. С отмиранием кишечных палочек это соотношение может быть увеличено до 1:1000 в зоне купания береговой линии.

По мнению автора такое же соотношению может быть характерно для энтерококков в зоне морского купания - 1:1000. Однако Cabelli (1983) [22] высказывает мнение, что концентрация опасных ротавирусов в сточных водах и морской воде может быть весьма высокой и соотношение их с энтерококками может быть 1:100 или 1:10.

Объем воды, глотаемой пловцами.

Mechalas и соавт. (1972) [90] предположили, что 10 мл – это средний объем воды, заглатываемой пловцами во время плавания. Согласно Steiniger (1954) [91] в бассейнах с высококачественной пресной водой Германии эта цифра составляет 50 мл. Есть индивидуальные различия в климатических зонах. Например, ребенок, проводящий день на теплом средиземноморском пляжном курорте, может провести в воде 2-4 часа и глотать 100 мл морской воды в течение дня. В то время как купальщик в более холодном скандинавском курорте проведет намного меньше времени в воде и, соответственно, будет глотать намного меньше воды. Предполагается, что купальщики глотают приблизительно 10 мл в день.

Гипотетический риск заболевания.

На основе вышеупомянутых предположений можно вычислить диапазон гипотетического риска заражения и/или болезни при однократном воздействии воды в загрязненной зоне купания с любой концентрацией индикаторного микроорганизма.

Принятие внутрь морской воды с концентрацией энтерококков 100/100 мл; с соотношением опасных вирусных патогенов к энтерококкам 1:100; при минимальной инфекционной дозе 1; принимая во

внимание, что 10 % из восприимчивой возрастной группы до 10 лет заболевает; при среднем объеме глотаемой купальщиками морской воды 10 мл; можно вычислить, что в среднем будет одна вирусная инфекционная доза на 100 мл морской воды и что один из 10 человек получают внутрь эту инфекционную дозу. Из них только 10 % заболеет. Таким образом, согласно этой модели 1 % пловцов (до 10 лет) может заболеть в результате разового дневного воздействия купания в воде с концентрацией энтерококков 100/100 мл. Если предположить, что соотношение вирусов к энтерококкам 1:10, а не 1:100, как принято в первом вычислении, то 10 % пловцов заболели бы в результате разового дневного контакта. От вышеупомянутого гипотетического расчета можно предположить, что риск заболевания для детей после разового воздействия купания в морской воде со 100 энтерококками/100 мл колеблется в диапазоне 1-10 %.

Все вышеупомянутое является только гипотетическими расчетами оценки риска. Однако, это дает возможность измерения риска для здоровья, связанного с купанием, в загрязненных сточными морскими водах, и этот риск может коррелировать с концентрацией надежного индикаторного бактериального микроорганизма. Проверка этого предположения тогда (1974 год) не была доступна.

Лишь ограниченное число эпидемиологических исследований посвящено поиску ответа на вопрос, есть ли корреляция между риском для здоровья (т.е. талассогенным заболеванием) и концентрацией определенных микробных индикаторов загрязнения вод.

Первое систематическое проспективное эпидемиологическое исследование, имеющее дело с рекреационным водно-обусловленным заболеванием, в котором использовалась концентрация микроорганизма-

индикатора в качестве ключевой переменной, было выполнено Stevenson (1953 год) и его коллегами в U.S. Public Health Service.

Проведено три исследования. Первое касалось двух побережий озера Мичиган вблизи Чикаго. Второе исследовало показатели заболеваемости лиц в двух локациях: жителей Кентукки и близлежащего загрязненного пляжа на реке Огайо. Третье исследование проводилось на двух морских побережьях в проливе Лонг-Айленд: один в New Rochelle, Нью-Йорк, и другой в Mamaroneck, Нью-Йорк.

Главное заключение состояло в статистически значимом превышении ($P=0,01$) заболеваемости среди купальщиков после купания в пресной воде в Чикаго и вдоль реки Огайо с концентрацией ОКФ порядка 2 400/100 мл. Кроме того, исследователи обнаружили превышение заболеваемости, особенно уха, носа и инфекционных болезней горла среди неумеющих плавать лиц независимо от качества воды, пригодной для купания и плавания. Авторы объяснили это, заявив, что «вода - неправильная природная среда для человека независимо от ее бактериального качества» (Stevenson, 1953) [25].

Moore (1974) [60] и Cabelli (1983) [22] в подробных критических анализах подвергли сомнению полученные результаты.

Несмотря на это, National Technical Advisory Committee (NTAC) Federal Water Pollution Control Administration (FWPCA), которое было предшественником EPA, сделало следующее заключение (NTAC, 1968 [92]):

«Исследования на озере Мичиган и реке Огайо показали эпидемиологически значимое воздействие на здоровье при уровнях кишечных палочек 2 300-2 400/100 мл. В работе по реке Огайо установлено, что фекальные коли-формы (ФКФ) составляли 18 % ОКФ. Это указывает,

что «поддающееся обнаружению» воздействие на здоровье может произойти при уровне ФКФ порядка 400/100 мл. Уровни вирусного загрязнения вторично очищенных сточных вод составляет 1 БОЕ/мл при соотношении 1 вирус на 10 000 ФКФ. У воды для купания при уровне ФКФ 400/100 мл, можна ожидать 0,02 вируса/100 мл (1 вирус на 5 л)».

На основе этого анализа рекомендовано следующее: «Фекальные коли-формы (ФКФ) должны использоваться в качестве индикаторных микроорганизмов для оценки микробиологической пригодности вод для отдыха и спорта. Содержание ФКФ в таких водах не должно превышать в среднем 200/100 мл, при этом не более чем 10 % образцов в любой 30-дневный период не должны превышать 400/100 мл».

Позже (1976) U.S. EPA приняло эту рекомендацию несмотря на более раннюю оценку рабочей группы Национальной Академии наук в 1972 году, которая пришла к заключению, что «определенные рекомендации относительно присутствия или концентрации микроорганизмов в воде для купания сделать невозможно из-за недостатка валидных эпидемиологических данных». Этим заявлением Национальная Академия наук отклонила валидность исследования Стивенсона.

Mood and Moore (1976) [55] проанализировали это исследование следующим образом.

С 1953 по 1959 гг. British Public Health Laboratory Service во главе с Dr. Brandon Moore (1959) выполнило масштабное бактериологическое и эпидемиологическое исследование купания в прибрежных водах, загрязненных сточными водами. Установлены 4 случая паратифа из более чем 3 000 случаев этой инфекции за рассматриваемый период у детей, играющих на двух чрезвычайно загрязненных пляжах из более чем 40

исследованных побережий. На одном пляже отобраны и исследованы в общей сложности 348 образцов воды, на другом 51. Средние уровни ФКФ в обоих случаях составили 7000/100 мл. В заключении отмечено, что «купание в загрязненной сточными водами морской воде несло только незначительный риск для здоровья, даже на пляжах, которые являются эстетически неудовлетворительными», и что этот риск был, вероятно, связан со случайным контактом с зараженными людьми.

Ранее, методология и заключения Moore были подвергнуты критике, прежде всего потому, что отсутствовала следующая информация: вошли ли так называемые «купальщики» на самом деле в воду с погружением головы, что действительно подвергает их единственному реальному риску, связанному с купанием, связанным с произвольным заглатыванием воды (Shuval, 1974) [61]. Установлено, что, «подверженность риску варьируется значительно среди посетителей пляжей, так как некоторые могут плавать энергично в течение многих часов, глотая значительные объемы воды, в то время как другие едва смачивают свои лодыжки».

Остается вопрос, были ли Moore и его коллеги правы в своих рекомендациях общественности в целом: «... купание в загрязненной сточными морской воде несет только незначительный риск для здоровья даже на пляжах, которые являются эстетически очень неудовлетворительными» (P.H.L.S., 1959); «у микробиологических стандартов вод для купания мало научной валидности»; «... необходима проверка соответствия такого стандарта потребностям здравоохранения» (Moore, 1974) [61].

Эти заключения и рекомендации от признанного авторитетного ученого оказали значительное влияние во многих странах. Они привели к уменьшению поддержки

регулирования и контроля загрязнения сточными водами пляжей. В одном случае, автор [53] был личным свидетелем того, как мэр крупнейшего города в Израиле успешно использовал рекомендации Мура, препятствуя ограничения на общественное купание на многих сильно загрязненных пляжах в его городе.

Сомнительно также, можно ли заключения Мура для относительно прохладных пляжей в Великобритании распространить на Средиземное море, где очень молодые и очень восприимчивые купальщики часто часами находятся в воде с глотанием значительных объемов воды.

Очевидно, что только хорошо разработанное, валидное и крупномасштабное эпидемиологическое исследование всех затронутых вопросов могло наконец решить эту проблему.

В 1972 году Cabelli и его коллеги из U.S. EPA начали крупномасштабное проспективное эпидемиологически-микробиологическое исследование, которое включало морскую и пресную воду. Исследование, которое охватило шестилетний период, в конечном счете включало приблизительно 26 000 лиц в 3 локациях США - Нью-Йорк (Нью-Йорк); озеро Pontchartrain, Новый Орлеан (Луизиана); Бостонская Гавань (Массачусетс). Дополнительное исследование проводилось в Александрии (Египет). Все американские исследования использовали максимально идентичную методологию для преодоления многих уязвимых нюансов, показанных в исследованиях Stevenson и Moore, упомянутых ранее.

Cabelli (1983) [22] описал характеристики дизайна, которые сделали их исследование уникальным, следующим образом.

Участники опрашивались приблизительно 7-10 дней спустя путем телефонного или личного интервью

(почтовые анкеты, как показал предыдущий опыт, давали неудовлетворительный результат) относительно симптоматологии, которая развивалась после плавания. Другие особенности дизайна включали следующее:

1. Классифицированы как пловцы были только те лица, отверстия верхней части тела которых были подвергнуты воздействию воды природного происхождения с учетом продолжительности плавания. В качестве контроля использована неплавающая группа лиц.

2. Воздействие было ограничено единственным днем или самое большее двумя последовательными днями в выходные. Это максимизировало размер исследованного населения, но ограничило период наблюдения болезни 8-10 днями. Эта особенность исследования облегчила анализ данных «по дням», устранив, таким образом, эффект ежедневной изменчивости в уровнях загрязнения. Однако это устранило болезни с инкубационными периодами свыше девяти дней, особенно инфекционный гепатит (это было частью египетского исследования).

3. Воздействие изменчивости в загрязнении в зависимости от времени в течение дня, прежде всего, относящееся к влиянию приливов, не могло быть устранено. Однако за первые два года исследования в Нью-Йорке, была предпринята попытка минимизации этого влияния, путем выборки даты, когда минимальный прилив совпадал с пиковыми периодами использования пляжей (обычно с 11:00 до 17:00).

4. Население было демографически подобно по возрасту, полу, этническим и расовым признакам.

5. Респондентов опросили, оставались ли они дома в постели или обратились за медицинской помощью. Эта информация использовалась, чтобы учесть нетрудоспособность.

6. Была создана система валидации желудочно-кишечной (GI) симптоматологии. Очень вероятные признаки GI (HCGI) были определены как: (1) рвота, (2) диарея с лихорадкой как достаточная причина нетрудоспособности (человек остался дома, находился в постели или обратился за медицинской помощью или (3) боль в желудке или тошнота, которые сопровождалась лихорадкой. Уровни для признаков HCGI были вычислены по сравнению с уровнями для полных признаков GI, чтобы определить сходство тенденции.

7. Анкета включала информацию о раздражениях и проблемах кожи, верхних дыхательных путей, глаз и ушей.

Пробы воды были отобраны в стерильные бутылки чуть ниже поверхности воды периодически в течение времени, когда люди были в воде, в 2-3 местах вдоль берега; в целом 3-4 образца были отобраны с 11:00 до 17:00, то есть в период максимального плавания. Образцы были протестированы в течение шести часов после отбора.

Индикаторные микроорганизмы включали колиформы, *E. coli*, *Klebsiella enterococci*; *C. perfringens*; *Bifidobacteria*; *Coliphage*; *C. albicans*; *P. aeruginosa*; *A. hydrophila*; *V. parahaemolyticus*; *Salmonella* и энтеропатогенную кишечную палочку. Определен также химический индикатор в виде копростерина фекалий.

Результаты отчета (1983) EPA Cabelli и соавт. (1983) [22] кратко обобщили следующим образом:

«Результаты ясно показывают, что риск гастроэнтерита, связанного с плаванием в морских водах, загрязненных городскими сточными водами, связан с качеством воды в виде среднего индекса энтерококка в воде. Кроме этого, риск можно обнаружить в чрезвычайно низких уровнях загрязнения. Согласно критериям Hill (1965) [45] относительно ассоциации (association) и

случайности (casuality) можна заключить следующее. Во-первых, ассоциация - высокая; в некоторых испытаниях связанный с плаванием уровень гастроэнтерита был в три - четыре раза больше, чем у неплавающих. Во-вторых, была последовательность в ассоциации, при которой она наблюдалась в нескольких локациях за несколько лет. В-третьих, ассоциация между кишечной инфекцией и фекальным загрязнением разумна по своей природе. В-четвертых, ассоциация последовательная, так как есть прецедент для таких соотношений с другими водными маршрутами передачи, т.е. при потреблении моллюсков и питьевой воды».

«Было также понятно, что энтерококки как индикаторные микроорганизмы лучше всего коррелируют с плаванием и связаны с гастроэнтеритом. Для полученной ассоциации важны две существенные характеристики индикатора: последовательность фекального происхождения и «хорошее» выживание во время очистки сточных вод и трансфера в водной среде. Из исследованных индикаторов энтерококки и *E. coli* лучше всего удовлетворяют первому требованию: из этих двух у энтерококков есть лучшие характеристики выживания, хотя их удельный вес в неочищенных или обработанных сточных водах на 1-2 порядка меньше, чем *E. coli*».

Коэффициент корреляции в нью-йоркском фрагменте исследований между очень вероятными желудочно-кишечными симптомами (HCGI) и концентрацией энтерококков в воде для купания был $r = 0,96$ ($P = 0,001$), для других потенциальных индикаторов был следующим: *E. coli* – 0,58; ОКФ – 0,65; ФКФ - 0,51. Данные для всех американских исследований дали $r = 0,75$ для энтерококка и $r = 0,54$ для *E. coli*.

В 1979 году Dufour (1984) из EPA [93] начал другие исследования в Tulsa (Оклахома) и Erie (Пенсильвания).

Эти исследования были закончены в 1982 году. Как и в предыдущих исследованиях была найдена сильная корреляция между признаками HCGI и энтерококком ($r = 0,774$) и *E. coli* ($r = 0,804$). В этом случае также практически отсутствовала ассоциация между ФКФ и плаванием, связанным с гастроэнтеритом ($r = 0,081$).

На основе результатов этих исследований Cabelli и соавт., (1983) [22] обобщили соотношения между удельными весами энтерококков в морской воде и воздействием на здоровье, из которых может быть развит количественный критерий морских рекреационных вод. Это показано на рис. 2.6.

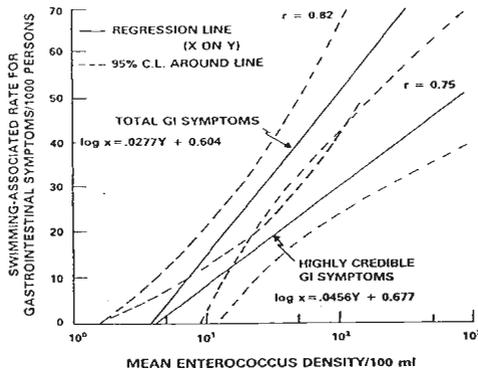


Рис. 2.6 Критерии воздействия на здоровье морских вод, пригодных для отдыха и спорта, в соответствии с эпидемиологически-микробиологической программой USEPA. Критерии X на линиях регрессии Y средней концентрации энтерококка в воде в связи с ростом желудочно-кишечных симптомов.

Как видно на рис. 2.6, линии регрессии для связанных с плаванием желудочно-кишечных симптомов и удельный вес энтерококков приближается к нулю для

уровня заболеваемости. Cabelli (1983) [22] интерпретирует это тем, что патогены исчезают при концентрациях ниже минимальной инфекционной дозы прежде, чем энтерококки больше не будут обнаруживаться в образце воды объемом 100 мл. Это не применимо для *E. coli*.

Хотя исследования Cabelli (1983) [22] не лишены недостатков, они являются одними из наиболее тщательно разработанных и выполненных исследований, что обеспечило основание для выводов и рекомендаций.

В 1977 году группа экспертов ВОЗ и ЮНЕП в рамках Скоординированной программы контроля и изучения загрязнения Средиземного моря (MED POL), (WHO/UNEP, 1977) предложили рекомендации для проведения эпидемиологически-микробиологических исследований по развитию критериев качества воды, пригодной для рекреации. Профессор V.J. Cabelli, на основе его опыта, являлся ведущим экспертом при разработке этих рекомендаций. Главная цель состояла в развитии методологии, которая обеспечит адекватные эпидемиологические данные для обеспечения качества воды, пригодной для рекреации согласно критериям, которые преодолели недостатки предыдущих исследований [94]. Эти рекомендации были обновлены и изменены консультациями WHO/UNEP в части корреляции между качеством прибрежных вод и воздействием на здоровье (Фоллоника, Италия, октябрь 1985 года).

V.J. Cabelli (1983) [22] в своих исследованиях развивал данные для линий регрессии, для полных признаков GI и для "очень вероятных" признаков GI (HCGI) (т.е. тошнота, рвота, диарея и боль в желудке). ЕРА использовало в развитии линии регрессии, используемых в предложенной диаграмме критериев (рис. 2.7).

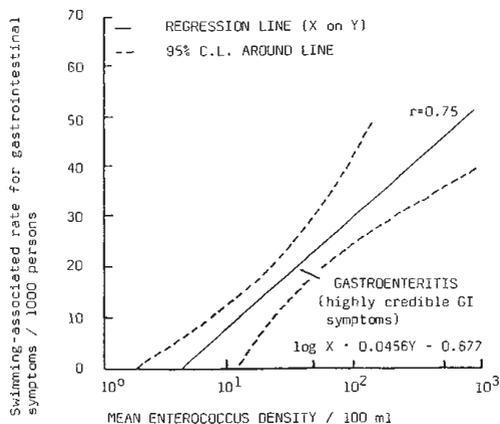


Рис. 2.7 Рекомендуемый критерий воздействия на здоровье морских вод, пригодных для отдыха и спорта.

В 1984 году американское ЕРА предложило проект критериев, который обеспечивает «руководство для удельных плотностей индикаторных бактерий, которые обеспечивают различные уровни защиты от рисков желудочно-кишечной инфекции от плавания в загрязненных сточными рекреационных водах. Эти критерии могут сформировать основание для осуществимых стандартов качества воды».

Документ отмечает: исследования ЕРА продемонстрировали, что «у энтерококка есть намного лучшая корреляция со связанной с плаванием инфекцией в морских и пресных водах; ФКФ и *E. coli* имеет корреляцию в пресной воде, равную энтерококку, но не коррелируют в морской воде».

Дальнейшие рекомендации ЕРА USA состояли в следующем: уровень 200 ФКФ/100 мл, уровни риска 15 случаев желудочно-кишечной болезни на 1 000 пловцов в морских водах и 6 на 1 000 пловцов в пресной воде.

ЕРА предложены новые критерии:

- морская вода 3 энтерококка / 100 мл
- пресная вода 20 энтерококков / 100 мл или 77 *E.coli* / 100 мл

С публикацией новых количественных рекомендаций для морских вод, пригодных для отдыха и спорта, EPA USA подтвердило согласие с результатами исследований и рекомендаций V.J. Cabelli.

Таким образом, результаты вышеизложенных исследований представили убедительные доказательства, что купание в морской или пресной воде, загрязненной сточными водами, может вызвать значимый рост желудочно-кишечных инфекций, при этом уровни заболеваемости в высокой степени коррелируют с энтерококками и *E. coli*. Это позволяет на основе высказанных эпидемиологических доказательств обосновать критерии качества, рекомендации и стандарты для морских вод, пригодных для отдыха и спорта.

Цель статьи [6, введение] состояла в оптимизации более ранних оценок автора (Shuval, 1999) [95] с целью разработки более совершенной методологии оценки глобального бремени болезни (global burden of disease - GBD) инфекционных патологий, связанных с загрязнением сточными водами морской среды. Следует оговориться, что здесь приведен только тот фрагмент статьи, который связан с влиянием на здоровье рекреационных вод.

Глобальное бремя болезни - новый количественный подход для оценки социально-экономического воздействия болезни. В целях этого исследования уровни каждого из отрицательных воздействий на здоровье человека, связанных с загрязненной морской средой, оценивали с точки зрения понятия глобального бремени болезни, измеряемого в единицах DALY (disability-adjusted life year - годы жизни, скорректированные по

нетрудоспособности), предложенный ВОЗ и Всемирным банком (World Development Report 1993; Murray, Lopez 1996) [96, 97].

В определение GBD включено: (а) потери от преждевременной смерти, которая определена как различие между фактическим возрастом, когда произошла смерть, и средней вероятной продолжительностью жизни населения того же возраста с низкой смертностью; и (b) лет потери здоровой жизни в связи с нетрудоспособностью.

Следует сказать, что команда экспертов ВОЗ, возглавляемая доктором Murray, постоянно совершенствует методологию оценки GBD и DALY. Версия, представленная в данной статье [6, введение], является их ранее упрощенным подходом для ориентировочной предварительной оценки на основе ограниченных данных, доступных для этого исследования. Вероятно, в будущем это будет стимулировать получение лучших оценок болезни и воздействия на различное население.

Конечная цель этого исследования должна стимулировать разработку модели, которая предоставит возможность странам и/или регионам сделать оценки GBD как надежного и рационального инструмента для развития регионального и общественного здравоохранения, программ профилактики болезней, вызванных загрязнением сточными водами морской среды.

Ценность одной жизни, потерянной преждевременно в 20 лет, по оценкам различных авторов и в разных странах, варьировалась по стоимости от 50 000 до 50 000 000\$. Для этого исследования считается, что экономическая потеря одного продуктивного года жизни или один DALY, составляет приблизительно 4 000\$.

Инфекционные заболевания, связанные с купанием/плаванием в загрязненных сточными водами морских прибрежных водах

Эпидемиологический фон

В настоящее время существует достаточно эпидемиологических доказательств того, что кишечные/желудочно-кишечные и респираторные заболевания могут быть связаны с купанием/плаванием в морских прибрежных водах, загрязненных патогенными микроорганизмами - фекальными бактериями и вирусами, источником которых являются бытовые сточные воды (Fattal и др. 1987; WHO 1998; Pruss, 1998) [1, 19, 98].

Доказательства 22 проспективных эпидемиологических исследований согласно анализу ВОЗ подтверждают, что уровень определенных кишечных и респираторных инфекций и болезней среди купальщиков по сравнению с неподвергнутыми некупальщиками постоянно увеличивается с возрастанием концентраций микроорганизмов-индикаторов фекального загрязнения по зависимости «доза-эффект». Эти исследования свидетельствуют, что купальщики сталкиваются с избыточным риском кишечного и респираторного заболевания по сравнению с контролем даже при низком уровне загрязнения прибрежных вод, качество которых соответствует текущим микробным стандартам Европейского союза ЕЭС (1976) и US EPA (1986). Зависимости «доза-эффект», представленные в этих исследованиях, обеспечивают прочное основание для оценки риска инфекции и болезни среди морских купальщиков как функцию микробного качества воды. Следует сказать, что множество энтеровирусов, переданных фекально-оральным путем, могли вызвать и кишечные, и респираторные симптомы. В то время, как ушные и глазные инфекции часто связываются с

плаванием и купанием в морской и пресной воде, есть минимальные доказательства их связи с концентрацией фекальных индикаторных микроорганизмов или патогенами, происхождение которых связано со сбросом сточных вод в морские воды. Считалось, что взрослые пловцы могут глотать приблизительно 10-100 мл морской воды за 20-30 минут энергичного плавания, в котором они погружают голову в воду, в то время как дети могут глотать еще большие количества воды.

В целях этой оценки предполагалось, что большинство купальщиков во всем мире подвергнуто воздействию морских вод с чередующимися от среднего до низкого уровнями загрязнения сточными водами, которые, тем не менее, соответствуют более или менее текущим приемлемым микробным рекомендациям и стандартам (Council Directives concerning the Quality of Bathing Water of the European Economic Communities, EEC 1976; Ambient Water Quality Criteria of the US Environmental Protection Agency, USEPA 1986). Автор [6, введение] называет такие пляжи «приемлемыми». Термин «приемлемый» подразумевает только то, что эти воды, пригодные для отдыха и спорта, соответствуют рекомендуемым стандартам и рекомендациям и считаются приемлемыми большинством органов здравоохранения. Самые вероятные эпидемиологические исследования риска болезни в связи с воздействием индикаторных микроорганизмов после купания и плавания в загрязненной морской прибрежной воде, которые основаны на рандомизированных контролируемых клинических исследованиях волонтеров, выполнены Kay и соавт. (1994) и Fleisher и соавт. (1998) [10, 99].

Эти исследования были приняты ВОЗ и ее Научным Консультативным комитетом, как самые вероятные и точные и полностью корреспондируются с 22 другими

исследованиями. Они использовались в качестве основания для подготовки проекта «Guidelines for Safe Recreational-Water Environments» (ВОЗ, 1998). Исследования Кау и соавт. (1994) [10] и Fleisher и соавт. (1998) [99] установили, что среди взрослых 18 лет и старше, кто активно купался и погружал голову в «приемлемых» морских водах (и, по-видимому, глотал немного морской воды), уровень загрязнения которой коммунально-бытовыми сточными водами низкий, есть значительное количество избыточных случаев гастроэнтерита и острых лихорадочных респираторных инфекций (AFRI). Средняя продолжительность болезни в зависимости от тяжести колебалась от 4 до 8 дней, приблизительно 7-26 % сообщили о потере 1 - 3 дней нормальной жизнедеятельности, включая отсутствие на работе, 4 – 22 % обращались за медицинской помощью (Fleisher и соавт. 1998) [99].

Каков относительный риск избыточного случая гастроэнтерита и AFRI от морского купания в загрязненных фекальным материалом водах?

ВОЗ (1998) установила следующее: купание в «приемлемых» морских водах со средней концентрацией 50 фекальных стрептококков/100 мл (уровень 95%-ной вероятности), означает, что для каждого 100 здоровых взрослых людей, подвергнутых единственному воздействию купания в таких морских прибрежных водах в умеренных климатах, будет пять клинических случаев избыточной кишечной болезни. На основе эпидемиологических исследований Кау и соавт. (1994) [10] и Fleisher и соавт. (1998) [99] и других подобных исследований, можно также считать, что есть значительные уровни избыточной AFRI в среднем в 2 % среди местных взрослых купальщиков в прибрежных водах, соответствующих «приемлемым» микробным

стандартам и рекомендациям в умеренных климатах. На основе консультаций с клиницистами установлено, что 1 % взрослых и 5 % младенцев и детей, заболевший AFRI после плавания/купания в загрязненной воде, получают риск развития более серьезных инфекций нижних дыхательных путей (LRTI). По данным Murray & Lopez (1996) [97] эти эпизоды LRTI могут включать в среднем приблизительно 90-100 дней болезни/нетрудоспособности и/или отсутствия на работе с уровнем серьезности нетрудоспособности 0,28 (в масштабе 0-1). Далее Murray & Lopez (1996) [97] оценили, что 0,35 % младенцев в возрасте 0-4 года в результате LRTI, получит серьезные отдаленные легочные осложнения, такие как хронический бронхит и эмфизема с уровнем серьезности нетрудоспособности 0,1 за период 60 лет. Приблизительно 0,3 % случаев среди таких младенцев могут быть летальными.

Необходимо сделать много экстраполяций и упрощений этих оценок риска, чтобы охватить полный спектр населения после купания в море в зависимости от окружающих условий. Они включают купание в прибрежной зоне без загрязнения или купание на очень загрязненных пляжах. Это также включает оценки для детей и иностранных туристов, которых считают более восприимчивыми, чем местные здоровые взрослые с определенной степенью резистентности к местным эндемичным инфекционным болезням.

Резюме предположений и оценка избыточных случаев гастроэнтерита/респираторного заболевания, вызванных купанием в морской воде для иностранных туристов и местных жителей состоит в следующем.

Местные жители.

Для взрослых 50 % местной прибрежной популяции:

- Незагрязненные пляжи - избыточные случаи гастро/респираторных болезней от купания - нулевые.
- Приемлемые пляжи - 5 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 2 %-е AFRI от морского купания.
- Загрязненные пляжи - 10 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 4 %-й AFRI от морского купания.
Для детей 50 % местной прибрежной популяции:
- Незагрязненные пляжи - избыточные случаи гастро/респираторных болезней от купания - нулевые.
- Приемлемые пляжи 7,5 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 3 %-й AFRI от морского купания.
- Загрязненные пляжи 15 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 6 %-й AFRI от морского купания.
Иностранные туристы.
Для взрослых 50 % иностранцев на пляже:
- Незагрязненные пляжи - избыточные случаи гастро/респираторных болезней от купания - нулевые.
- Приемлемые пляжи 7,5 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 3 %-й AFRI от морского купания.
- Загрязненные пляжи 15 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 6 %-й AFRI от морского купания.
Для детей 50% иностранцев на пляже:
- Незагрязненные пляжи - избыточные случаи гастро/респираторных болезней от купания - нулевые.
- Приемлемые пляжи 11,25 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 4,5 %-й AFRI от морского купания.
- Загрязненные пляжи 22,5 %-е избыточные случаи гастроэнтерита и 9 %-й AFRI от морского купания.

Глобальная оценка купания в море (дней воздействий/год)

Один из более трудных параметров глобальной оценки является число дней купания в море или воздействий/год. Всемирная организация по туризму (ВТО) собрала официальные национальные статистические данные по прибытию туристов для 40 самых популярных мест отдыха, которые составили 635 миллионов в 1998 (исключая посетителей того же дня) (WTO, 1999) [100].

Местный туризм не включен в официальную статистику ВТО, но, как оценивают эксперты ВТО, он в целом в 10 раз больше иностранного туризма, особенно за счет посещения семьями пляжных курортов (Yunis, 1999) [101].

На основе опыта ВТО считалось, что только приблизительно 15 % полных туристических дней потрачены при купании на курортах (Yunis, 1999) [101]. На основе консультаций с экспертами ВТО и экстраполяциями из нескольких источников получена предварительная оценка, что по всему миру в год морские купания длятся приблизительно два миллиарда дней.

Согласно оценок риска и вышеизложенных предположений, расчетная оценка общего количества случаев гастроэнтерита вследствие плавания/купания в загрязненной сточными водами прибрежной воде составляет 120 312 000 клинических случаев/год.

На основе данных Кау и соавт. (1994) [10] и Fleisher и соавт. (1998) [99] были сделаны следующие предположения:

Следует иметь в виду 4 дня болезни/постельного режима за случай.

Фактор уровня нетрудоспособности = 0,05 для случаев легкой формы гастроэнтерита (фактор уровня нетрудоспособности варьируется от 1 для полной

нетрудоспособности или смерти до 0,05 для наиболее умеренных форм болезни).

Таким образом, предполагаемый глобальный ежегодный DALY от желудочно-кишечной болезни, связанной с купанием в прибрежных водах, загрязненных сточными водами, составляет 65924 (\approx 66000 DALY).

DALY от респираторного заболевания после купания в загрязненной морской воде.

Предполагаемое ежегодное количество случаев AFRI и LRTI:

Полный AFRI = 48 125 000 случаев в год.

Полный LRTI = 1 636 250 случаев в год.

LRTI хронические осложнения только среди детей = 1 444 случая в год.

Смертельные случаи LRTI только среди детей = 1 444 случая в год.

Для расчета DALY были сделаны следующие предположения.

Следует иметь в виду 6 дней болезни/постельного режима за один случай AFRI (по данным Кау и соавт. (1994) [10] и Fleisher и соавт. (1998) [100]) и 90 дней для LRTI (по данным Murray & Lopez, 1996).

Фактор нетрудоспособности для эпизодов AFRI = 0,05.

Фактор нетрудоспособности для эпизодов LTRI = 0,28 (Murray, Lopez, 1996).

Фактор нетрудоспособности для осложнений LTRI = 0,1 (Murray, Lopez 1996).

Расчетные DALY для респираторного заболевания:

Эпизоды AFRI: 39555 DALY.

Эпизоды LTRI: 11297 DALY.

Хронический LTRI: 5776 DALY.

Смерть LTRI: 57760 DALY.

Полный DALY от AFRI/LTRI = 114398, округленно 114000 DALY.

Таблица 2.5

Резюме полного глобального DALY заболевания в связи с морским купанием

Тип болезни	DALY
Желудочно-кишечные инфекции	66,000
AFRI и LTRI	114,000
Общее количество	180,000

Загрязненные пляжи, связанные с риском инфекционных болезней, могут оказывать еще большее экономическое влияние на туризм, особенно при интенсивном загрязнении морской среды. Побережья курортов, имеющие «плохую репутацию» из-за неудовлетворительной санитарии и связанным с этим риском заболевания, столкнуться с сокращением числа туристов.

Вычисление GBD с точки зрения DALY.

На основе вышеупомянутого можно сделать оценку GBD в единицах DALY в связи с инфекционными кишечными и респираторными заболеваниями после купания в загрязненных сточными водами прибрежных пляжных курортах. Как показано выше, эта оценка основана на многих предположениях, так как полное изложение многих исходных факторов может быть оценено только ориентировочно.

Воздействие на экономику.

Глобальные финансовые потери в связи с болезнями по причине купания/плавания в загрязненных сточными водами прибрежных водах могут быть оценены (в

долларах США) 4,000/DALY или 724,000,000 \$/год, округленно 700,000,000 \$/год.

Эта работа представляет предварительную оценку величины GBD, связанного с плаванием/купанием в загрязненных сточными водами прибрежных водах. Однако, эту оценку можно рассматривать как основание для определения порядка величины этих проблем, которые имеют, несомненно, глобальный характер и у которых есть серьезное влияние на здоровье населения и экономические последствия в многомиллиардном диапазоне ежегодно. Таким образом, сформулирована проблема, достойная включения в глобальную повестку дня предотвращения и контроля загрязнения моря.

Ранее [102] мы сделали попытку обобщения результатов эпидемиологических исследований по влиянию рекреационных вод на здоровье населения. Мы основывались на работах [103-112] Центра контроля и профилактики заболеваний Агенства 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. 2.8 – 2.11. Как видно на рис. 2.8, 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).

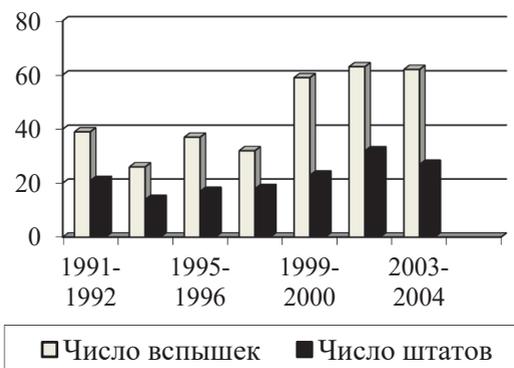


Рис. 2.8 Динамика вспышек водно-обусловленных инфекций, связанных с использованием рекреационных вод, в США за период с 1991 по 2004 гг.

Относительно общего числа пострадавших (рис. 2.9) следует 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 г.г., когда в двух больших вспышках криптоспоридиоза заболело 8 449 лиц. Более подробный анализ вспышек с акцентом на гастроэнтероколиты (ГЕК) выясненной этиологии и дерматиты (рис. 2.10.) позволил установить следующее. Для ГЕК: 1991-1992 г.г. – возбудители *Giardia* или *Cryptosporidium*, включая 3 вспышки, связанные с хлорированной, отфильтрованной водой бассейнов; 1995-1996 г.г. - 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 г.г. – 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 г.г. – псевдомонады; 1993-1994 г.г.- псевдомонады в горячих ваннах или бассейнах; 1997-1998 г.г. - 7 из 8 связаны с использованием горячих ванн или бассейнов; 1999-2000 г.г. - 12 (80,0 %) из 15 были связаны с горячими ваннами или бассейнами; 2001-2002 г.г. - 20 (95,2 %) из 21 вспышек были связаны с минеральными водами на курортах или использованием бассейнов.

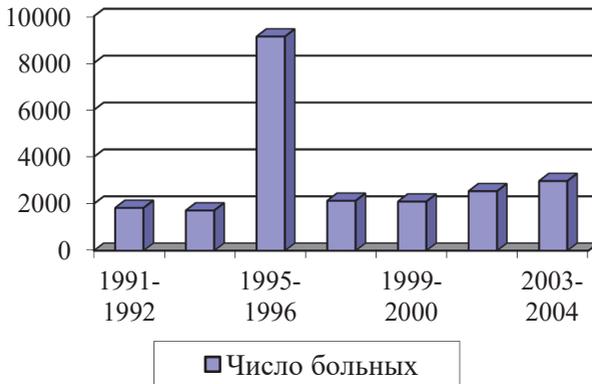


Рис. 2.9 Число пострадавших (тыс. чел.) в результате вспышек водно-обусловленных инфекций, связанных с использованием рекреационных вод, в США за период с 1991 по 2004 гг.

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

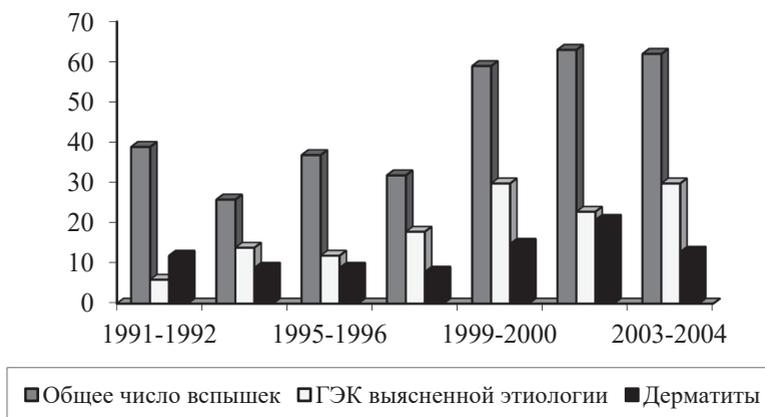


Рис. 2.10 Удельный вес ГЭК выясненной этиологии и дерматитов в структуре вспышек водно-обусловленных инфекций, связанных с использованием рекреационных вод, в США за период с 1991 по 2004 гг.

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. 2.11). Важными источниками заражения как для обработанных, так и необработанных рекреационных вод были сами купальщики.

В обстоятельном (260 стр.) обзоре литературы [113] автор, Kathy Pond, дает подробную характеристику микроорганизмам-контаминантам рекреационных вод, которые могут вызвать серьезные постинфекционные последствия. Проведены идентификация и количественный анализ рекреационных вод. Освещена структуру осложнений инфекций после воздействия рекреационных вод и представлена методика

систематизации рейтинга опасности для здоровья. Представлена информация об определенных бактериальных, протозойных, вирусных патогенах и трематодах с использованием критериев, а также определен уровень взаимосвязи передачи каждого патогена вследствие рекреационного водопользования.

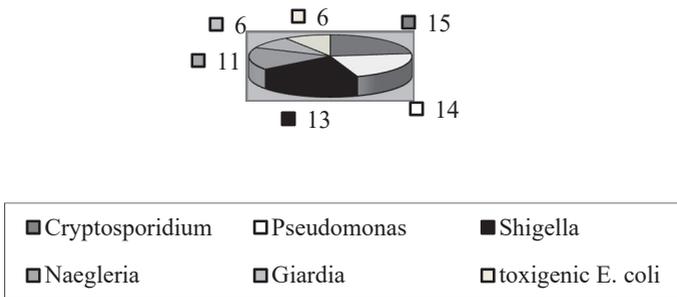


Рис. 2.11 Этиология вспышек водно - обусловленных инфекций, вызванных бактериями или простейшими, при использовании рекреационных вод в США за период с 1971 по 2000 гг.

В предисловии автор отмечает, что ВОЗ активно включилась в защиту здоровья человека при использовании рекреационных вод с 1970-х годов. В 2003 и 2005 гг., ВОЗ издала Рекомендации для безопасности рекреационных вод (Guidelines for Safe Recreational Water Environments) в 2-х томах [114, 115]. Рекомендации представляют оценку риска для здоровья, связанного с использованием рекреационных вод, контроль и практику управления с точки зрения опасностей, связанных с воздействием таких вод. Рассмотрены доказательства эпидемиологических исследований о связи между гастроэнтеритом, острой лихорадочной респираторной

инфекцией (AFRI), ушными инфекциями и другими обычно легко протекающими болезнями в результате воздействия загрязненных рекреационных вод.

В большинстве случаев талассогенные инфекции протекают в острой форме. Клиническая симптоматика включает диарею, рвоту и острые респираторные инфекции. Менее часто наблюдаются более серьезные и потенциально смертельные заболевания, особенно в определенной восприимчивой популяции. Это, например, первичный амебный менингоэнцефалит, тиф, лептоспироз. Многие инфекции могут привести к осложнениям, которые более серьезны, чем первопричина, например почечная недостаточность при инфицировании *E. coli* O157:H7, кардиальные и метаболические расстройства.

Обзор [113] предоставляет следующую информацию:

- всесторонний обзор этиологических факторов;
- доказательства частоты и серьезности различных типов осложнений, потенциально связанных с болезнями, которые могут быть переданы через рекреационное водопользование;
- обширный обзор информации относительно восприимчивых субпопуляций, которые особенно подвержены тяжелым заболеваниям, связанным с определенными патогенами;
- модифицированная система классификации для ранжирования уровня риска передачи болезни вследствие воздействия рекреационных вод;
- объективная система оценки серьезности болезни, которая облегчит установление приоритетных мер для органов здравоохранения;
- обобщение доступной информации об инфекционности; восприимчивых подгруппах населения; экологическом распространении;

доказательстве передачи болезни через рекреационные воды; уровень вероятности маршрутов передачи болезни через рекреационные воды для каждого патогена.

Для оценки взаимосвязи заболевания с воздействием рекреационные вод автором использован подход «Вес доказательств», который принимает во внимание эпидемиологию, микробиологию и информацию о качестве воды. Поэтому, вспышки категоризированы как «сильно», «вероятно» или «возможно» связанные с рекреационными водами.

Степень тяжести болезни основана на трех факторах:

- острые симптомы болезни;
- вероятность развития осложнений;
- заболеваемость в определенных восприимчивых субпопуляциях.

Каждый фактор можно рассмотреть самостоятельно или в сочетании с одним или обоими другими факторами. Создан и применен упрощенный индекс серьезности болезней с учетом возможных осложнений. Признаками относительной серьезности являются коэффициент смертности, средняя продолжительность болезни, средний процент случаев госпитализации, частота развития осложнений и серьезность осложнений. Индекс серьезности ограничен доступностью данных и не принимает во внимание вероятность инфекции после воздействия. Этот показатель разработан для помощи профессионалам здравоохранения в ранжировании приоритетов управленческих решений для рекреационных вод и уменьшения потенциала развития тяжелых заболеваний.

Рассмотрены следующие патогены.

Campylobacter jejuni - одна из наиболее распространенных причин бактериального гастроэнтерита и хронических осложнений. Патоген был изолирован из рекреационных вод во многих случаях. Однако, сообщается о немногих случаях болезни через этот маршрут передачи. Источником загрязнения рекреационных вод являются отходы животноводства и сточно-фекальные воды.

E. coli O157. Сообщается о многих вспышках после использования рекреационных вод, особенно при недостаточном хлорировании воды в бассейнах. Возможно развитие гемолитико-уремического синдрома с возможными долгосрочными осложнениями, хотя длительные обследования лиц после инфекции от рекреационного водопользования не проводились. Острое заболевание умеренно по симптоматике и продолжительности.

Helicobacter pylori - вода является одним из способов передачи, хотя обнаружение патогена затруднено. Поэтому, воднообусловленность инфекции *H. pylori* должна быть доказана. Текущие доказательства связи с рекреационными водами незначительны.

Legionella spp. - есть много сообщений о болезни легионеров, связанной с использованием джакузи. Болезнь считается тяжелой с высоким риском смерти и серьезных острых симптомов. Есть много зарегистрированных случаев осложнений у лиц в результате заражения *Legionella spp.*

Mycobacterium avium complex - есть явные доказательства ассоциации с рекреационными водами. Разновидности микобактерий, которые связаны с водой, вызывают множество болезней. Некоторые, как *M. ulverans*, патогенны для здоровых людей, других, как *M. avium*, инфицируют лиц с явлениями иммунодефицита.

Большинство случаев, связанных с рекреационными водами, касаются бассейнов и джакузи. Это инфекции кожи и мягких тканей у иммунодефицитных пациентов, у которых также отмечен гиперчувствительный пневмонит.

Shigella spp. - существуют эпидемиологические доказательства взаимосвязи использования рекреационных вод и заражением бактериями *Shigella*. Возбудитель более тяжелой инфекции *S. dysenteriae* более распространен в тропических регионах. Случаи, связанные с рекреационными водами, в литературе не описаны. Однако, высока вероятность контаминации *S. dysenteriae* пресных рекреационных вод.

Vibrio vulnificus - эти бактерии обычно обнаруживают в морской и эстуариевой водной среде. Существуют доказательства ассоциации использования рекреационных вод и заражения *V. vulnificus* пользователей с существующими открытыми раневыми поверхностями. Наблюдений инфекций *V. vulnificus* недостаточно и степень опасности этого патогена следует считать недооцененной.

Cryptosporidium - причина вспышек криптоспоридиоза, чаще всего после посещения бассейнов, реже водных горок, фонтанов и аквапарков. Ооцисты криптоспоридий устойчивы к хлору. Риск смерти и вероятность развития отдаленных осложнений от этой инфекции низкие, однако острая болезнь может пролонгировать, умеренно серьезная развивается у лиц с ослабленным иммунитетом.

Giardia - доказанный фактор риска giardiasis при использовании рекреационных вод. У большинства пациентов симптомы giardiasis продолжаются от одной до нескольких недель, у пациентов с ослабленным иммунитетом развивается хронический giardiasis. Риск смерти и вероятность осложнений низкие.

Microsporidia - в настоящее время редкая причина талассогенных болезней. Устойчивы к хлору. Сообщается об инфицировании лиц с ослабленным иммунитетом.

Naegleria fowleri - вызывает первичный амебный менингоэнцефалит. Размножается в теплых пресноводных средах (бассейны, природные горячие источники). Есть высокий риск смерти у зараженных людей. Болезнь протекает в острой тяжелой форме, длится больше семи дней, всегда заканчивается летально. Хотя инфекция редкая, о новых случаях сообщают ежегодно.

Schistosoma spp. - в некоторых случаях серьезная патология, которая может привести к долгосрочным проблемам со здоровьем. *Schistosoma* - потенциальная опасность в определенных географических областях (например, Африка к югу от Сахары). Наблюдений шистосомоза в настоящее время недостаточно. Известно много случаев, связанных с рекреационными водами, но они не описаны.

Adenovirus - вызывает конъюнктивит, фарингит, пневмонию, острый и хронический аппендицит, бронхолит, острое респираторное заболевание и гастроэнтерит. Аденовирусные инфекции обычно протекают в легкой форме; однако в литературе описано много фатальных случаев инфекции. Передача аденовируса в рекреационных водах происходит, прежде всего, в недостаточно хлорируемых бассейнах через фекально-загрязненную воду и аэрозоль.

Coxsackievirus - эпидемиологические доказательства связи с рекреационными водами остаются недостаточными. Как и с другими вирусами (вирус гепатита А (HAV), аденовирус и echovirus) передача вируса возможна восприимчивым людям. *Coxsackievirus* вызывает различные по тяжести заболевания от легкой

лихорадки до миокардита и других более серьезных болезней.

Echovirus - есть несколько описанных в литературе случаев инфекции echovirus в рекреационных водах, прежде всего, от воды бассейнов. Наиболее вероятный источник - фекальное загрязнение, хотя возможны выделения из глаз или горла посетителей.

Вирус гепатита А - был изолирован из грунтовых вод, которые могут использоваться в рекреационных целях. Зарегистрировано много случаев, связанных с использованием рекреационных вод. Случаи осложнений в литературе не описаны, вероятность развития отдаленных осложнений низкая. Острое заболевание обычно протекает умеренно с невысокой продолжительностью, риск смерти низкий.

Вирус гепатита Е (HEV) - изолирован из грунтовых вод, которые могут использоваться в рекреационных целях. Характеристика идентична вирусу гепатита А.

Во Введении автор [113] вкратце останавливается на актуальности проблемы. Суть ее в стремительном увеличении использования в рекреационных целях внутренних и морских вод во многих странах. Подсчитано, что иностранные и местные туристы ежегодно проводят приблизительно два миллиарда дней на прибрежных рекреационных курортах (Shuval 2003 [6, введение]). Всемирная организация по туризму прогнозирует, что к 2026 году ежегодно будут посещать средиземноморские курорты 346 миллионов туристов, что составляет 22 % мирового объема туристических услуг (WTO, 2001) [116].

Считалось, что 129 миллионов человек посетили побережья США в 2000 году, что на 6 % больше по сравнению с 1995 (NOAA 2004) [117]. В Великобритании подсчитано, что ежегодно более 20 миллионов человек по тем или иным причинам используют британское

побережье в дополнение к внутренним водам и их окрестностям. Национальный Центр Социологических исследований сообщил, что в 1998 году в Великобритании общая продолжительность посещения морского побережья составила 241 миллион дней. При этом желающие выразили готовность проехать в среднем 43 мили, чтобы достигнуть побережья. Однако, риски для здоровья рекреантов при рекреационном водопользовании могут иметь важные экономические последствия. Пример - снижение туристов, посещающих озеро Малави в Южной Африке, в связи со случаями шистосомоза (WHO, 2003a) [114].

Отдых на внутренних водоемах также чрезвычайно популярен. Водоемы могут быть частными (домашними), полупубличными (отели, школы, спортивно-оздоровительные центры, круизные суда) или общественными (муниципальные или правительственные). Водоемы могут быть пресными, морскими или термальными. Специальные водоемы, такие как джакузи, используются и для отдыха, и для лечебных целей и обычно заполнены водой при температурах до 32°C (WHO, 2005) [115]. «Природное СПА» - это средство, содержащее термальную и/или минеральную воду, у которых есть лечебное действие и из-за определенных водных характеристик обработка такой воды минимальная (WHO, 2005) [115].

Отдых на воде, берегу и туризм в целом могут подвергнуть людей множеству опасностей для здоровья, включая патогенные микроорганизмы. Спорт с близким контактом с водой (серфинг, виндсерфинг и подводное плавание) становится все популярнее. Использование гидрокостюмов позволяет длительно погружаться в воду даже в умеренных областях. Тип, дизайн и использование водоемов могут predispose пользователя к

определенным опасностям. Закрытые бассейны, например, могут подвергнуться более высокой антропогенной нагрузке относительно объема воды. При высоких температурах и сильном волнении воды возникают препятствия в обеспечении микробиологического качества, соответствующего уровня остаточного дезинфектанта и удовлетворительного pH (WHO, 2005) [115].

До настоящего времени подавляющее большинство исследований в области качества рекреационных вод сосредоточилось на микробных опасностях, в особенности желудочно-кишечных расстройствах в результате загрязнения воды сточно-фекальными водами. Умеренные желудочно-кишечные симптомы широко распространены среди пользователей рекреационных вод. Причинно-следственные взаимосвязи между фекальным загрязнением и острой лихорадочной респираторной болезнью (AFRI) у купальщиков биологически вероятны. О таких реакциях «доза-ответ» между AFRI и фекальными стрептококками сообщал Fleisher и соавт. (1996) [118]. AFRI - более серьезные последствия для здоровья, чем желудочно-кишечные симптомы, но вероятность возникновения AFRI обычно ниже, а порог заболевания выше (WHO, 2003a) [114].

Относительно легкие болезни, связанные с плохим микробным качеством воды, и немикробные опасности определены в соответствующих Рекомендациях ВОЗ [114, 115]. Значительно меньше данных о более серьезных потенциальных последствиях для здоровья, с которыми сталкиваются пользователи рекреационных вод, которые требуют медицинской помощи.

Водные микробные патогены способны вызывать болезни в зависимости от дозы и физического состояния индивида. Следует подчеркнуть, что воздействие водных патогенов не всегда приводит к инфекции, при этом

инфекция не всегда приводит к болезни с клинической симптоматикой.

Исследователи в Соединенных Штатах оценили, что медицинское бремя связанных с плаванием болезней на двух популярных побережьях в Калифорнии, превышает 3,3 миллиона долларов в год. Ежегодные затраты для каждого типа связанной с плаванием болезни на этих двух побережьях оцениваются так: желудочно-кишечные болезни, 1 345 339 долларов; острое респираторное заболевание, 951 378 долларов США; заболевания ушей, 767 221 доллар США; заболевания глаз, 304 335 долларов США (Dwight и соавт. 2005) [119].

Следует отметить чрезвычайную ограниченность числа специальных эпидемиологических исследований по данной проблеме (табл. 2.6). Evans и соавт. (1983) [120] не нашли доказательств какого-либо конкретного риска для здоровья от кратковременного погружения в доках Бристоль-Сити, Великобритания. Однако Philipp и соавт. (1985) [121] в результате изучения здоровья пловцов с дыхательной трубкой в том же водоеме, которые погружались в течение 40 минут, показали статистически значимое увеличение желудочно-кишечных симптомов по сравнению с контрольной группой, даже при том, что вода соответствовала стандартам Европейского союза (ЕС) по качеству воды в зонах массового купания.

Medema и соавт. (1995) [122] при исследовании риска гастроэнтерита у пловцов-триатлетов установили, что во время соревнования воздействие было относительно интенсивным между 15 и 40 минутами. 75 % всех триатлетов были сравнены с биатлонистами. Хотя риск здоровью для триатлетов был лишь незначительно выше, чем для биатлонистов, симптомы были выше через неделю после воздействия у подверженных влиянию воды спортсменов.

Таблица 2.6

Эпидемиологические исследования влияния
рекреационных вод, кроме купания в бассейнах [124, 125]

Первый автор	Дата	Контингент	Страна	Тип воды
Dwight [124]	2004	Серфинг	США	Морская
Van Asperen [123]	1998	Триатлон	Нидерланды	Пресная
Gammie [126]	1997	Серфинг / виндсерфинг	Великобритания	Морская и пресная
Lee [127]	1997	Гребля на каное	Великобритания	Пресная
Medema [122]	1995	Триатлон	Нидерланды	Пресная
Fewtrell [31]	1994	Гребля и марафонская гребля на каное	Великобритания	Пресная
Fewtrell [13]	1992	Гребля на каное	Великобритания	Пресная
Philipp [121]	1985	Подводное плавание	Великобритания	Пресная
Evans [120]	1983	Множество водных видов спорта	Великобритания	Пресная

Результаты изучения van Asperen (1998) [123] согласуются с данными Medema и соавт. (1997) [122]. Исследование показало, что заглатывание воды при

плавании сопровождается гастроэнтеритом более часто (6,8 %), чем при его отсутствии (3,8 %). Процент триатлетов, заглатывающих воду, составлял 72 %.

Dwight и соавт. (2004) [124] сравнивали симптоматику у серфингистов в течение двух зим. Их результаты показали, что в течение каждых 2,5 часов еженедельного водного воздействия серфингисты испытывали 10%-е увеличение вероятности болезни (было прослежено множество различных симптомов, включая очень вероятное желудочно-кишечное заболевание, боль в животе, рвоту, диарею и другие).

Такие исследования важны, так как различие в риске заключается, прежде всего, в продолжительности воздействия и количестве заглатываемой воды.

Рис. 2.12 показывает вспышки заболеваний, связанных с рекреационными водами, по данным CDC Соединенных Штатов между 1978 и 2002 гг.

На диаграмме видно увеличение числа вспышек гастроэнтерита в связи с рекреационным водопользованием. Вместе с тем, Galbraith и соавт. (1987) [128] сообщали об относительно небольшом числе вспышек в связи с рекреационным водопользованием в Великобритании с 1937 по 1986 гг.

Документированные угрозы для здоровья рекреационных вод низкого качества обычно касаются острых инфекций. Большинство эпидемиологических исследований упускают более серьезные последствия или возможные осложнения. Это, вероятно, связано с низким уровнем возникновения серьезных последствий для здоровья в последние десятилетия в регионах с умеренным климатом, где было проведено большинство исследований. Поэтому, расследования более редких заболеваний требуют более многочисленных исследовательских групп.

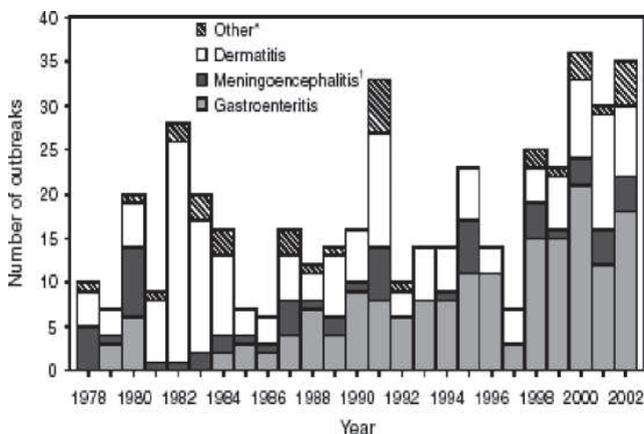


Рис. 2.12 Количество водных вспышек заболеваний (n=445) в связи с рекреационными водами в США с 1978 по 2002 гг. (Yoder и соавт., 2004 [103])

* Включает кератит, конъюнктивит, отит, бронхит, менингит, гепатит, лептоспироз, лихорадку Pontiac и острую респираторную болезнь.

†Также включает данные из сообщений об амебных инфекциях [129].

Инфекции с потенциально серьезными острыми симптомами.

Есть множество воднопатогенных микроорганизмов, которые могут вызывать болезни с серьезными результатами, даже у среднестатистического населения. Они включают *Campylobacter spp.*, *E. coli O157*, *Salmonella typhi*, *Shigella spp.*, *Leptospira icterohaemorrhagiae*, *HAV*, *Cryptosporidium parvum* и много других. Некоторые из них давно известны; другие, такие как *Helicobacter pylori*, появляются в качестве новых патогенов или повторно появляются через много лет (WHO, 2003b) [114]. Хотя не всегда это серьезные

заболевания, но во многих случаях заражение этими патогенами может привести к госпитализации и, нередко, летальному исходу. Например, у лептоспироза при отсутствии лечения коэффициент смертности составляет 22 % (Ciceroni и соавт. 2000) [130] и уровень госпитализации 30-50 % (Smythe и соавт. 2000; Sasaki и соавт. 1993) [131, 132]. Основные симптомы заболеваний после заражения этими патогенами представлены в табл. 2.7.

Таблица 2.7

Патогены, которые могут вызвать серьезные острые заболевания

Патоген	Основные симптомы болезни
1	2
<i>Campylobacter spp.</i>	Диарея, иногда кровавая и тяжелая. Локальная боль в животе, лихорадка, недомогание.
<i>Salmonella typhi</i>	Лихорадка, недомогание, боль в животе, диарея или запор, бредовое состояние.
<i>Shigella dysenteriae</i>	Сильная боль в животе, водянистая диарея или стул с кровью.
<i>Leptospira spp.</i>	Высокая температура, сильная головная боль, озноб, боли в мышцах, рвота, возможна желтуха (кожа и склеры), боль в животе, диарея или сыпь.
<i>Giardia spp.</i>	Острое начало диареи, брюшных колик, метеоризма, недомогание, потеря веса.
<i>E. coli O157:H7</i>	Тяжелая кровавая диарея и кишечные колики; иногда наблюдается обычная диарея или бессимптомное течение.

1	2
<i>Cryptosporidium spp.</i>	Диарея, умеренная абдоминальная боль, умеренная лихорадка
<i>Viral hepatitis A и E</i>	Диарея, умеренная боль в животе, легкая лихорадка, недомогание, слабость, миалгия, артралгия, иногда иктерозность кожи и склер.
<i>Helicobacter pylori</i>	Тошнота, боль в животе, гастрит, гипохлоргидрия.
<i>Schistosomes</i>	Зудящая папулезная сыпь, другие признаки зависят от органа, в который внедрен паразит.
<i>Naegleria fowleri</i>	Сильная головная боль, лихорадка, рвота, ригидность мышц затылка.
<i>Legionella spp.</i>	Лихорадка, кашель, сильная слабость, диарея, боль в плевре.

Доказательства осложнений передающихся через воду болезней.

Важность учета осложнений при оценке риска пищи и питьевой воды возрастает с каждым годом. По данным Reynolds (2003) порядка 5 % передающихся через воду болезней приводят к осложнениям [133]. В научном определении осложнений пока полного единства мнений нет. Оксфордский словарь английского языка определяет осложнение как «болезненное состояние в результате предшествующей болезни» (Weiner and Simpson 1989) [134]. Parkin и соавт. (2000) [135], рассмотрев научные публикации для определений хронических осложнений, определяют их следующим образом: «вторичные последствия для здоровья, которые (1) происходят в результате предыдущего заражения микробным патогеном; (2) явно отличаются от последствий для здоровья, которые первоначально следуют из инфекции

как первопричины и (3) длятся три месяца или более после обнаружения».

Симптомы осложнений могут полностью отличаться от симптомов острого заболевания и могут произойти даже если иммунной системе успешно удастся уничтожить первичную инфекцию. Действие иммунной системы может выражаться в аутоиммунном ответе (Archer и Young, 1988; Bunning 1994; Bunning и др. 1997) [136-138]. Однако также возможно отсутствие начальной инфекции при наличии вторичных симптомов. В этот обзор [113] включены осложнения, которые могут продлиться менее трех месяцев, то есть по определению Parkin [135] не являются хроническими.

В табл. 2.8 представлены основные осложнения в связи с инфицированием микроорганизмами, найденными в рекреационных водах.

Как правило, симптомы синдрома Рейтера (реактивный артрит) появляются спустя одну - три недели после заражения *Salmonella spp.* Симптомы гемолитического уремического синдрома (HUS) обычно отмечаются в течение 15 дней после заражения *E. coli O157:H7*. Однако, осложнения в виде гипертонии и почечной недостаточности могут не проявляться в течение 15 лет (Loirat, 2001) [172]. *Leptospira* могут персистировать в мозге. В одном отчете 4 из 11 пациентов страдали от непреодолимых головных болей в диапазоне от 6 до 34 лет после инфицирования; сообщалось о затуманенном зрении в течение многих десятилетий после острой инфекции (Shpilberg и соавт. 1990) [173]. Чем больше период времени между начальными симптомами и осложнениями, тем труднее доказать взаимосвязь между исходной болезнью и отдаленными осложнениями.

Таблица 2.8

Осложнения в связи с инфицированием
микрорганзимами, найденными в рекреационных водах

Микроорганизм	Осложнения	Ссылка
1	2	3
<i>Salmonella spp.</i>	Септический артрит, синдром Рейтера	Hill и соавт. 2003 [139]
	Гнойные повреждения	Yu и Thompson, 1994 [140]
	Внутричерепной абсцесс	Hanel и соавт. 2000 [141]
	Остеомиелит	Declercq и соавт. 1994 [142]
<i>Campylobacter spp.</i>	Синдром Guillain-Barre	Nachamkin 2002 [143]
	Острая двигательная нейропатия	Wirguin и соавт. 1997 [144]
	Офтальмоплегия	Kuroki и соавт. 2001 [145]
	Синдром Рейтера	McDonald и Gruslin, 2001 [146]
	Инфекция различных органов и системы кровообращения	Ang и соавт., 2001 [147]
<i>Shigella dysenteriae</i>	Асептический или реактивный артрит	Hill и соавт. 2003 [139]
	Энцефалопатия	Dieu-Osika и соавт. 1996 [148]
<i>S. flexneri</i>	Синдром Рейтера	Van Bohemen и соавт. 1986 [149]
<i>Giardia duodenalis</i>	Воспалительный артрит	Gaston Hill и Lillicrap, 2003 [150]
	Непереносимость дисахарида	Lane и Lloyd, 2002 [151]
	Мальабсорбция	Hunter 1998 [152]

1	2	3
<i>Mycobacterium avium complex</i>	Болезнь Крона и язвенный колит	Chiodini 1989 [153]
	Саркоидоз	Li и соавт. 1999 [154]
	Остеомиелит	Chan et и соавт. 2001 [155]
<i>E. coli O157:H7</i>	Гемолитический уремический синдром	Mead и Griffin 1998 [156]
	Тромбоцитопеническая пурпура	Kuntz и Kuntz 1999 [157]
<i>Schistosoma spp.</i>	Рак мочевого пузыря	WHO 1994 [158]
	Болезнь почек Печеночная кома	Rocha и соавт. 1976 [159]
<i>Naegleria fowleri</i>	Аритмии, конвульсии, летаргия	Martinez 1993 [160]
Вирус гепатита А	Идиопатический аутоиммунный хронический гепатит	Rahyaman и соавт. 1994 [161]
<i>Helicobacter pylori</i>	Острый гастрит, приводящий к атрофии слизистой оболочки желудка, метаплазия кишечника, рак желудка	Kuipers и соавт. 1995 [162]
<i>Leptospira spp.</i>	Головная боль, глазные осложнения, некалькулезный холецистит, панкреатит	Torre и соавт. 1994 [163]
	Гипермиласэмия	Casella и Scatena 2000 [164]
	Антифосфолипидный синдром	Tattevin и соавт. 2003 [165]

1	2	3
<i>Cryptosporidium spp.</i>	Потеря жидкости, анорексия, мальабсорбция	Jokipii и соавт. 1983 [166]
	Потеря веса	Kosek и соавт. 2001 [167]
<i>Legionella spp.</i>	Перикардит, нарушение дыхания, артрит	Puelo Fadi и соавт. 1995 [168]
	Панкреатит, абсцесы в печени	Nguyen и соавт. 1991 [169]
	Тромбоцитопения	Larsson и соавт. 1999[170]
	Абсцесы головного мозга	Michel и соавт. 1996 [171]

Lindsay (1997) [174] поднимает другой вопрос, который не обсуждается широко в литературе: влияние симптомов хронического заболевания, таких как непрерывная боль от артрита, раздраженная толстая кишка или хроническая диарея, на личностные характеристики человека.

Серьезные результаты в конкретных популяциях.

У болезней с легким течением могут быть серьезные проявления в восприимчивых субпопуляциях с определенными признаками. Множество индивидуальных факторов влияет на восприимчивость к тяжелой болезни. Иммунный статус может быть скомпрометирован болезнями (ВИЧ, рак), возрастом, принятыми лекарствами (например, при химиотерапии рака), беременностью, состоянием питания, генетикой и другими факторами (Carr и Vartram, 2004) [175]. Эти факторы могут влиять и на серьезность острых симптомов, и на склонность к осложнениям (Reynolds 2003) [133].

Популяция людей с ослабленным иммунитетом растет (Soldatou и Davies 2003) [176]. Эти лица более

восприимчивы к передающимся через воду инфекциям и более склонны к серьезным последствиям (например, изнурительная болезнь, смерть) после инфицирования (Reynolds 2003) [133]. Во многих исследованиях показано, что кишечные инфекции и болезни - наиболее распространенные и серьезные проблемы у людей с синдромом приобретенного иммунодефицита (СПИД). От 50% до 90% лиц с ВИЧ/СПИДОМ страдают хронической диареей и последствия могут быть фатальными (Janoff и Smith 1988) [177]. У раковых больных из-за лечения коэффициент смертности при инфицировании аденовирусом составляет 53% (Hierholzer, 1992) [178]. При вспышке криптоспоридиоза в 1993 году в г. Милуоки (Висконсине, США) 85% смертельных случаев были у людей с ВИЧ/СПИДОМ (Нохіе и др. 1997) [179]. Люди с заболеваниями печени находятся в группе высокого риска смертельного сепсиса после приема пищи или перкутанного воздействия *Vibrio vulnificus* (Levine и Griffin, 1993) [180].

Табл. 2.9 показывает коэффициенты смертности при инфицировании кишечными патогенами пациентов дома престарелых в США, которые более восприимчивы к инфекции, по сравнению с населением в целом.

Возможные неблагоприятные последствия для здоровья в связи с воздействием рекреационных вод диктуют необходимость рекомендаций, которые могут гарантировать безопасную, здоровую и эстетически приятную водную среду (WHO, 2003a) [114]. Они включают соблюдение принудительных мер, мониторинг качества воды, обследование санитарного состояния, контроль отходов животноводства, очистку сточных вод, коммуникацию и распространение информации для осведомленности общественности.

Таблица 2.9

Уровни смертности при инфицировании кишечными патогенами пациентов дома престарелых в США по сравнению с населением в целом (адаптировано от Gerba и соавт. 1996 [181])

Микроорганизм	% смертности в общей популяции	% смертности среди пациентов дома престарелых
<i>Campylobacter jejuni</i>	0,1	1,1
<i>E. coli O157:H7</i>	0,2	11,8
<i>Salmonella spp.</i>	0,1	3,8

Рекомендации для безопасности рекреационных вод (WHO 2003a; 2005) [114, 115] иллюстрируют оптимальную реализацию этих целей через интегрированную структуру оценки и управления риском связанных с рекреационными водами инфекционных болезней (Кау и соавт. 2004) [182].

ЛИТЕРАТУРА

1. Pruss A. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational waters. *Int. J. Epidemiol.* 1998. 27. P. 1-9.
2. WHO/UNEP. Microbiological Quality of Coastal Recreational Water. MED POL Phase II, Report on a joint WHO/UNEP meeting, 9-12 June 1993, Athens, Greece. WHO Regional Office for Europe, 1994.
3. Feachem R., Garelick H., Slade J. Enteroviruses in the environment. *World Health Forum.* 1982. N3. P. 170-180.

4. Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. J.M. Heisher et al. *Am. J. Public Health*. 1996. V.86. P. 1228-1234.
5. An Epidemiological Study of Possible Health Effects of Swimming in Santa Monica Bay. W. Haile et al. Final report. California. 1996.
6. van Dijk P.A.H., Lacey R.F. Pike E.B. Health Effects of Sea Bathing—Further Analysis of Data from UK Beach Surveys. Final report to the Department of the Environment. Report No. DoE 4126/3. Medmenham, UK. WRc pic. 1996.
7. Health Effects of Bathing at Selected New Zealand Marine Beaches. D.R. Bandaranayake et al. New Zealand. 1995.
8. Epidemiological study of swimming-associated illnesses relating to bathing-beach water quality. C.S.W. Kueh et al. *Water Science Technology*. 1995. V.31(5-6). P. 1-4.
9. Medical Research Council & Council for Scientific and Industrial Research (CSIR). Pathogenic Microorganisms/Epidemiological - Microbiological Study. Final report 1991-1995. South Africa. 1995.
10. Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing; results from randomized exposure. D. Kay et al. *Lancet*. 1994. V.344. P.905-909.
11. Pike E.B. Health Effects of Sea Bbathing (WMI 9021). Phase III: Final report to the Department of the Environment. Report No: DoE 3412/2. Water Research Centre PIC. Medmenham. UK. 1994. P.1-38.
12. The health effects of swimming at Sydney beaches. The Sydney Beach Users Advisory Group. S.J. Corbett et al. *Am. J. Public Health*. 1993. V.83. P. 1701-1706.

13. Health effects of white-water canoeing. L. Fewtrell et al. *Lancet*. 1992. V.339. June 27.
14. UNEP/WHO. Epidemiological Studies Related to Environmental Quality Criteria for Bathing Waters, Shellfish-Growing Waters and Edible Marine Organisms (Activity D). Final report on project on relationship between microbial quality of coastal seawater and rotavirus-induced gastroenteritis among bathers (1986-88). Athens. Greece. United Nations Environment Programme. MAP Technical Report Series No. 46. 1991.
15. UNEP/WHO. Epidemiological Studies Related to Environmental Quality Criteria for Bathing Waters, Shellfish-Growing Waters and Edible Marine Organisms (Activity D). Final report on epidemiological study on bathers from selected beaches in Malaga. Spain (1988-1989). Athens. Greece. United Nations Environment Programme. MAP Technical Report Series No. 53. 1991.
Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). F.J. Marino et al. *Water Science Technology*. 1995. V. 31(5-6). P. 5-9.
(These two references document the same study)
16. Cheung W.H.S., Chang K.C.K., Hung R.P.S. Variations in microbial indicator densities in beach water and health-related assessment of bathing water quality. *Epidemiol. Infect.* 1991. V.106. P. 329-344.
17. Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. J.P. Perley et al. *Int. J. Epidemiol.* 1989. V.18. P. 198-205.
18. Lightfoot N.E. A Prospective Study of Swimming Related Illness at Six Freshwater Beaches in Southern Ontario. 1989. Unpublished PhD Thesis. University of Toronto, Canada.

19. UNEP/WHO. Epidemiological Studies Related to Environmental Quality Criteria for Bathing Waters, Shellfish-Growing Waters and Edible Marine Organisms (Activity D). Final report on project on relationship between microbial quality of coastal seawater and health effects. United Nations Environment Programme. MAP Technical Report Series No. 20. Athens, Greece, 1988.
The association between sea-water pollution as measured by bacterial indicators and morbidity of bathers at Mediterranean beaches in Israel. B. Fattal et al. *Chemosphere*. 1987. V.16. P. 565-570. (These two references document the same study)
20. A prospective study of swimming related illness. I. Swimming associated health risk. P.L. Seyfried et al. *Am. J. Public Health*. 1985. V.75. P.1068-1070.
21. Dufour A.P. Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters. EPA 600/1-84-004, US Environmental Protection Agency, Cincinnati. Ohio 45268. 1984.
22. Cabelli V.J. Health effects criteria for marine recreational waters - R & D Report No. EPA-600/1-80-031. U.S. Environmental Protection Agency. Research Triangle Park N.C. August 1983. P. 98.
23. Swimming-associated gastroenteritis and water quality. V.J. Cabelli et al. *Am. J. Epidemiol.* 1982. V.115. P. 606-616.
24. Mujeriego R., Bravo J.M., Feliu M.T. Recreation in Coastal Waters, Public Health Implications. Viemes Journees Etud. Pollutions. Cannes. CIESM. 1982. P. 585-594.
25. Stevenson A.H. Studies of bathing water quality and health. *Am. J. Public Health*. 1953. V.43. P.529-538.

26. Symptomatology of children in contact with sea water contaminated with sewage. L.M. Alexander et al. *J. Epidemiol. Community Health*. 1992. V.46. P. 340-344.
27. Sewage pollution of bathing water. J.M. Brown et al. *Lancet*. 1987. V.11. P.1208-1209.
28. Calderon R., Mood E.W. An epidemiological assessment of water quality and swimmers ear. *Arch. Environ. Health*. 1982. V.37. P.300-305.
29. Dewailly E., Poirier C., Meyer F.M. Health hazards associated with windsurfing on polluted water. *Am. J. Public Health*. 1986. V.76. P.690-691.
30. El Sharkawi F., Hassan M.N.E.R. The relation between the state of pollution in Alexandria swimming beaches and the occurrence of typhoid among bathers. *Bull. High Inst. Public Health*. Alexandria. 1979. V.IX. P.337-351.
31. The health effects of low-contact water activities in fresh and estuarine waters. L. Fewtrell et al. *J. Inst. Water Environ. Manag.* 1994. V.8. P.97-101.
32. Etude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer. G. Foulon et al. *Revue Française des Sciences de l'Eau*. 1983. V. 2. P. 127-143.
33. Hoadley A.W., Knight D.E. External otitis among swimmers and nonswimmers. *Arch Environ Health*. 1975. V.30. P. 445-448.
34. Kocasoy G. The relationship between coastal tourism, sea pollution and public health; a case study from Turkey. *The Environmentalist*. 1989. V. 9. P. 245-251.
35. Faecal indicator density and illness risk to swimmers in coastal waters: a preliminary study for New Zealand. G.B. McBride et al. Proceedings of the Annual Conference of the New Zealand Water and Waste

- Association. Havelock North. 1-3 September 1993. New Zealand. P. 43-49.
36. New Jersey Department of Health. A Study of the Relationship Between Illness and Ocean Beach Water Quality. Interim Summary Report. New Jersey Department of Health. March 1989.
 37. Health risks of snorkel swimming in untreated water. R. Philipp et al. *Int. J. Epidemiol.* 1985. V.14. P.624-627.
 38. Public Health Laboratory Service Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales: a bacteriological and epidemiological study. *J. Hyg.* 1959. V.43. P. 435-472.
 39. Seyfried P.L., Cook R.J. Otitis externa infections related to *Pseudomonas aeruginosa* levels in five Ontario lakes. *Can. J. Public Health.* 1984. V. 75. P. 83-91.
 40. Cheung W.H.S., Chang K.C.K., Hung R.P.S. Health Effects of beach water pollution in Hong Kong. *Epidemiol. Infect.* 1990. V. 105. P. 139-162.
 41. Water and non-water-related risk factors for gastroenteritis among bathers exposed to sewage-contaminated marine waters. J.M. Fleisher et al. *Int. J. Epidemiol.* 1993. V. 22. P. 698-708.
 42. Fleisher J.M. The effects of measurement error on previously reported mathematical relationship between indicator organism density and swimming-associated illness: a quantitative estimate of the resulting bias. *Int. J. Epidemiol.* 1990. V.19. P. 1100-1106.
 43. Centers for Disease Control & Prevention (CDC). World Health Organisation. Epi Info 6. Version 6.02. 1994.
 44. Disease Control Priorities in Developing Countries Oxford University Press. J. Martines et al. (eds). The World Bank. New York. 1993.

45. Hill B. The environment and disease: association or causation? Proceedings of the Royal Society of Medicine. 1965. V. 58. P. 295-300.
46. WHO Expert Consultation on Health Impacts of Recreational Water and Bathing Beach Quality. Bad Elster. Germany. 20-22 June 1996. EUR/ICP/EHPM 07 02 02. WHO EURO. Copenhagen. 1997.
47. Health Effects of Sea Bathing (ET 9511). Phase II—studies at Ramsgate and Moreton. E.B. Pike et al. 1990, 1991. DoE 2736-M(P). 1991.
48. Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. T.J. Wade et al. *Environ Health Perspect.* 2003. V. 111 (8). P. 1102-1109.
49. Marine swimming-related illness: implications for monitoring and environmental policy. S.E. Henrickson et al. *Environ Health Perspect.* 2001. V. 109(7). P. 645-650.
50. The beaches study: health effects and exposures from non-point source microbial contaminants in subtropical recreational marine waters. J.M. Fleisher et al. *Int. J. Epidemiol.* 2010. V. 39(5). P. 1291-1298.
51. 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. *Mar. Pollut. Bull.* 2006. V. 52 (3). P. 264-268.
52. The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. R.W. Haile et al. *Epidemiology.* 1999. V.10 (4). P. 355-363.
53. Shuval H. I. United nations environment programme. Thalassogenic diseases. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 79. UNEP 1986. 44 p.

54. Mosely J.W. Epidemiological aspects of microbial standards for bathing beaches. In: Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Proceedings of an International Symposium - London (1974) - Edit. A.L.H. Gamesson. Pergamon Press. Oxford. P. 80-93.
55. Mood E.W., Moore B. Health criteria for the quality of coastal bathing waters. Unpublished mimio draft document - Yale University School of Medicine. New Haven, Connecticut - March 30. 1976. P. 39.
56. Report of the committee on bathing places. G.W. Simons et al. *Am. J. Public Health*. 1922. V.12. P. 121.
57. American Public Health Association. Bathing places. A.P.H.A. Year Book. 1935-1936. 209 p.
58. Scott W.J. A study of Connecticut shore bathing waters. *Amer. Jour. Pub. Health* 1932. V. 22. P. 316.
59. USEPA Quality Criteria for Water. U.S.E.P.A. Washington D.C. 1976.
60. Moore B. The case against microbial standards for bathing beaches; In: Discharge of Sewage from Sea Outfalls - Proceedings of an International symposium - London (1974). Edit. A.L.H. Gamesson. Pergamon Press Oxford. 1974. P. 103-109.
61. Shuval H.I. The case for microbial standards for bathing beaches; In: Discharge of Sewage from Sea Outfalls - Proceedings of an International Symposium. London (1974). Edit. A.L.H. Gamesson. Pergamon Press. Oxford. 1974. P. 95-101.
62. A marine recreational water quality critrion consistent with indicator concepts and risk analysis. J. Cabelli et al. *Jour. WPCF*. 1984. V. 55. P.1306-1314.
63. UNEP/WHO Assessment of the present state of microbial pollution in the Mediterranean Sea and proposed control measures. Report of the second meeting of the working group for scientific and

- technical cooperation - Athens 21-25 November 1983 - MED POL - PHASE II United Nations Environment Programme in cooperation with the World Health Organization. 1983. P. 46.
64. European Economic Community - EEC (1976). Council directive of 8 December 1975 concerning the quality of bathing waters (76/160/EEC) Official Journal of the European Community Me. L31/1-4.
 65. Streeter H.W. Bacterial quality objectives for the Ohio River. A guide for evaluation of sanitary condition of waters used for potable supplies and recreational uses. Ohio River Valley Water Sanitation Commission, Cincinnati, Ohio. 1951.
 66. Pfuhl (1888). Deutsche Med. Zeitschr. Vol. 17, p. 9 (as quoted in Coliform Standards for Recreational Areas, Jour. San. Eng. Div. Proc. A.S.C.E. 89: 57-94 Aug. 1963).
 67. Reece R.J. (1909). 38th Annual Report to Local Government Board, 1908-9 Suppl. with rept. of Med. Officer for 1908-9. Appendix A. No.6:90
 68. CDC - Center for Disease Control (August, 1972). Epidemiologic notes and reports. Typhoid fever - Alabama. Morbidity and Mortality Weekly Reports. USDHEW/PHS V. 21. N 32.
 69. CDC - Center for Disease Control (Nov. 1963). Typhoid fever at Covington State Park, Louisiana. In: Salmonella Surveillance COC N 18.
 70. Shuval H.I. WHO document EP/WP72:4. 1972.
 71. Enteroviral syndromes in Toronto. N.D. McLean et al. *Can. Med. Ass. J.* 1965. V.92. P.658-661.
 72. Liebscher S. Enteroviren im Schwimmbadwasser. *Z. Gesamte Hyg.* 1969. V.16. P. 198-200.
 73. Osherovich A.M., Chasovnikova G.S. Some results of a virologic investigation of environmental sources. *Hyg.*

- Sanit.* 1969. V.34. P.424-427.
74. Coxsackie A16 infection from lake water. F.A. Denis et al. *J. Am. Med. Ass.* 1974. V. 223. P. 1370-1371.
 75. Coxsackievirus B epidemic at a boys' swimmer camp: isolation. H.O. Hawley et al. *J. Am. Med. Ass.* 1973. V.226. P. 33-36.
 76. Viruses and illness in a boys' swimmer camp. R.S. Paffenbarger et al. *Amer. J. Hyg.* 1959. V. 70. P. 254-274.
 77. An outbreak of hepatitis A associated with recreational lake water. J.A. Bryan et al. *Amer. J. Epidemiol.* 1974. V. 99. P.145.
 78. Epidemiological studies of virus transmission in swimming waters. J. D'Alessio et al. E.P.A. Research Report EPA-60011-80-006, January, 1980 United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 1980. 61 p.
 79. Pharyngoconjunctival fever: Epidemiological studies of a recently recognized disease entity. J.A. Bell et al. *J. Am. Med. Assoc.* 1955. V.157. P.1083.
 80. Foy N.N., Cooney N.K., Hatleu J.B. Adenovirus type 3 epidemic associated with intermittent chlorination of a swimming pool. *Arch. Env. Health.* 1968.V. 17. P.795.
 81. Calderon R., Mood E.W. Epidemiological studies of otitis externa: Report of a prospective and of a retrospective study of otitis externa among swimmers - Project Summary - EPA-601/SI-81-053. August 1981 - HERL U.S. Environmental Protection Agency - Cincinnati, Ohio. 1981. 3 p.
 82. Simchen E., Franklin D., Shuval H.I. "Swimmer's Ear" among children of kindergarten age and water quality of swimming pools in 11 Kibbutzim. *Israel Journal of Medical Sciences.* 1984. V. 20. P.584-588.
 83. Shigellosis from swimming. M.L. Rosenberg et al.

- JAMA*. 1976. V.236. P. 1849-1852.
84. CDC - Center for Disease Control (Sept. 1984). Water related outbreaks. Annual Summary. 1983.
 85. Kehr R.W., Butterfield C.T. Notes on the relationship between coliform and enteric pathogens. *Publ. Hlth. Rep. Washington*, 1943. V.58. P. 589-607.
 86. Typhoid fever, pathogenesis and immunologic control. R.B. Hornick et al. *New Eng. J. Med.* 1970. V. 283. P.686.
 87. Plotkin S.A., Katz M. Minimal infective doses of viruses for man by the oral route. In: Transmission of viruses by the water route (Ed. G. Berg). Wiley-Interscience, New York. 1967. P. 151-166.
 88. Kowal N.E. Viruses in health effects of land treatment. U.S.E.P.A. Cincinnati. Ohio. 1982. P. 26-39.
 89. Minimum human infectious dose of enteric virus (echovirus 12) in drinking water. G.M. Schiff et al. *Viol.* 1984. V.15. P. 222-228.
 90. An investigation into recreation water quality. B.J. Mechals et al. Office of Research and Monitoring. Water quality criteria data book. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1972. V. 4. P. 256.
 91. Steiniger F. Aus der Freihandbiologie der Salmonellen. *Ot. Med. Zeitschr.* 1954. V. 79. P. 1118-1120.
 92. National Technical Advisory Committee Water quality criteria. Federal Water Poll. Control Adm. Dept. of the Interior. Washington, D.C. 1968. P. 7
 93. Dufour A.F. Bacterial indicators of recreational water quality. *Canadian Jour. of Public Health.* 1984.
 94. UNEP/WHO Assessment of the present state of microbial pollution in the Mediterranean Sea and proposed control measures. Report of the second meeting of the working group for scientific and

- technical cooperation - Athens 21-25 November 1983 - MED POL - PHASE II United Nations Environment Programme in cooperation with the World Health Organization. 1983. P. 46.
95. Shuval H. I. Scientific, Economic and Social Aspects of the Impact of Pollution in the Marine Environment on Human Health—A Preliminary Quantitative Estimate of the Global Disease Burden. An unpublished report dated August 14, 1999 prepared for the Division on the Protection of Human Environment, WHO and GESAMP. 1999. 28 p.
 96. World Development Report 1993 Investing in Health—World Development Indicators. The World Bank, Oxford University Press.
 97. Murray C. J. L., Lopez A. D. The Global Burden of Disease. Harvard School of Public Health, Cambridge, MA. 1996
 98. WHO Draft Guidelines for Safe Recreational-Water Environments: Coastal and Fresh Waters. Draft for Consultation, Geneva, October 1998, World Health Organization (EOS/DRAFT/98.14), Geneva. 1998. 207 p.
 99. Fleisher J. M. Estimates of the severity of illness associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage. *Int. J. Epidemiol.* 1998. V. 27. P. 722-726.
 100. WTO Tourism Market Trends—World's Top 40 Tourist Destinations, 1998. World Tourism Organization, Madrid, 1999. 159 p.
 101. Yunis E. Personal communication based on unofficial estimates by the World Tourism Organization from Spain and other European countries visited by tourists. 1999.

102. Относительно разработки нормативных документов по санитарно-эпидемиологическому контролю лечебно-плавательных бассейнов. А. В. Мокиенко и др. *Медицинская реабилитация, курортология, физиотерапия*. 2007. № 3(51). С. 48–51.
103. Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water-United States, 2001–2002. J.S. Yoder et al. *MMWR Surveill Summ*. 2004. V. 53(8). P. 1-22.
104. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water-United States, 2003–2004. E.J. Dziuban et al. *MMWR Surveill Summ*. 2006. V. 55(12). P. 1-30.
105. Craun G.F., Calderon R.L., Craun M.F. Outbreaks associated with recreational water in the United States. *Int. J. Environ. Health Res*. 2005. V.15(4). P. 243-262.
106. Surveillance for waterborne disease outbreaks – United States, 1993–1994. M. H. Kramer et al. *Morb. Mortal. Wkly Rep*. 1995. V. 45. P.1-15.
107. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1999–2000. S.H. Lee et al. *MMWR Surveill Summ*. 2002. V. 51(22). P. 1-47.
108. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1997–1998. R.S. Barwick et al. *MMWR CDC Surveill Summ*. 2000. V. 49(12). P. 1–21.
109. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with drinking water and water not intended for drinking-United States, 2003–2004. J.L. Liang et al. *MMWR Surveill Summ*. 2006. V. 55(12). P. 31-65.

110. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1993–1994. M.H. Kramer et al. *MMWR CDC Surveill Summ.* 1996. V. 45(1). P. 1-33.
111. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1995–1996. D.A. Levy et al. *MMWR CDC Surveill Summ.* 1996. V.47(5). P. 1-34.
112. Surveillance for waterborne disease outbreaks – United States, 1991–1992. A.C. Moore et al. *MMWR CDC Surveill Summ.* 1993. V. 19(5). P. 1-22.
113. Pond K. Water Recreation and Disease Plausibility of Associated Infections: Acute Effects, Sequelae and Mortality. World Health Organization (WHO). 2005. 260 p.
114. WHO Guidelines for Safe Recreational Water Environments. V. 1. Coastal and Freshwaters. WHO, Geneva, Switzerland. 2003a
115. WHO Guidelines for Safe Recreational Water Environments. V. 2. Swimming Pools. Spas and similar recreational-water environments. WHO, Geneva, Switzerland. 2005.
116. WTO Tourism 2020 vision volume 7: Global forecasts and profiles of market segments. World Tourism Organization, Madrid, Spain. 2001
117. NOAA 2005 National survey on recreation and the environment: a partnership planning for the eighth national recreational survey. Forest Service, NOAA, University of Georgia and University of Tennessee. 2004 Available online: www.srs.fs.usda.gov/trends/Nsre/NSRE200562303.pdf Accessed 14th July 2005.
118. Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illness associated with bather exposure in the United Kingdom. J.M. Fleisher et al.

- American Journal of Public Health*. 1996.V. 86. P. 1228-1234.
119. Estimating the economic burden from illnesses associated with recreational water pollution — a case study in Orange County, California. *Journal of Environmental Management*. R.H. Dwight et al. 2005. V.76(2). P. 95-103.
 120. Evans E.J., Philipp R., Enticott R.G. Survey of the health consequences of participating in water-based events in the Bristol City Docks, January 1983. A report from the control of infection unit, Bristol and Weston Health Authority, to the Bristol City Docks Water Quality Study Group. Bristol, United Kingdom. 1983.
 121. Health risks of snorkel swimming in untreated water. R. Philipp et al. *International Journal of Epidemiology*. 1985. V.14(4). P. 624-627.
 122. The relationship between health effects in triathletes and microbiological quality of freshwater. G.J. Medema et al. *Water Science and Technology*. 1995. V.31. P. 19-26.
 123. Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to faecal pollution of freshwaters. I.A. van Asperen et al. *International Journal of Epidemiology*. 1998. V.27. P. 309-315.
 124. Health effects associated with recreational coastal water use: urban versus rural California. R.H. Dwight et al. *American Journal of Public Health*. 2004. V. 94(4). P. 565-567.
 125. Environment Agency, England and Wales. Recreational water quality objectives and standards: Phase 1 - data collection, presentation and recommendations. Research & Development Technical Report P2-253/TR. Bristol, United Kingdom. 2002

126. Gammie A.J., Wyn-Jones A.P. Does Hepatitis A pose a significant health risk to recreational water users? *Water Science and Technology*. 1997. V.35(11-12). P. 171-177.
127. Bacteriophages are a better indicator of illness rates than bacteria amongst users of a white water course fed by a lowland river. J.V. Lee et al. *Water Science and Technology*. 1997. V.35(11-12). P. 165-170.
128. Galbraith N.S., Barrett N.J., Stanwell-Smith R. Water and disease after Croydon: a review of water-borne and water-associated disease in the UK 1937-1986. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*. 1987. N1. P. 7-21.
129. Visvesvara G.S., Stehr-Green J.K. Epidemiology of free-living ameba infections. *J. Protozool*. 1990. V.37. P. 25S-33S.
130. Epidemiological trend of human leptospirosis in Italy between 1994 and 1996. L. Ciceroni et al. *European Journal of Epidemiology*, 2000. V.16(1). P. 79-86.
131. Active surveillance and risk factors for leptospirosis in Hawaii. D.M. Sasaki et al. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 1993. V. 48(1). P. 35-43.
132. Review of leptospirosis notifications in Queensland and Australia: January 1998-June 1999. L. Smythe et al. *Communicable Diseases Intelligence*. 2000. V. 24(6). P. 153-157.
133. Reynolds K. Collateral damage: The chronic sequelae of waterborne pathogens. *Water Conditioning and Purification Magazine*. 2003. V. 45(8). 3 p. Available online <http://www.wcp.net>. Accessed 21 November 2003.

134. Weiner E.S., Simpson J. The compact Oxford English dictionary. 2nd edn, Oxford University Press, Oxford, UK. 1989
135. Parkin R.T., Davies-Cole J.O., Balbus J.M. definition for chronic sequelae applied to campylobacter and Guillian-Barre syndrome (Gbs). *Annals of Epidemiology*. 2000. V. 10(7). P, 473.
136. Archer D.L., Young F.E. Contemporary issues: diseases with a food vector. *Clinical Microbiology Reviews*. 1988. V. 1. 377-398.
137. Bunning V.K. Immunopathogenic aspects of foodborne microbial disease. *Food Microbiology*. 1994. V.11. P. 89-95.
138. Bunning V.K., Lindsay J.A., Archer D.L. Chronic health effects of foodborne microbial disease. *World Health Statistics Quarterly*. 1997. V.50. P. 51-56.
139. Hill J.S., Gaston M., Lillicrap S. Arthritis associated with enteric infection. *Best Practice & Research Clinical Rheumatology*. 2003. V.17 (2). P. 219-239.
140. Yu D.T., Thompson G.T. Clinical, epidemiological and pathogenic aspects of reactive arthritis. *Food Microbiology*. 1994. V.11. P. 97-108.
141. Multiple brain abscesses caused by Salmonella typhi: case report. R.A. Hanel et al. *Surgical Neurology*. 2000. V. 53(1). P. 86-90.
142. Salmonella typhi osteomyelitis. J. Declercq et al. *Archives of Orthopaedic and Trauma Surgery*. 1994. V.113. P. 232-234.
143. Nachamkin I. Chronic effects of Campylobacter infection. *Microbes and Infection*. 2002. V.4(4). P. 399-403

144. Induction of anti-GM1 ganglioside antibodies by *Campylobacter jejuni* lipopolysaccharides. I. Wirguin et al. *Journal of Neuroimmunology*. 1997. V.78(1-2). P. 138-142.
145. Three patients with ophthalmoplegia associated with *Campylobacter jejuni*. S. Kuroki et al. *Pediatric Neurology*. 2001. V. 25(1). P. 71-74.
146. McDonald S.D., Gruslin A. A review of *Campylobacter* infection during pregnancy: a focus on *C. jejuni*. *Primary Care Update for OB/GYNs*. 2001. V.8(6). P. 253-257.
147. Guillain-Barre syndrome and Miller Fisher syndrome-associated *C. jejuni* lipopolysaccharides induce anti-GM1 and anti-GQ1b antibodies in rabbits. C.W. Ang et al. *Infection and Immunity*. 2001. V. 69(4). P. 2462-2469.
148. Encephalopathie fulminante a *Shigella flexneri*. S. Dieu-Osika et al. *Archives de Pediatrie*. 1996. V. 3(10). P. 993-996.
149. Lack of serologically defined arthritogenic *Shigella flexneri* cell envelope antigens in post-dysenteric arthritis. Ch. G. Van Bohemen et al. *Immunology Letters*. 1986. V.13(4). P. 197-201.
150. Gaston Hill J.S., Lillicrap M.S. Arthritis associated with enteric infection. *Best Practice & Research in Clinical Rheumatology*. 2003. V. 17(2). P. 219-239.
151. Lane S., Lloyd D. Current trends in research into the waterborne parasite *Giardia*. *Critical Reviews in Microbiology*. 2002. V.28(2). P. 123-114.
152. Hunter P. Waterborne Disease. Epidemiology and Ecology. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK, New York, USA. 1998.

153. Chiodini R.J. Crohn's disease and the mycobacterioses: a review and comparison of two disease entities. *Clinical Microbiology Reviews*. 1989. V.2(1). P. 90-117.
154. Identification of mycobacterial DNA in cutaneous lesions of sarcoidosis. N. Li et al. *Journal of Cutaneous Pathology*. 1999. V.26. P. 271- 278.
155. Vertebral osteomyelitis due to infection with nontuberculous Mycobacterium species after blunt trauma to the back: 3 examples of the principle of locus minoris resistentiae. E.D. Chan et al. *Clinical Infectious Diseases*. 2001. V. 32. P. 1506-1510.
156. Mead P.S., Griffin P.M. Escherichia coli O157:H7. *Lancet*. 1998. V.352(9135). P. 1207-1212.
157. Kuntz T.B., Kuntz S.T. Enterohemorrhagic E. coli infection. *Primary Care Update for OB/GYNs*. 1999. V.6(6). P.192-196.
158. WHO World Health Organization evaluation of carcinogenic risk to humans. Schistosome, liver flukes and Helicobacter pylori. *IARC Monographs*. 1994. V.61. P. 45-119.
159. Renal involvement in patients with hepatosplenic Schistosomiasis mansoni. H. Rocha et al. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 1976. V.25(1). P. 108-115.
160. Martinez A.J. Free-living amebas: infection of the central nervous system. *Mt Sinai Journal of Medicine*. 1993. V.60. P. 271-278.
161. Rahyaman S.M., Chira P., Koff R.S. Idiopathic autoimmune chronic hepatitis triggered by Hepatitis A. *American Journal of Gastroenterology*. 1994. V.89. P. 106-108.

162. Long term sequelae of *Helicobacter pylori* gastritis. E.J. Kuipers et al. *Lancet*. 1995. V.345(8964). P. 1525-1528.
163. Aseptic meningitis caused by *Leptospira australis*. D. Torre et al. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*. 1994. V.13. P. 496-497.
164. Casella G., Florio Scatena L. Mild pancreatitis in leptospirosis infection. *The American Journal of Gastroenterology*. 2000. V.95(7). P. 1843-1844.
165. Tattevin P., Dupeux S., Hoff J. Leptospirosis and the antiphospholipid syndrome. *The American Journal of Medicine*. 2003. V.114(2). P. 164.
166. Jokipii L., Pohjola S., Jokipii A.M.M. *Cryptosporidium*: a frequent finding in patients with gastrointestinal symptoms. *Lancet*. 1983. V.322(8346). P. 358-361.
167. Cryptosporidiosis: an update. M. Kosek et al. *Lancet Infectious Diseases*. 2001. V.1(4). P. 262-269.
168. Legionella pericarditis diagnosed by direct fluorescent antibody staining. J.A. Puleo Fadi et al. *The Annals of Thoracic Surgery*. 1995. V. 60(2). P. 444-446.
169. Nguyen M.H., Stout J.E., Yu V.L. Legionellosis. *Infectious Disease Clinics of North America*. 1991. V.5(3). P. 561-584.
170. Larsson A., Nilsson B., Eriksson M. Thrombocytopenia and platelet microvesicle formation caused by *Legionella pneumophila* infection. *Thrombosis Research*. 1999. V.96(5). P. 391-397.
171. Complications infectieuses fatales chez deux patients atteints de maladie de Still de l'adulte. M. Michel et al. *La Revue de Medecine Interne*. 1996. V.17(5). P. 407-440.

172. Loirat C. Post-diarrhoea haemolytic-uraemic syndrome: clinical aspects. *Archives de Pediatrie*. 2001. V.8(4). P. 776-784.
173. Shpilberg O., Shaked Y., Maier M.K. Long-term follow-up after leptospirosis. *Southern Medical Journal*. 1990. V.83(4). P. 405-407.
174. Lindsay J.A. Chronic sequelae of food-borne disease. *Emerging Infectious Diseases*. 1997. V.3(4). 11 pp.
175. Carr R., Bartram J. The control envelope and risk management (Chapter 5). In: J.A. Cotruvo et al. (eds.) *Waterborne Zoonoses: Identification, Causes and Control*. Published on behalf of the World Health Organization by IWA Publishing, London. 2004
176. Soldatou A., Davies E.G. Respiratory virus infections in the immunocompromised host. *Paediatric Respiratory Reviews*. 2003. V. 4(3). P. 193-204.
177. Janoff E.D., Smith P.D. Perspectives on gastrointestinal infections in AIDS. *Gastroenterology Clinics of North America*. 1988. V.17. P. 451-463.
178. Hierholzer J.C. Adenovirus in the immunocompromised host. *Clinics in Microbiological Reviews*. 1992. V.5. P. 262-274.
179. Cryptosporidiosis-associated mortality following a massive waterborne outbreak in Milwaukee, Wisconsin. N.J. Hoxie et al. *American Journal of Public Health*. 1997. V.87(12). P. 2032-2035.
180. Levine W., Griffin P. *Vibrio* infections on the Gulf Coast: results of first year regional surveillance. *Journal of Infectious Diseases*. 1993. V.167. P. 479-483.
181. Gerba C.P., Rose J.B., Haas C.N. Sensitive populations: who is at the greatest risk? *International Journal of Food Microbiology*. 1996. V.30. P. 113-123.

182. Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. D. Kay et al. *Water Research*. 2004. V. 38. P. 1296-1304.

РАЗДЕЛ 3 НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА РЕКРЕАЦИОННЫХ ВОД

История вопроса фрагментарно освещена в предыдущем разделе. Поэтому представляется необходимым вкратце осветить конкретные аспекты нормирования качества рекреационных вод в различных международных документах и нормативных документах Украины.

В комментарии (13.6) к соответствующей таблице (13.3) руководства ВОЗ *Guidelines for safe recreational water environments (Volume 1. Coastal and fresh waters)* [114, раздел 2] эксперты в этой области отмечают следующее.

В настоящее время разработано много международных и национальных схем аттестации прибрежных рекреационных вод, которые включают связанную с безопасностью информацию. Международные примеры включают Голубой флаг (который является самым популярным в Европе) и программы *Coastwatch*. Кроме того, у многих стран также есть один или несколько национальных эквивалентов. В Соединенном Королевстве, например, используется много других схем рейтинга, включая *Приморские Премии*, *Good Beach Guide* и *Beachwatch*. Такое ранжирование имеет большое влияние на туризм. например, в США (Leatherman, 1997) [1] и, в результате, обычно рассматривается как желательное местными властями и туристическими агентствами.

Вместе с тем, здесь существует определенная несогласованность, поскольку авторы таких схем пользуются стереотипными подходами при их разработке (Williams, Morgan, 1995) [2].

Речь идет об: 1) информировании потребителей о качестве воды так, чтобы они могли сделать выбор места назначения и оценить риски от купания в прибрежных водах; 2) рекомендациях ближайшим компаниям, которые хотят снизить риск, вызванный неблагоприятной оглаской о плохом качестве воды; 3) помощи менеджерам курорта и местным властям относительно гарантий о единых стандартах и общей системе их измерения (Nelson и соавт., 1999) [3].

Однако, в некоторых из этих программ проблемы здоровья человека занимают незначительный фрагмент. Тогда как они должны быть доминирующим признаком в классификации, если есть вероятность их интерпретации пользователями с акцентом на безопасность.

Существуют веские доказательства, что подавляющее большинство опасностей, связанных с использованием рекреационных вод, имеют мгновенную или кратковременную природу. Подтопление связано с прибрежными ветрами, уносящими плавсредства в открытое море. Для качества воды в определенных прибрежных водах имеет значение увеличенное загрязнение при определенных условиях, например сброс сточных вод, ливневых стоков. В эвтрофированных пресных водоемах может возникать накопление цианобактериальной «пены», что может представлять определенную опасность для детей. В таких случаях следует считать необходимыми кратковременные консультативные уведомления. Этот подход может обеспечить безопасное использование рекреационных вод. Примеры условий, которые могут привести к серьезным последствиям для здоровья при использовании рекреационных прибрежных вод, представлены в табл. 3.1.

Таблица 3.1.

Условия, которые могут привести к серьезным последствиям для здоровья при использовании рекреационных прибрежных вод

Опасность	Пример условий, требующих незамедлительных мер
Подтопление	Сильный прибой
	Разрушение защитных укреплений
	Прорыв дамбы на реке
Микробное	Загрязнение сточно - фекальными водами (например, из-за прорыва канализационного коллектора), 95%-ный уровень кишечных энтерококков > 500/100 мл (или > 200/100 мл если источник представляет фекальное загрязнение) в последовательных образцах. Возникновение большой вспышки кишечной инфекции у местного населения (особенно, если агент устойчив к процессам очистки сточных вод и имеет небольшую инфекционную дозу)
Водоросли и цианобактерии	Присутствие пены или обнаружение 100 000 клеток/мл
Химический	Химический выброс или значительное загрязнение
Опасные водные организмы	Присутствие связано со смертельными случаями (например, акулы, гиппопотамы, крокодилы, аллигаторы, медузы)

Принятие Евродирективы относительно качества воды для купания [4] (как до, так и после) сопровождалось большим числом аналитических и поисковых исследований.

Пересмотренная версия Директивы 76/160/EWG (вступила в силу 24 марта 2006) разработана с целью научно обоснованного внедрения результатов исследований риска заболеваний, связанных с купанием. Новая Директива 2006/7/ЕС, которая внедрялась в странах ЕС в течение двух лет, содержит несколько положительных новаций, которые улучшат защиту купальщиков, а именно: а) связанные со здоровьем индикаторы, б) однородные методы обнаружения, в) требования активного контроля и г) более строгие стандарты для прибрежных вод. В Германии 16 земель ответственны за контроль таких вод на государственном уровне. Непосредственное применение новой директивы затруднено отсутствием контроля параметра «кишечные энтерококки». Принято решение о начале использования этого показателя с 2008 г. Это позволит в 2011 г. создать первую классификацию вод для купания согласно требований новой директивы [5].

В оценке этого документа отмечено следующее [6]. Одна из самых существенных особенностей этого проекта - введение бактериальных стандартов, которые являются более строгими для прибрежных морских, чем для пресных вод. Это решение кажется необоснованным, так как взято исключительно из результатов двух эпидемиологических исследований (в прибрежных и пресных водах), согласно которым уровень гастроэнтерита среди купальщиков в первом случае был более высоким, чем во втором. Однако, не было принято во внимание, что концентрации бактериальных индикаторов, при которых

уровень гастроэнтерита начал увеличиваться, были почти идентичны в обоих исследованиях. Отношение между стандартными концентрациями *E. coli* и кишечных энтерококков было установлено в 2,5, тогда как в немецких поверхностных водах с низкими уровнями загрязнения эта цифра колеблется от 2,7 до 4,0 и выше для необработанных и обработанных сточных вод. Как следствие, в большинстве случаев несоблюдение директивы в Германии было бы вызвано исключительно нарушением стандарта для *E. coli*. В оценке рисков инфекции также принято во внимание, что адекватность *E. coli* и кишечных энтерококков, как индикаторов наличия либо отсутствия вирусов, несостоятельна, поскольку последние более устойчивы в водной среде.

Цель исследования [7] состояла в оценке эффективности Евродирективы [4] с точки зрения предотвращения контаминации патогенными микроорганизмами вод для купания. Образцы прибрежных вод были ранжированы согласно Директиве. Установлено, что 2,5 % «превосходной» воды содержали *Salmonella*, 39,2 % *Candida albicans*; 11,8 % образцов в «хорошей» категории были положительны на *Salmonella* и 35,2 % на *C. albicans*. Когда те же данные были проанализированы согласно критериям USEPA для морских вод, положительных образцов было меньше, однако 6,0 % содержали *Salmonella*. Результаты показывают, что пороговые значения бактериальных индикаторов Директивы 2006/7/ЕС не исключили полностью контакт купальщиков с опасными патогенными микроорганизмами. Индекс энтерококков как индикатор, является, вероятно, единственным надежным критерием исключения риска контакта с *Salmonella*.

В работе [8] представлено категорирование ирландских прибрежных областей для купания в

соответствии с новыми стандартами вод для купания согласно Евродирективе [4]. Проведен ретроспективный анализ результатов микробиологических исследований вод для купания в течение сезонов 1999, 2000 и 2001 гг. Показано, что количество областей, не достигающих «превосходного» качества утроено; число достигающих «хорошей» классификации увеличено примерно до 50 % и «слабой» увеличено девятикратно. Обсуждены некоторые из недостатков предложенной Директивы и предложения для ее пересмотра.

Автор статьи [9] (2001 год) проанализировал жизнеспособность Европейской директивы EU Bathing Water Directive 1976 года за 25 лет и пришел к выводу о значительном улучшении качества прибрежных рекреационных вод всюду по Европе, что отражает успехи здравоохранения в этой области. Возрастание уровня жизни населения и требований обусловило принятие новой редакции этого документа (EU, 1994), в котором отражены важные изменения в микробиологических параметрах. Оценка микробного загрязнения имеет приоритетное значение в этом документе, что соответствует регулирующим схемам «Annapolis Protocol» (WHO/US EPA, 1999). В этом сообщении [9] обсуждаются микробиологические аспекты контроля рекреационных морских вод в контексте результатов эпидемиологических и микробиологических исследований.

Побудительными мотивами создания этой директивы были в том числе исследования EPA в Соединенных Штатах Америки в 1972-1978 гг., согласно которым предполагаемый риск купания в морской воде, содержащей 100 энтерококков в 100 мл, связан с 25-40 случаями желудочно-кишечных заболеваний на 1 000 человек [10].

В Португалии продемонстрирована эквивалентность новых бактериологических параметров с предыдущими. Проанализировано качество воды 25 прибрежных областей с использованием новых и старых микробиологических индикаторов фекального загрязнения. Статистический анализ продемонстрировал эквивалентность результатов, полученных для фекальных колиформ, с кишечной палочкой и для фекальных стрептококков с кишечным энтерококками [11].

В работе [12] показано наличие *Salmonella* в прибрежных водах, отнесенных к категории «хорошие» (9,3 %) и «превосходные» (14,4 %), что ставит под угрозу идею, что фекальные индикаторы могут быть показателями отсутствия патогенных микроорганизмов.

В Германии выполнены эпидемиологические исследования общественных пресноводных участков для купания [13]. В общей сложности 2 196 лиц из местного населения разделены на купальщиков и некупальщиков. Купальщики были подвергнуты воздействию в течение 10 минут и должны были погрузить свою голову по крайней мере три раза. Водные образцы для микробиологического анализа были отобраны с интервалами 20 минут. Объективные эффекты уровней "отсутствия наблюдаемого неблагоприятного эффекта" (NOAELs) были продемонстрированы для трех различных дефиниций гастроэнтерита и четырех микроорганизмов - фекальных индикаторов. Относительные риски для купальщиков в водах с уровнями выше NOAELs по сравнению с некупальщиками колебались от 1,8 (95%-ый CI, 1,2-2,6) до 4,6 (95%-ый CI, 2,1-10,1) в зависимости от вида гастроэнтерита. Глотание воды являлось дополнительным фактором риска. Предложены безопасные уровни содержания микроорганизмов: 100 *E. coli*, 25 кишечных

энтерококков, 10 соматических колифагов и 10 *Clostridium perfringens* в 100 мл.

Анализ результатов 18 эпидемиологических исследований в попытке характеризовать отношения между концентрациями бактериальных индикаторов и уровнями острых желудочно-кишечных заболеваний среди купальщиков, которые использовали пресную или морскую воду в рекреационных целях, показал следующее [14]. Риски были оценены для гипотетического человека, который купался 20 раз/год в воде, которая содержала данную концентрацию микроорганизмов. Для пресной воды очень вероятный риск желудочно-кишечных заболеваний, связанный с уровнем 10 фекальных колиформ/100 мл воды, составлял 0,2 случая/1,000 человек/год; для фекальных стрептококков - 2 случая/1,000. Для 100 бактерий/100 мл пресных вод ежегодные риски составляли 1 и 13 случаев/1,000 человек/год соответственно. Риски, связанные с фекальным колиформами были ниже в морской, чем в пресной воде. Независимо от типа исследованной воды общее количество колиформ слабо коррелировало с осложненным течением острого гастроэнтерита. Авторы этого исследования утверждают, что уровни фекальных колиформ и фекальных стрептококков должны использоваться как критерии контроля инфекционного риска, связанного с использованием морской и пресной воды в рекреационных целях.

Рекомендуемые величины Евродирективы [4] состоят в следующем.

Качество воды для купания должно быть классифицировано как «плохое», если в наборе данных о качестве воды, пригодной для купания и плавания, в течение последнего периода микробиологические параметры хуже, чем при удовлетворительном качестве.

Качество воды для купания должно быть классифицировано как «удовлетворительное», «хорошее», «отличное» если в наборе данных о качестве воды, пригодной для купания и плавания в течение последнего периода параметры соответствуют представленным в табл. 3.2., 3.3, и если вода для купания подвергается кратковременному загрязнению при условии, что:

- применяются соответствующие меры контроля, включая наблюдение, системы раннего оповещения и контроля в целях предотвращения воздействия на купальщиков посредством предупреждения или, в случае необходимости, запрета;
- применяются соответствующие меры контроля для предотвращения, уменьшения или устранения причины загрязнения;
- количество образцов из-за кратковременного загрязнения в последний период оценки составляло не больше 15 % общего количества образцов по календарю мониторинга.

Таблица 3.2

Для внутренних вод

Параметр	Отличное качество	Хорошее качество	Удовлетворительное	Методы анализа
Кишечные энтерококки (КОЕ/100 мл)	200 (i)	400 (*)	330 (ii)	ISO 7899-1 ISO 7899-2
<i>E. coli</i> (КОЕ/100 мл)	500 (*)	1 000 (*)	900 (**)	ISO 9308-3 ISO 9308-1

Таблица 3.3

Для прибрежных или транзитных вод

Параметр	Отличное качество	Хорошее качество	Удовлетворительное	Методы анализа
Кишечные энтерококки (КОЕ/100 мл)	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 ISO 7899-2
<i>E. coli</i> (КОЕ/100 мл)	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 ISO 9308-1

(*) Основано на оценке с 95%-ной вероятностью.

(**) Основано на оценке с 90%-ной вероятностью.

Рекомендуемые критерии качества рекреационных вод (RWQC) (EPA, 2012) [15] представлены в табл. 3.4.

В документе Украины [16] гигиенические требования к составу и свойствам воды водных объектов в пунктах купания, спорта и отдыха населения такие (табл. 3.5).

В другом документе Украины [17] требования к качеству воды по санитарно-микробиологическим показателям в районах купания изложены следующим образом.

7.11. Перед початком купального сезону проводиться відбір проб води акваторії пляжів на 1 км вище по течії від зони купання на річках і 0,1-1 км по обидві сторони від неї на морях і водосховищах, а також в межах зони купання. У період купального сезону відбір проб води проводиться не менше ніж у двох точках, вибраних відповідно до характеру, протяжності та інтенсивності використання зон купання.

Таблица 3.4

Рекомендуемые критерии качества рекреационных вод (RWQC) (EPA, 2012) [15]

Элементы критериев	Предполагаемый уровень заболеваемости (NGI): 36 за 1 000 первичных контактов рекреантов		или	Предполагаемый уровень заболеваемости (NGI): 32 за 1 000 первичных контактов рекреантов	
Величина			Величина		
Индикатор	GM (КОЕ/100 мл) ^a	STV (КОЕ/100 мл) ^a	GM (КОЕ/100 мл) ^a	STV (КОЕ/100 мл) ^a	
Энтерококки – морская и пресная	35	130	30	110	
или					
<i>E. coli</i> – пресная	126	410	100	320	
Продолжительность и частота: величина GM не должна превышать данную величину GM в любом 30-дневном интервале. Частота колебаний на 10 % должна быть не выше данной величины STV в том же 30-дневном интервале.					

Примечания: GI illness – желудочно-кишечные заболевания; NGI NEEAR-GI illness; NEEAR National Epidemiological and Environmental Assessment of Recreational Water; GM - среднегеометрическая величина; STV - статистическое пороговое значение. ^a EPA рекомендует использовать метод EPA 1600 (U.S. EPA, 2002a) для определения культурабельных энтерококков или другой эквивалентный метод и метод EPA 1603 (U.S. EPA, 2002b) для определения культурабельных *E. coli* или любой другой эквивалентный метод.

Таблиця 3.5

Гігієнічні вимоги до складу та властивостей води водних об'єктів в пунктах купання, спорту та відпочинку населення [16]

Показники	Вимоги
Збудники захворювань	Вода не повинна містити збудників захворювань
Лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП)	Не більше 5000 в 1 л
Коліфаги (у бляшкоутворюючих одиницях)	Не більше 100 в 1 л
Життєздатні яйця гельмінтів (аскарид, волосоголовців, токсокар, фасціол), онкосфери теніід та життєздатні цисти патогенних кишкових найпростіших	Не повинні міститися в 1 л

7.12. Частота відбору проб встановлюється в кожному конкретному випадку органами та установами санітарно-епідеміологічної служби, але не менше двох разів за усіма санітарно-хімічними і мікробіологічними показниками до початку купального сезону та не менше двох разів на місяць в період купального сезону.

7.13. Регламентовані рівні фізико-хімічних і мікробіологічних показників якості вод морів, водосховищ, рік повинні забезпечувати безпечність

рекреаційного, лікувально-оздоровчого господарсько-питного водокористування (в т.ч. після опріснення).

7.14. Склад і властивості води в районі рекреаційного водокористування повинні відповідати вимогам, наведеним у табл. 3.6, за санітарно-мікробіологічними показниками.

Таблиця 3.6

Вимоги до якості води за санітарно-мікробіологічними показниками в районах купання населення [17]

Показники	Число мікроорганізмів в 1 л води (індекс) не повинно перевищувати
Збудники інфекційних захворювань	Не повинні виявлятися
Лактозопозитивні кишкові палички - ЛКП	5000
Коліфаги (фаги ешерихій)	100

7.15. У порядку поточного контролю визначають основні мікробіологічні показники епідемічної безпеки води - лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП), коліфаги (показники вірусного забруднення).

7.16. Додаткові дослідження води і донних відкладень на наявність збудників інфекційних захворювань (черевного тифу, паратифів, дизентерії та інших патогенних мікроорганізмів, що циркулюють у даній місцевості) проводять при повторних обстеженнях районів водокористування з перевищенням граничних рівнів

забруднення за основними мікробіологічними показниками, а також з урахуванням епідситуації. При відсутності у воді збудників інфекційних захворювань органи та установи санепідслужби в кожному конкретному випадку можуть дозволити рекреаційне водокористування у даній частині моря за умови, що в період максимальних денних рекреаційних навантажень індекс ЛКП не перевищує 25000; індекс колифага - 500, для річок і водоймищ індекс ЛКП не більше 5000, індекс колифага не більше 100.

7.17. При проведенні аналізу води за епідпоказаннями на наявність парагемолітичних вібріонів їх кількість в 1 л води в місцях рекреації не повинна перевищувати 1000.

7.18. Для оцінки небезпеки виникнення захворювань шкіри, слизових оболонок додатково визначають лецитиназопозитивні стафілококи, кількість яких в 1 л води не повинна перевищувати 100.

7.19. Для уточнення характеру і виявлення джерела мікробного забруднення води визначають ешеріхії та ентерококи, кількість яких в 1 л води не повинна перевищувати 1000.

ЛИТЕРАТУРА

1. Leatherman S.P. Beach rating: a methodological approach. *Journal of Coastal Research*. 1997. V.13(1). P. 253–258.
2. Williams A.T., Morgan R. Beach awards and rating systems. *Shore & Beach*, 1995. V.63(4). P. 29–33.
3. Nelson C., Williams A., Bin H. Award schemes and beach selection by tourists-a Welsh (UK) perspective. *Coastal Engineering*. 1999. V.2. P. 156–168.

4. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. Official Journal of the European Union. 4.3.2006/ 175 64/37 L 64/51
5. Szewzyk R., Knobling A. Implementation of the new EU Bathing Water Directive in Germany. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz*. 2007. V.50(3). P.354-358.
6. The EU Bathing Water Directive. Risk assessment and standards. H. Dizer et al. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz*. 2005. V.48(5). P. 607-614.
7. Efstratiou M.A., Tsirtsis G. Do 2006/7/EC European Union Bathing Water Standards exclude the risk of contact with Salmonella or Candida albicans? *Mar. Pollut. Bull.* 2009. V.58(7). P.1039-1044.
8. Chawla R., Real K., Masterson B. An assessment of the impact of the proposed EU bathing water directive on Irish coastal bathing area compliance. *Water Sci. Technol.* 2005. V.51(3-4). P.225-230.
9. Efstratiou M.A. Managing coastal bathing water quality: the contribution of microbiology and epidemiology. *Mar. Pollut. Bull.* 2001. V.42(6). P. 425-432.
10. Saliba L.J., Helmer R. Health risks associated with pollution of coastal bathing waters. *World Health Stat. Q.* 1990. V.43(3). P.177-187.
11. Bathing waters: new directive, new standards, new quality approach. C.R. Mansilha et al. *Mar. Pollut. Bull.* 2009. V.58(10). P.1562-1565.
12. Salmonella: the forgotten pathogen: health hazards of compliance with European bathing water legislation.

- C.R. Mansilha et al. *Mar. Pollut. Bull.* 2010. V.60(6). P. 819-26.
13. A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. A. Wiedenmann et al. *Environ. Health Perspect.* 2006. V. 114(2). P. 228-236.
 14. Risks associated with the microbiological quality of bodies of fresh and marine water used for recreational purposes: summary estimates based on published epidemiological studies. D. Zmirou et al. *Arch. Environ. Health.* 2003. V. 58(11). P. 703-711.
 15. Recreational Water Quality Criteria. EPA USA. Office of water 820-f-12-058. 2012. 63 p.
 16. Про затвердження Державних санітарних правил планування та забудови населених пунктів. Наказ МОЗ України N 173 від 19.06.96. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 24 липня 1996 р. за N 379/1404. Режим доступу:
<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>
 17. Про затвердження Державних санітарних правил розміщення, улаштування та експлуатації оздоровчих закладів. Наказ МОЗ України N 172 від 19.06.96. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 24 липня 1996 р. за N 378/140. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0378-96>

РАЗДЕЛ 4

АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ БИОЛОГИЧЕСКОЙ КОНТАМИНАЦИИ РЕКРЕАЦИОННЫХ ВОД УКРАИНЫ

4.1 Хозяйственно-бытовые вторично-очищенные сточные воды как источник загрязнения рекреационных вод

Проведенная нами оценка качества очистки городских смешанных (промышленно-бытовых) сточных вод СБО «Южная» г. Одессы [1] 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/л), а также ОМЧ (на один порядок, средняя $1,4 \times 10^5$ КОЕ/л) и колииндекса (на три порядка, средняя 10^6 КОЕ/л).

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 ЛКП, как критерия свежего фекального загрязнения, составляют порядка 100 000 КОЕ/л.

Согласно действующим в Украине нормативным документам [16,17, раздел 3] индекс ЛКП (фекальных коли-форм) в морской воде в районах купания населения должен составлять не более 5000 КОЕ/л. При этом, в документе [17] (п. 7.16) оговаривается следующее: «При відсутності у воді збудників інфекційних захворювань органи та установи санепідслужби в кожному конкретному

випадку можуть дозволити рекреаційне водокористування у даній частині моря за умови, що в період максимальних денних рекреаційних навантажень індекс ЛКП не перевищує 25000». Даже в этом случае, с учетом сброса сточных вод в рекреационные воды Одесских пляжей, можно сделать вывод, что загрязнение морской воды превышает нормативное в среднем в 4 раза.

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, 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 данной проблемы в Украине свидетельствуют следующие данные. В 2006 г. Минздравом Украины был издан приказ (№ 83 от 23.02.2006) 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 № 26 от 01.09.2004 г. «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».

В соответствующем документе Украины [17, раздел 3] регламентируется следующее: «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 коли-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 эпидемической опасности для водных объектов такое обеззараживание является обязательным.

На рис. 4.1 представлены результаты санитарно-вирусологического мониторинга морской (лиманной) воды Одесской области по данным центральной иммуно-вирусологической лаборатории Одесской областной санитарно-эпидемиологической службы [1, 2]. 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 [3] также значительно колеблется: для ЭВ от 8,7 до 43,9 % (по нашим данным 3,8 % с колебаниями от 0 до 21 %).

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

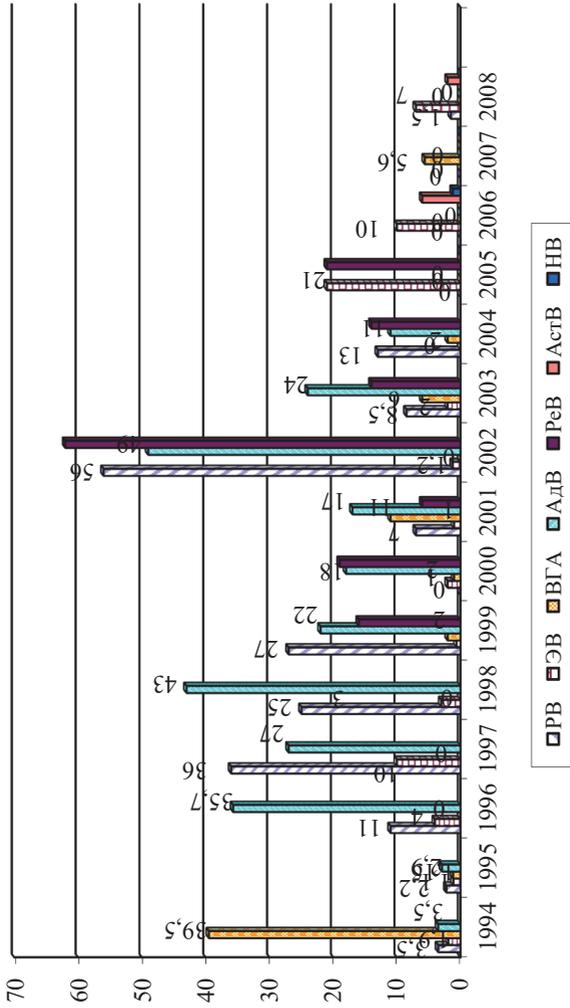


Рис. 4.1 Результаты санитарно-вирусологического мониторинга морской (лиманной) воды Одесской области

пляжей ЭВ выявлены в 15,9 %, а в других точках (возле причалов, в промышленной зоне) – в 8,8 %.

По мнению авторов [4, 5], 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.

Проанализировав вышеизложенный материал, представляется необходимым сделать следующие выводы [1, 2]:

1. Хозяйственно-бытовые вторично-очищенные сточные воды СБО «Южная» являются значимым фактором микробной контаминации морской воды рекреационной зоны.

2. Инфекционные больницы морских портовых городов являются потенциальным источником загрязнения морской воды прибрежной зоны возбудителями кишечных инфекций.

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

В результате исследований [1, 2, 6] обоснована возможность применения диоксида хлора в дозах $\leq 2,0$ мг/л при экспозиции 1 час и, особенно, при экспозиции 2 часа для обеззараживания вторично очищенных сточных вод, что позволяет свести к минимуму эпидемические риски при сбросе в рекреационные воды. При этом достигается 99,92 %-ная инактивация для ЛКП и 99,999 %-ная - для энтерококков (ЭК).

Это же в полной мере относится к твердым (таблетированных, порошковых) препаратам диоксида хлора [7].

4.2 Судовые сточные и балластные воды как значимый фактор загрязнения прибрежных рекреационных вод [8-10]

Глобальная программа защиты окружающей среды (GEF – UNDP) идентифицирует интродукцию (введение) чужеродных морских разновидностей в другие экосистемы с балластной водой судов как одну из четырех самых больших угроз Мировому океану наравне с антропогенным загрязнением, последствиями эксплуатации морских ресурсов и физическим разрушением морской среды обитания [11].

Учитывая возрастание объемов трансконтинентальных перевозок водным транспортом, повышение числа судозаходов и сокращение продолжительности рейсов, очевидна значимость потенциальной опасности сбрасываемого судами балласта.

По оценкам Международной Морской Организации (ИМО) суммарный годовой объем балластных вод, транспортируемых судами из одних регионов Мирового океана в другие, составляет порядка 10 миллиардов тонн [12]. В ответ на угрозу водных инвазий Конференция по Окружающей среде и Развитию Организации Объединенных Наций (UNCED) (Рио-де-Жанейро, 1992) обратилась к ИМО с обращением о необходимости принять меры к переносу вредных организмов судами [13].

В ноябре 1997 года 20-я Ассамблея ИМО приняла Резолюцию А.686 (20), в которой декларируются “Руководящие принципы контроля водяного балласта судов и управления им для сведения к минимуму переноса вредных водных организмов и патогенов ” [14]. Эти меры включают:

- уменьшение поступления организмов путем предотвращения балластировки на мелководье и в

темноте (когда активность гидробионтов повышается);

- очистку балластных танков от осадков;
- предотвращение дебалластировки, если в этом нет необходимости;
- совершенствование системы управления изолированным балластом (замена изолированного балласта в открытом море; минимальные объемы сброса; сброс изолированного балласта на береговые станции обработки).

Экологическая опасность сброса балластных вод и их осадков состоит во внедрении несвойственных видов в местные экосистемы, о чем свидетельствуют данные [15, 16] о существенном дисбалансе в исторически сложившихся биоценозах, обусловленном проникновением чужеродных гидробионтов: моллюска рапана в воды Черного и Азовского морей (50-е годы); токсичных водорослей динофлагеллят в воды Австралии (60-70-е годы); зебровидного моллюска в воды Великих озер США и Канады (70-е годы); гребневика мнеомипсиса в бассейн Черного моря (80-е годы).

Помимо этого, судовые балластные воды представляют определенную эпидемическую угрозу в силу возможности переноса болезнетворных микроорганизмов на большие расстояния. Так, распространение холеры в портах Центральной и Южной Америки связывают со сбросом загрязненных холерным вибрионом балластных вод, которые транспортировались от портов Азии к Латиноамериканским прибрежным водам [17]. В связи с этим, некоторые южноамериканские страны принимают жесткие меры в отношении судового балласта прибывающих судов: в Чили с 1995 года существуют принудительные требования по балластной воде,

состоящие в обязательной реballастировке за пределами 12 – мильной зоны для любого судна, прибывающего из эпидоопасных зон, либо обязательной обработки ballастной воды хлорпрепаратами до деballастировки в порту; в Аргентине с начала 1990-го года портовые власти Буэнос-Айреса требуют хлорирование ballастной воды для всех судов, заходящих в порт.

В 1973 году на Международной конференции по загрязнению моря проблема ballастной воды была поднята в контексте транспортировки патогенов, могущих оказать неблагоприятное воздействие на здоровье людей. Конференция приняла Решение, которое отметило, что «принятые ballастные воды могут содержать болезнетворные бактерии, что представляет опасность распространения эпидемических болезней в другие страны». В решении содержится предложение к ИМО и ВОЗ «начать изучение по этой проблеме на основе любых данных и предложений, которые могут быть представлены правительствами» [17].

Глобальная Проектная Целевая Группа (GPTF) Комитета по защите морской среды (MEPC) ИМО совместно с ВОЗ приступили к разработке совместных мер для предотвращения переноса холеры и других болезней с ballастной водой судов [18].

По мнению авторов [19], уровень изучения рисков загрязнения моря вследствие сбросов сточных и ballастных вод из морских (речных) судов в акватории портов, которые граничат с рекреационными зонами, следует признать крайне недостаточным. Это касается изучения уровней контаминации морской воды санитарно-показательной микробиотой и возбудителями опасных кишечных заболеваний бактериальной, вирусной и паразитарной этиологии, а также сточных вод иностранных судов (порядка 18 000 ежегодно). Последние

сбрасываются в городские канализационные сети без обеззараживания, что создает высокий эпидемический риск биологического загрязнения городских сточных вод и водной среды и является дополнительным фактором эпидемической опасности.

Для создания благоприятных условий водопользования крайне необходима реализация таких основных принципов:

- мониторинг бактериального, вирусного и паразитарного загрязнения морской (речной) воды акваторий портов;
- научно-техническое обоснование и реализация технологических решений, которые обеспечивают санитарную охрану водоемов при эксплуатации как плавсредств, так и промышленных береговых предприятий, которые гарантируют чистоту так называемых исходных стоков;
- организация системы государственного санитарного надзора за выполнением водно-санитарного законодательства.

Комплексная система санитарно-противоэпидемической безопасности может быть эффективной лишь при условии объединения этих составляющих, которые следует учитывать в процессе организации водоохраных мер в портах.

Текущее состояние проблемы иллюстрируется результатами анализа деятельности санитарно-карантинных отделов санитарно-эпидемиологической службы на водном транспорте в 2011 г.

Всего специалистами санитарно-карантинных отделов проведено обследование 16816 судов, прибывших из-за границы. По сравнению с 2010 г. количество таких судов увеличилась на 323 судна (1,9%), (2010 г. – 16493

судна). В большинстве случаев (82,7 %) это иностранные суда.

Тенденция увеличения прихода судов из-за границы отмечается в Одесском, Ильичевском, Юженском портах.

В отчетном году из-за границы прибыло 2583 судна, которые посетили страны эпиднеблагополучные по особо опасным инфекциям и малярии, что на 1510 меньше, чем в 2010 г. (4093).

Из общего количества прибывших из-за границы судов 1178 имели санитарно-опасные грузы (увеличение по сравнению с 2010 годом на 222 судна). Эта тенденция отмечается в гг. Одесса, Ильичевск, Николаев. Следует отметить, что в аналитических справках санитарно-опасные грузы не расшифровываются.

Заход судов с открытой фановой системой в порты Украины не зарегистрирован. Для контроля эффективности работы установок по очистке и обеззараживанию сточных вод на судах отобрано 1653 образца сточных вод для исследования по санитарно-микробиологическим показателям (2010 г. – 1605). Несоответствие санитарным требованиям сточных вод отмечено в 651 случая (39,0 %).

Эти цифры стабильно отмечались в предыдущие несколько лет. Следует отметить, что 60 % исследований сточных вод проводилось в Одесском и Ильичевском портах. В этих же портах исследования сточных вод проводились на 26 % иностранных судов. В г. Южном исследование сточных вод проведены на 167 судах, что составляет 13 % всех иностранных судов, которые посетили этот порт.

В г. Николаев этот показатель составляет 11 % (2010 г. – 7,4%); в Азовском бассейне лабораторными исследованиями сточных вод охвачены 5 % иностранных

судов (2010 г. – 1,8%), в Крымском бассейне – 5 % (2010 г. – 4,4 %).

Административные меры к капитанам судов в случаях нестандартных результатов исследования сточных вод применялись только в 34,2 % случаев. В бассейновых и портовых санэпидстанциях решение проблемы сточных вод на судах ограничено наложением штрафов на капитанов. Не используются другие методы влияния: работа с агентами, запрет захода в порт таких судов, постановка вопроса перед судовладельцами и т.п.

Морская вода на холеру исследовалась в 253 случаях (102 – иностранные суда и 151 – каботажное судно). На патогенную микрофлору исследовалось 69 образцов морской воды. Результаты исследования отрицательные.

В 2011 г. продолжался контроль судовых балластных вод. Согласно аналитическим справкам бассейновых и портовых СЭС все прибывающие из-за границы суда проводят замену балластных вод до приходу в порты Украины в Черном море. Для лабораторных исследований на иностранных судах отобрано 2948 образцов по санитарно-микробиологическим показателям.

Наиболее широко применялся этот метод контроля в Южненской портовой СЭС (1860 проб на микробиологические и химические показатели). В 145 исследованных образцах выделены бактерии группы кишечной палочки, в 2 – коли - фаги.

478 исследований балластных вод проведено в гг. Одесса и Ильичевск, при этом в 49 образцах выделена кишечная палочка.

Анализ деятельности санэпидслужбы на водном транспорте в этом аспекте показывает отсутствие единых методов подхода специалистами санитарно-карантинных отделов при надзоре за судами по предотвращению загрязнения моря сточными и балластными водами.

4.3 Исследование биологической контаминации рапы и лечебных грязей (пелоидов) Шаболатского (Будаковского) лимана

4.3.1 Исследование условно-патогенной и патогенной микробиоты

Определение патогенной и условно-патогенной микробиоты (вибрионов, шигел, сальмонел, энтеропатогенной кишечной палочки, кокков /стафилококки, энтерококки/, псевдомонад, микромицетов) а также выделение и идентификацию микроорганизмов проводили по общепринятым методам согласно нормативным документам и определителю Bergey [20-23].

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.

Исследования были направлены на выделение 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. 4.1, 4.2.

Таблица 4.1

Условно-патогенная и патогенная микробиота рапы лимана (месяцы 2011 года)

	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 4.2

Условно-патогенная и патогенная микробиота пелоидов лимана (месяцы 2011 года)

	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>

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*. Таксономический спектр изолированных штаммов представлен в табл. 4.3.

Выделение штаммов *S. epidermidis*, *E. coli*, *E. faecalis*, грибов рода *Candida* может служить косвенным показателем загрязнения лимана антропогенной микрофлорой. Причем в пробе №1 (Шаболатський лимана) 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. [24], 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 АТСС штаммами *V. diazotrophicus*.

Таблица 4.3
 Таксономичный спектр микроорганизмов, выделенных из рапы Шаболатского (Будакского) лимана, согласно определителю Bergey

Группа бактерий согласно определителю Bergey, 1997	Семейство	Род	Количество изолированных штаммов, абс.
1	2	3	4
Группа 4. Грамнегативные, аэробные, микроаэрофильные палочки и кокки		<i>Pseudomonas</i>	7
Группа 5. Грамнегативные, факультативно-анаэробные палочки	<i>Methylbacteriaceae</i>	<i>Methylbacterium</i>	5
	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Enterobacter</i>	3
		<i>Escherichia</i>	4
		<i>Proteus</i>	5
	<i>Vibrionaceae</i>	<i>Vibrio</i>	4

1	2	3	4
Группа 17. Грампозитивные кокки		<i>Staphylococcus</i> <i>Streptococcus</i>	6 1
Группа 18. Грампозитивные палочки и кокки, которые образуют эндоспоры		<i>Bacillus</i>	14
Группа 20. Грампозитивные неспорообразующие палочки неправильной формы		<i>Actinomyces</i>	2

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 таксономическое положение изолированных штаммов *V. diazotrophicus* из различных 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 *Methylbacterium 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 *Methylbacterium* к образованию биопленок. В последние годы появились сообщения о выделении *Methylbacterium*, как возбудителя оппортунистических инфекций, из ротовой полости и крови человека.

4.3.2 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 нормативными документами [25].

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. 4.4) 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 4.4
 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% 10	129 8,5% 11	297 2,7% 8	123 24,4% 30	125 11,2% 14
2004	29	29	121	-	-
2005	32	7	9	-	-
2006	24	20	4	-	-
2007	32 6,2% 2	25	-	-	-

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

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

4.3.3 Исследование возбудителей кишечных паразитозов и гельминтозов

Исследования паразитологических показателей проб рапы и пелоидов проводили согласно [26].

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 Картал, 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, что из общего числа (91 проба воды) 18 (19,8 %) были позитивными, а из 364 анализов (91 на 4 вида возбудителей) - 26 (7,1%). Видовой спектр возбудителей представлен в табл. 4.5.

Таблица 4.5

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>Lamblia 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. 4.6, рис. 4.2). 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 [27].

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

Таблица 4.6

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

Возбудители	Всего позитивных проб	%% позитивных 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 стронгилят	1	0,8
<i>Lamblia 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

В Украине с каждым годом проблема загрязнения поверхностных водоемов Украины возбудителями паразитарных заболеваний и гельминтозов приобретает все большую актуальность. Например, по данным В.С. Борисенко с соавт. (2009) [28] на территории обслуживания СЭС Приднепровской железной дороги за 2001-2007 гг. 20,6 % проб воды были позитивными.

Рис. 4.2 Результаты санитарно - паразитологических исследований проб воды открытых водоемов Одесской области (2000 - 2011 гг.)

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 [29].

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 [30].

Таким образом, данные литературы и результаты проведенных исследований свидетельствуют, что простейшие и гельминты являются значимыми биологическими контаминантами поверхностных водоемов, в том числе, лиманов, вода которых является одномоментно лечебным и рекреационным ресурсом. Однако, до настоящего времени этой проблеме в Украине не уделяется должного внимания [31].

Анализ полученных результатов [32-37] показал: выделение из рапы и пелоидов лимана условно-патогенной микробиоты – не только и не столько следствие антропогенного загрязнения необработанными сточными водами. Эта проблема значительно глубже и серьезнее. Еще в 1982 г. [38] 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, 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.

К обсуждаемой проблеме это имеет непосредственное отношение, поскольку в 2010 г. в летние месяцы фиксировали 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. Источником нефтепродуктов в данном случае могут быть несанкционированные сбросы льяльных нефтесодержащих вод с судов в Днестровском лимане, который соединен двумя искусственными каналами с Шаболатским лиманом. Несмотря на то, что выявленное загрязнение нефтепродуктами значительно ниже тех уровней, которые могут оказывать стимулирующее влияние на микробиоту, 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 [39], а также, вероятно, вызывать генетические трансформации микроорганизмов, в результате которых классический патоген *V. cholerae* (вероятность персистенции которого после вспышек холеры [24] 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 [40].

В 2012 г. мы не обнаружили в пробах рапы и пелоидов Шаболатского (Будакского лимана) патогенных кишечных вирусов. 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 г. по 2010 г. катастрофически упало число исследованных проб (для ВГА 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 морской 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 (табл. 4.1) [1, 2, 41].

Комментируя полиморфизм результатов санитарно - паразитологических исследований проб воды открытых водоемов Одесской области (2000 - 2011 гг.) мы сочли необходимым обратить внимание на два обстоятельства. Первое: тенденция к росту числа проб и анализов сопровождается относительной стабильностью %% позитивных проб (рис. 4.2). 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. 4.6) [27, 30]. Это косвенно подтверждает необходимость оптимизации методик идентификации паразитарных контаминантов в водных объектах [40-42].

4.4 Характеристика загрязнения воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья биологическими контаминантами

Образцы воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья отбирали 23, 24 июля 2014 г.

Места отбора образцов воды показаны в табл. 4.7.

Таблица 4.7

Места отбора образцов воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья

№	Наименование водного объекта	Наименование и местоположение пунктов наблюдений (створов)
1	р. Дунай	163 км от устья реки, г. Рени
2	р. Дунай	94 км от устья, г. Измаил, питьевой водозабор
3	р. Дунай	48 км от устья, г. Килия, питьевой водозабор
4	р. Дунай	20 км от устья, г. Вилково, питьевой водозабор
5	оз. Кагул	ГНС Нагорная
6	оз. Ялпуг	с. Бархатное Болградского района, питьевой водозабор
7	оз. Ялпуг	с. Новая Некрасовка Измаильского района
8	оз. Катлабух	НС-2 Суворовской ОС, Измаильский район
9	оз. Катлабух	ГНС Кирова
10	оз. Китай	Червоноярская ГНС
11	оз. Китай	Васильевская ГНС
12	р. Ялпуг	впадает в оз. Ялпуг-Кугурлуй; с. Табаки Болградского района
13	р. Карасулак	впадает в оз. Ялпуг-Кугурлуй; с. Колодезное Болградского района
14	р. Еника	впадает в оз. Катлабух; с. Первомайское Измаильского района
15	Оросительный канал р. Дунай- оз. Сасик	1,2 км от реки по руслу канала, автодорожный мост

4.4.1 Санитарно-показательная, условно-патогенная и патогенная микрофлора

В ходе исследования определяли общее микробное число (ОМЧ), индекс ЛКП, индекс энтерококка, наличие

патогенных и условно-патогенных микроорганизмов (ПМ/УПМ). Для идентификации микроорганизмов использовали общеизвестные коммерческие питательные среды: щелочной агар, щелочной агар с 3% NaCl, FT агар, среда элективная для выделения легионелл (СЕЛ), среды тиогликолевая, Эндо, Сабуро, Клиглера, Гиса, АГВ, питательный агар для культивирования микроорганизмов (СПА), элективный солевой агар, мясо-пептонный бульон (МПБ) с 1% глюкозой. Также применяли системы индикаторные бумажные (СИБ), сыворотки агглютинирующие типовые холерные, поливалентные эшерихиозные и сальмонеллезные (ABCDE) адсорбированные для РА, агглютинирующие адсорбированные О поливалентные сальмонеллезные редких групп; наборы реагентов для выявления ДНК *Legionella pneumophila* в биологическом материале и объектах окружающей среды методом ПЦР «АмплиСенс *Legionella pneumophila* - FL».

Параллельно исследовали образцы воды на наличие возбудителя туляремии биологическим методом: после предшествующей концентрации через мембранные фильтры № 2 заражали белых мышей.

Для проведения амплификации при исследовании методом ПЦР использовали амплификаторы «Rotor-Gene» 6000 и «Corbett Research» (Австралия) в режиме реального времени.

Выделенные микроорганизмы идентифицировали согласно классификатора Bergey, соответственно инструктивно-методических документов и данных современной литературы [20-24, 43-46].

В экспериментах по оценке выживаемости возбудителя туляремии в воде водоемов использовали живой вакцинный штамм *Francisella tularensis* 15 Г. Готовили суспензию микробной культуры концентрацией

10^9 КОЕ/мл и титровали до 4-х конечных концентраций – 10, 10^2 , 10^3 , 10^4 КОЕ/мл на воде образцов 3, 5, 7, 9, 10, 14. Воду использовали в нативном виде, без предыдущей обработки. ПЦР проводили с использованием набора для амплификации Freeze-Dried Reagents Kit (Idacho Technology). Амплификацию и детекцию проводили согласно инструкции на приборе R.A.P.I.D. LT Idacho Technology Instrument.

Аналогичные исследования проведены для *Leptospira spp.* (серовар *L. icterohaemorrhagiae*). Проведена ПЦР в реальном времени для выявления нуклеиновых кислот (НК) в различных концентрациях. В качестве тест-штамма использовали штамм соответствующего серовара лептоспир из филиала национальной коллекции патогенных для человека микроорганизмов, которая расположена на базе ГУ «Украинский НИПЧИ им. И.И. Мечникова МЗ Украины». Как известно, *L. icterohaemorrhagiae* наиболее часто вызывает инфекцию у людей. Выделение рибонуклеиновой кислоты (РНК) *L. icterohaemorrhagiae* осуществляли с помощью «РИБО-золь-С». ПЦР проводили с использованием набора реагентов для проведения реакции обратной транскрипции 16S РНК и ПЦР-амплификации к ДНК патогенных геновидов лептоспир с гибридизационно-флуоресцентной детекцией в режиме «реального времени» «Амплисенс *Leptospira*-FL». Амплификацию проводили согласно инструкции на приборе Rotor-Gene 6000.

Результаты исследований санитарно-показательной, условно-патогенной и патогенной микробиоты представлены в табл. 4.8.

Таксономический спектр бактерий, выделенных из воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья, представлен в табл. 4.9.

Таблица 4.8
 Результаты исследований санитарно-показательной, условно-патогенной и патогенной микрофлоры воды поверхностных водоемов Украинского Приднугья

№ образца	ОМЧ, КОЕ/мл	Индекс ЛКП, КОЕ/л	Индекс энтерококка, КОЕ/л	Патогенные (ПМ)/условно-патогенные микроорганизмы (УПМ)
1	2	3	4	5
1	350	10 ²	10 ²	<i>Salmonella</i> spp. ПГ, <i>Vibrio</i> spp., <i>E.coli</i> , *СРК, <i>Bacillus</i> spp.
2	1450	10 ³	10 ³	<i>Salmonella</i> spp. ПГ, <i>Vibrio</i> spp., <i>E.coli</i> , <i>Proteus mirabilis</i> .
3	100	10 ¹	-	<i>Vibrio</i> spp., <i>Salmonella</i> spp. ПГ, <i>Citrobacter</i> spp., <i>Legionella</i> spp.
4	140	10 ¹	-	<i>Bacillus</i> spp.
5	180	10 ²	10 ²	<i>Citrobacter</i> spp., <i>Vibrio</i> spp., <i>Proteus vulgaris</i> , *СРК, <i>Bacillus</i> spp.
6	1420	10 ³	10 ²	<i>Vibrio</i> spp., <i>Enterobacter</i> spp.

1	2	3	4	5
7	380	10 ²	10 ¹	<i>Enterobacter spp.</i>
8	10360	10 ⁵	10 ⁶	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , <i>Citrobacter spp.</i> , *СРК, <i>Enterobacter spp.</i>
9	14940	10 ¹	-	<i>Vibrio spp.</i> , <i>E. coli</i>
10	2880	10 ³	10 ³	<i>Salmonella spp.</i> ПГ, <i>Proteus vulgaris</i>
11	1800	10 ²	10 ¹	<i>Enterobacter spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i>
12	240	10 ³	10 ²	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Enterobacter spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i>
13	960	10 ²	10 ³	<i>Citrobacter spp.</i> , <i>E. coli</i> , <i>Enterobacter spp.</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , <i>Bacillus spp.</i>
14	500	10 ¹	-	<i>Vibrio spp.</i>
15	650	10 ³	10 ³	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i>

Примечание: ПГ - редких групп; * сульфитредуцирующие клостридии.

Таблица 4.9
Таксономический спектр бактерий, выделенных из воды поверхностных водоемов
Украинского Приднубья

Группа бактерий согласно определителю Берджи, 1997	Семейство	Род
Группа 4. Грамнегативные, аэробные/микроаэрофильные палочки и кокки	<i>Legionellaceae</i>	<i>Legionella</i>
Группа 5. Грамнегативные, факультативно-анаэробные палочки	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella</i>
		<i>Citrobacter</i>
		<i>Enterobacter</i>
	<i>Vibrionaceae</i>	<i>Escherichia</i>
		<i>Proteus</i>
Группа 17. Грампозитивные кокки		<i>Vibrio</i>
Группа 18. Грампозитивные палочки и кокки, которые образуют эндоспоры		<i>Enterococcus</i>
		<i>Bacillus</i>
		<i>Clostridium</i>

Как видно из полученных результатов, изолированные штаммы принадлежали к 10 родам 4-х групп. Самое большое многообразие родов среди изолированных штаммов отнесено к семейству *Enterobacteriaceae*. Обращает внимание широкое распространение сальмонел редких групп, что может быть связано с загрязнением водоемов выделениями птиц.

Данные литературы [47-49] свидетельствуют о распространенности представителей рода *Citrobacter* в окружающей среде, воде, почве. Некоторые исследователи относят их даже к природным обитателям кишечника, поэтому они нередко выделяются и у практически здоровых людей. Отмечено, что частота высеваемости бактерий рода *Citrobacter* при различных инфекционных процессах колеблется от 9,3 % до 14,5 % от общего числа всех выделенных условно-патогенных грамотрицательных возбудителей; при острых кишечных заболеваниях 19,4 - 39,0 % случаев.

Биохимическая дифференциация видов рода *Citrobacter* показала следующее (табл. 4.10).

По биохимическим признакам из 7 изолированных штаммов 4 отнесено к роду *C. freundii*, 3 - *C. diversus*. При этом из образца 3 изолировано оба вида.

Все изолированные вибрионы не относились к виду холерных, но их выделение свидетельствует, что условия водной среды благоприятны для обитания также холерных вибрионов при занесении их в водоем. Аналогичная ситуация с выделением *Legionella spp.* (образец 3), имеющих общие параметры существования в водной среде с наиболее этиологически значимой *L. pneumophila*.

Из выделенных образцов возбудители туляремии и лептоспироза не выделено. Но, принимая во внимание природно-очаговый характер этих особо опасных инфекций (ООИ) на юге Украины [50-52], проведено

исследования выживаемости музейных штаммов этих возбудителей в воде поверхностных водоемов Украинского Приднубья.

Биохимическая дифференциация видов рода *Citrobacter* Таблица 4.10

Тест/субстрат	Количество штаммов	Виды		
		<i>C.amalonicus</i>	<i>C.diversus</i>	<i>C.freundii</i>
Образование индола	4 (+); 3(-)	+	+	-
Цитрат (среда Симонса)	7(+)	±	+	+
Образование H ₂ S	2(+); 5(-)	-	-	±
Орнитиндекарбоксилаза	6(+); 1(-)	+	+	±
Рост в присутствии KCN	5(+); 2(-)	+	-	+
Использование малоната	5(+); 2(-)	-	+	±
Образование кислоты из:				
D-арабитола	3(+); 4(-)	-	+	-
рафинозы	2(+); 5(-)	±	-	±
мелибиозы	3(+); 4(-)	±	-	±
сахарозы	5(+); 2(-)	±	±	±
Всего	7	-	3	4

Результаты исследований возбудителя туляремии представлены в табл. 4.11.

Таблица 4.11

Результаты выявления ДНК *F. tularensis* 15 Г при заражении проб воды поверхностных водоемов различными концентрациями микроорганизма

№ образца	Концентрации, КОЕ/ мл			
	10	10 ²	10 ³	10 ⁴
3	-	+	+	+
5	-	-	+	+
7	-	+	+	+
9	-	-	+	+
10	-	-	+	+
14	-	+	+	+

Полученные результаты свидетельствуют о различной чувствительности ПЦР при заражении проб воды из различных источников. При этом ДНК возбудителя при заражении одиночными клетками (10 КОЕ/мл) не выявлена ни в одном образце.

Как видно из полученных данных, при заражении концентрацией 10² КОЕ/мл ДНК возбудителя выявлено лишь в 3-х образцах (3, 7, 14), но, начиная с концентрации 10³ КОЕ/мл, ДНК *F. tularensis* выявлено во всех исследованных образцах. Следует отметить, что в природных условиях в водоемах (в отличие от биологических объектов) высокая концентрация возбудителя маловероятна. Поэтому, необходимо исследовать большие объемы воды с предшествующим концентрированием. Очевидно, что отсутствие положительных результатов при использовании метода ПЦР не является достоверным свидетельством отсутствия возбудителя в воде исследованных водоемов.

Результаты выявления НК *L. icterohaemorrhagiae* представлены в табл. 4.12.

Таблица 4.12

Результаты выявления НК *L. icterohaemorrhagiae* при заражении проб воды поверхностных водоемов различными концентрациями микроорганизма

№ образца	Концентрации, КОЕ/мл			
	10	10 ²	10 ³	10 ⁴
3	-	+	+	+
5	-	-	+	+
7	-	-	-	+
9	-	-	+	+
10	-	-	-	+
14	-	+	+	+

Как и в предыдущем случае, констатировано различную чувствительность ПЦР при исследовании зараженных проб воды из разных источников. НК возбудителя при заражении одиночными клетками (10 КОЕ/мл) не выявлена ни в одном образце. При заражении концентрацией 10² КОЕ/мл НК возбудителя выявлена лишь в 2-х образцах (3, 14), при заражении концентрацией 10³ КОЕ/мл – в 4-х, однако начиная с концентрации возбудителя 10⁴ КОЕ/мл НК *L. icterohaemorrhagiae* выявлено во всех исследованных пробах.

4.4.2 Кишечные вирусы

В пробах воды определяли аденовирусы (АВ), астровирусы (АстВ), энтеровирусы (ЭВ), калицивирусы (КВ), вирус гепатита А (ВГА), ротавирусы (РВ). Идентификацию вирусов проводили методом ПЦР с использованием соответствующих тест-систем согласно инструкциям на их применение [25].

Источником аналитических исследований служили материалы санитарно-вирусологического мониторинга водных объектов Украинского Придунавья, который выполнялся Центральной иммуно-вирусологической лабораторией ГУ «Одесский областной лабораторный центр госанэпидслужбы Украины» в течение 1996-2003 гг. Объем исследований за эти годы несколько отличался: в 1996-1999 гг. определяли АВ, РВ, ВГА, ЭВ; с 2000 по 2003 гг. дополнительно РеВ. В целом за 1996-2003 гг. проанализированы результаты исследований воды поверхностных водоемов на АВ, РВ, ВГА, ЕВ 365; 58 на РеВ; сточной воды – 84 и 10 соответственно. В каждом случае рассчитывали %% ПЦР-позитивности в общем числе проб за исследованный период. Следует отметить достаточно высокий процент отсутствия определений (15-30 % проб) по отдельным вирусам в связи с отсутствием соответствующих тест-систем.

Результаты определения вирусов в воде поверхностных водоемов представлены в табл. 4.13.

Как видно из представленных данных, наблюдается весьма мозаичная картина загрязнения вирусами указанных поверхностных водоемов, поэтому следует считать целесообразным интерпретацию этих результатов в контексте их сравнения с предыдущими исследованиями.

Обобщенные результаты санитарно-вирусологического мониторинга водных объектов Украинского Придунавья представлены на рис. 4.4.

Очевидно, что самый высокий процент принадлежит сточным водам. Как свидетельствует автор работы [53], инфицированные лица, например больные гастроэнтеритом или гепатитом, могут выделять от 10^5 до 10^{11} вирусных частиц в грамме стула. В связи с этим вирусы интенсивно загрязняют сточные воды, при этом существующая практика их очистки не в состоянии

гарантировать полное удаление вирусных инфекционных агентов. В водных средах вирусы скапливаются в осадках, которые являются резервуаром постоянного загрязнения воды.

Таблица 4.13

Результаты определения вирусов в воде
поверхностных водоемов

№ точки отбора	ЭВ	ВГА	РВ	АВ	КВ	АстВ
1	+	-	-	-	-	-
2	-	+	-	+	-	-
3	-	-	+	+	+	-
4	+	-	-	-	-	-
5	-	-	+	+	-	-
6	-	-	+	+	-	-
7	-	-	-	-	-	+
8	-	-	+	+	-	-
9	+	+	-	-	-	-
10	-	-	+	-	-	-
11	-	-	-	-	+	
12	+	-	-	+	-	-
13		+	-	-	-	-
14	-	-	-	+	-	-
15	-	+	-	-	-	-

Примечания: (+) – ПЦР – позитивность (наличие антигенов вирусов); (-) – ПЦР – негативность (отсутствие антигенов вирусов).

Рис. 4.4 Обобщенные результаты санитарно-вирусологического мониторинга водных объектов Украинского Придунавья (%% ПЦР- позитивных проб)

Результаты санитарно - вирусологического мониторинга воды поверхностных водоемов за 1996-2003 гг., представленные на рис. 4.5, показывают прогрессирующее по течению вирусное загрязнение р. Дунай, максимальное в г. Вилково (нижняя точка течения) по РеВ, АВ и РВ, достаточно интенсивное для РВ, АВ, ЭВ и РеВ для оз. Ялпуг и канала Дунай-Сасык; оз. Китай отличается загрязнением ВГА и АВ.

В исследовании [54] 10-литровые образцы речной воды из городских областей Барселоны (Испания) и Рио-де-Жанейро (Бразилия) проанализированы методом ПЦР для оценки вирусного загрязнения, в том числе РВ и АВ. АВ были выявлены в 100 % (12/12) образцов из Барселоны и Рио-де-Жанейро. РВ были проанализированные только в Рио-де-Жанейро, установлено 67 % (4/6) положительных образцов.

Отметим, что анализ вирусной контаминации водных объектов Украинского Придунавья был бы неполным без сравнения полученных данных с аналогичными по Одесской области. Такие данные, которые охватывают период за 1994-2008 гг., представлены выше на рис. 4.1 [1, 2].

Обращает внимание, что при сходстве процентов ПЦР-позитивности для водоемов придунайского региона (1 категории – реки, озера) и области по РВ (11,3 и 11,8 соответственно) есть определенное превышение в первом случае по ВГА (в 1,4 раза), ЭВ (2,1), АВ (2,5), РеВ (2,3). При этом не учитывались КВ (или норовирусы) и АстВ, которые в течение 1996-2003 гг. не определяли. В исследованных нами пробах воды поверхностных водоемов по частоте выявления преобладали РВ (33,3 %) и АВ (46,7 %).

Рис. 4.5 Результаты санитарно-вирусологического мониторинга воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья (%% ПЦР- позитивных проб)

4.4.3 Патогенные простейшие и яйца гельминтов

Исследование паразитарной и гельминтной контаминации воды поверхностных водоемов проводили согласно требованиям соответствующего методического документа [26].

Результаты исследований представлены в табл. 4.14.

Таблица 4.14

Результаты санитарно-паразитологического исследования воды поверхностных водоемов Украинского Придунавья

№ №	Яйца гельминтов/1 л	Патогенные кишечные простейшие/1 л	Ооцисты <i>Cryptosporidium</i> <i>spp.</i> / 1 л
1	не определено	не определено	до 5
2	не определено	не определено	не определено
3	не определено	не определено	до 5-10
4	не определено	не определено	не определено
5	не определено	до 10 <i>Entamoeba coli</i>	до 30
6	не определено	не определено	до 5
7	не определено	не определено	не определено
8	не определено	не определено	до 50
9	не определено	не определено	до 80
10	до 10 <i>Ascaris lumbricoides</i>	не определено	до 10
11	не определено	не определено	до 20
12	не определено	не определено	до 20
13	не определено	не определено	не определено
14	не определено	не определено	не определено
15	не определено	не определено	не определено

Интерпретацию полученных результатов целесообразно проводить по сравнению с ранее опубликованными данными. Так, за период 2000-2011 гг. лабораторией медицинской паразитологии Одесской областной СЭС всего проанализировано 528 образцов воды поверхностных водоемов Одесской области, из них 94 положительных (17,8 %). При этом, авторы обратили внимание на достаточно высокий процент положительных находок для ооцист *Cryptosporidium spp.* (27,9 %), несмотря на применение недостаточно чувствительного метода выявления возбудителей (Крымская росинка) [32].

Результаты выявления возбудителей паразитарных заболеваний и гельминтозов в воде лиманов и озер Одесской области за 2000-2011 гг. показывают: из общего числа (91 проба воды) 18 (19,8 %) были положительными, а из 364 анализов (91 на 4 вида возбудителей) - 26 (7,1 %). И в этом случае преобладали ооцисты *Cryptosporidium spp.*, а также *Entamoeba coli* (по 7 находок) [55].

В результате исследования проб рапы и лечебных грязей (пелоидов) Шаболатского (Будакского) лимана (Белгород-Днестровский район Одесской области) установлено наличие в пелоидах яиц *Ascaris lumbricoides* (50 в 1 кг образца) и онкосфер тениид (50 в 1 кг образца); в рапе – ооцист *Cryptosporidium spp.* (1 в 25 л) [32].

Анализ показывает наличие контаминации воды поверхностных водоемов в первую очередь ооцистами *Cryptosporidium spp.*, которая в нашем случае приобретает незаурядную значимость: 9 из 15 образцов (то есть 60 %) содержали в той или другой мере эти опасные возбудители. Обращает также внимание одновременная контаминация воды оз. Ялпуг (образец №5), которое является источником водоснабжения г. Болград, цистами *Entamoeba coli* и ооцистами *Cryptosporidium spp.*

4.4.4 Цианобактерии

Идентификацию цианобактерий проводили путем прямой микроскопии капли воды по соответствующей методике [56]. Результаты представлены в табл. 4.15. Как видно из представленных данных, между исследуемыми озерами имеются определенные отличия по преобладающим популяциям цианобактерий. Так, в озере Кагул наиболее численной в период «цветение» была *Aphanocapsa pulverea*, в озере Ялпуг - *Synechocystis salina*, а в озере Катлабух - *Spirulina laxissima*, *Merismopedia minima*.

Установленные нами определенные уровни численности популяций цианобактерий в воде придунайских озер свидетельствуют об интенсивной эвтрофикации и во многом согласуются с данными других исследователей. В то же время видовой состав цианобактерий во многом зависит от климато-географических, гидрогеологических и санитарно-гигиенических факторов.

Исследование цианобактерий лагуны Lekki (Нигерия) позволило обнаружить сто семьдесят девять разновидностей, принадлежащих к тридцати родам [57]. *Oscillatoria* были представлены двадцатью тремя разновидностями, *Phormidium* – восемнадцатью, *Anabaena* и *Chroococcus* - по тринадцать, *Gleocapsa*, *Merismopedia* и *Microcystis* - десять, восемь и двенадцать разновидностей соответственно. Идентифицированными разновидностями, формирующими цветение, были *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. wesenbergii* и *Anabaena flos-aquae*.

В Египте *Synechocystis salina* вызывала цветение водоемов с соленостью 112-180 г/л [58].

Таблица 4.15

Видовой спектр цианобактерий в воде озер Украинского Придунавья

Название водоема	Вид цианобактерий	Количество клеток/л		
		min	max	Me
Оз. Кагул	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	285000	323000	312000
	<i>Aphanocapsa pulverea</i>	1187000	2227000	2130000
	<i>Oscillatoria planctonica</i>	87000	123000	108000
Оз. Ялпуг	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	55000	63000	61000
	<i>Gleocapsa minima</i>	231000	248000	242000
	<i>Spirulina laxissima</i>	113000	124000	121000
Оз. Катлабух	<i>Synechocystis salina</i>	4460000	44920000	44830000
	<i>Merismopedia minima</i>	3180000	3440000	33600000
	<i>Spirulina laxissima</i>	3780000	4120000	39900000

Примечание: жирным шрифтом выделены виды, которые вызывают «цветение» воды.

По данным [59] в планктоне гипергалинных (сверхсоленых) водоемов распространены *Synechocystis salina* Wislouch. Этот же вид вызывает «цветение» воды в разнотипных водоемах Ирана [60].

Видовой состав доминирующих цианобактерий в минеральных озерах зависит от степени их минерализации [61]. Наиболее многочисленными видами цианобактерий в озерах Крыма за исследуемый период (август 2004 г. – август 2006 г.) оказались представители родов *Oscillatoria* и *Phormidium*. Во всех этих озерах преобладали нитчатые цианобактерии. Их обильное развитие наблюдается в основном при показателях солёности до 100 ‰. При более высоких ее показателях преобладали одноклеточные формы (*Synechococcus elongatus*, *S. aeruginosa*, *Synechocystis salina* и др.).

В августе 2002 г. на фоне развития мелкоклеточных форм планктонов в северной части Тилигульского лимана (Одесская область, Украина) наблюдалось массовое развитие сине-зеленых водорослей *Oscillatoria kisselevi* Anissim. и *Spirulina laxissima* G.S. West, суммарная численность которых составила $151,2 \times 10^6$ кл/л [62].

При исследовании таксономического состава планктонных водорослей реки Чапаевка (Россия) установлено, что из сине-зеленых водорослей к фоновым видам относятся *Microcystis aeruginosa*, *M. pulvereae*, *Aphanizomenon flos-aquae* [63].

В характеристике *Цуанопрокариота*, вызывающих «цветение» водоемов северо-запада России [64], отмечено, что *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Born. et Flah вызывает наиболее интенсивное «цветение» воды в прудах и озерах г. Санкт-Петербурга, в мелководных высокоэвтрофных озерах Ленинградской области, в озерах Псковское, Чудское, в прибрежной акватории восточной части Финского залива. Встречается в континентальных

водоемах различного типа и в опресненных морских акваториях. Один из обычных факторов «цветения» воды. Отдельные популяции синтезируют нейротоксины, называемые афантоксинами, аналогичные токсинам из водорослей «красных приливов» неосакситоксину и сакситоксину. Эти цианобактерии способны также раздражать слизистые оболочки и кожу человека, вызывая конъюнктивит, покраснение кожи, пузырьки и пр. Токсигенные штаммы этого вида обнаружены в водоемах Карелии на северо-восточном побережье Ладожского озера.

Автор [64] также отмечает, что по современным представлениям 40–50 % «цветений» являются токсичными. Токсичные «цветения» зарегистрированы во многих странах мира, в том числе в более чем 20 Европейских странах. В водоемах Северо-Запада России обнаружен 21 токсичный и потенциально токсичный вид. Из них 10 видов могут продуцировать гепатотоксины, 6 видов - нейротоксины; для 5 видов химическая природа токсинов не установлена. Число токсичных и потенциально токсичных видов в малых водоемах обычно варьирует от 3 до 5–8, в Ладожском озере и реке Неве насчитывается по 16 видов.

В экспериментах с пресноводными (*Microcystis aeruginosa* и *Chlorella sp.*) и морскими (*Synechocystis salina* и *Nannochloropsis sp.*) разновидностями показана их потенциальную способность стимулировать рост других цианобактерий и угнетать рост фитопланктона как основных гидробионтов эстуария. Так, как эстуарии (устья) - транзитные экосистемы, бентосные и планктонные эстуариевые цианобактерии могут изменить пресноводные и морские разновидности фитопланктона, что окажет серьезное влияние на интенсивность формирования цветения этих водоемов [65].

В обзоре (2007 г.), посвященном токсинам цианобактерий [66], акцентируется внимание, что этих сведений крайне недостаточно. Большинство данных о токсичности, как известно, касаются микроцистина-LR, для которого есть рекомендуемый уровень ВОЗ (1 мкг/л). Для нодуляринов доступны данные нескольких исследований на животных. Для алкалоидов ограниченные данные о токсичности существуют для анатоксина- α , цилиндропермопсина и сакситоксина. Однако, какие-либо данные об острой токсичности отсутствуют. Для сакситоксинов во многих странах установлены уровни чувствительности на двустворчатых моллюсках. Официальное регулирование для других цианотоксинов не установлено.

Анализ данных литературы и результатов собственных исследований [67-70] свидетельствует, во-первых, об ограниченности отечественных исследований цианобактерий и оценки потенциальной значимости продуцируемых ими цианотоксинов с токсиколого-гигиенических позиций, за исключением уже упомянутых публикаций [28, 29, раздел 1]. Во-вторых – это отсутствие в Украине как аттестованных, так и любых других методик определения цианотоксинов в воде. В-третьих, это относительно небольшое число данных литературы относительно влияния цианотоксинов на состояние теплокровных животных и человека, о чем свидетельствует обзор литературы [66] и некоторые другие публикации [36, раздел 1; 71-73].

Актуальность проблемы цианобактерий и цианотоксинов, принимая во внимание глобальность эвтрофикации поверхностных водоемов, не вызывает сомнений, о чем свидетельствуют всесторонние исследования различных ее аспектов за рубежом. Для Украины эта проблема останется неразрешимой до тех

пор, пока не будут приняты соответствующие меры, а именно: мониторинг содержания цианобактерий в воде поверхностных водоемов; внедрение стандартизованных методик определения цианотоксинов в воде и их идентификация в эвтрофированных поверхностных водоемах во время «цветения»; изучение влияния цианотоксинов на биоту различных уровней организации; разработка моделей риска для здоровья населения рекреационных вод во время интенсивного размножения цианобактерий и питьевых вод после очистки и обеззараживания воды поверхностных питьевых водозаборов [69, 70].

Анализ результатов биологической контаминации исследованных поверхностных водоемов [74] показал следующее.

Установлено интенсивное фекальное загрязнение (в воде оз. Катлабух индекс энтерококка достигал 10^6 КОЕ/л) и контаминация воды исследованных поверхностных водоемов различной условно-патогенной и патогенной микрофлорой родов *Salmonella*, *Vibrio*, *Escherichia*, *Bacillus*, *Citrobacter*, *Enterobacter* и т.п., что подтверждает вероятность сбросов неочищенных сточных вод. Полученные данные согласуются с ранее констатированным фактом выделения из рапы Шаболатского (Будакского) лимана штаммов *S. epidermidis*, *E. coli*, *E. faecalis*, грибов рода *Candida*, *P. aeruginosa* и *P. scissa*, *Vibrio diazotrophicus*, *Methylobacterium aminovorans* [32].

Результаты экспериментов с *F. tularensis* 15 Г и *L. Icterohaemorrhagiae* следует считать особенно важными в контексте природной очаговости туляремии и лептоспироза в этом регионе и в целом по Украине [50-52].

За период с 1993 по 1999 гг. на юге Украины, в том числе во время вспышки туляремии среди населения, было

изолировано 17 штаммов *F. tularensis* (грызуны, клещи, вода). Определение генотипических свойств изолированных штаммов показало 8 генотипов штаммов *F. tularensis holarctica*, которые характеризовались гетерогенностью. Что же касается Украинского Придунавья, следует отметить наличие природных очагов туляремии в Килийском, Измаильском; туляремии, лептоспироза в Татарбунарском районе [52].

Природная очаговость туляремии и лептоспироза не является уникальной для юга Одесской области. В Украине природные очаги туляремии с различной эпидемической и эпизоотической активностью зарегистрированы в 23 из 25 областей на территории 177 административных районов в основных ландшафтно-географических зонах (Полесье, Лесостепь, Степь) [75]. В частности, это касается туляремии и лептоспироза в Ивано-Франковской области [76, 77]. Анализ особенностей заболеваемости лептоспирозом в Львовской области показал неблагоприятность прогноза эпидемической ситуации в связи с возможностью одиночных и групповых заболеваний населения, в том числе, во время использования открытых водоемов [78]. Это же касается случаев лептоспироза у жителей г. Киева летом 2015 г. после купания в Днепре.

По данным литературы [7] с 1931 по 1998 гг. в мире зарегистрировано 27 вспышек водно-обусловленного лептоспироза. Обычными входными воротами инфекции является поврежденная кожа или конъюнктива. Вместе с тем, возбудитель может внедряться через неповрежденную кожу при продолжительном влиянии загрязненной воды. Ингаляция воды или аэрозолей также может привести к инфекции через слизистые дыхательных путей. Поэтому, контаминация лептоспирами поверхностных водоемов

остаётся актуальной эпидемиологической, микробиологической и гигиенической проблемой.

Таким образом, разнообразие микробного пейзажа условно-патогенной и патогенной микрофлоры в воде исследованных водоемов, как признаки их антропогенного загрязнения, и благоприятность для размножения холерных вибрионов, легионелл, возбудителей туляремии и лептоспироза создают предпосылки для эпидемического неблагополучия этого региона.

Анализ результатов санитарно-вирусологических исследований показал, что превосходящими вирусными контаминантами водных объектов являются АВ, РВ и РеВ, что согласуется с данными литературы [40]. Особенно отличаются АВ, значимость которых подтверждается следующими фактами. Исследование контаминации АВ исходной и очищенной воды (июль 2000 – июнь 2001 гг.) показало следующее [79]: при условии, что вода из поверхностных водоисточников и процессы водоочистки отвечали международным стандартам производства безопасной питьевой воды, АВ оказывались в 13 (12,75 %) образцах исходной и 9 (4,41 %) - обработанной воды. Те же авторы [80] в следующем году (2001-2002 гг.) провели аналогичные исследования. АВ выявлены в 29,8 % (59/198) изученных проб обработанной питьевой воды, 16 % (8/50) проб воды из водозаборов и 44 % (22/50) образцов речной воды. Поскольку АВ значительно чаще и в больших количествах (по сравнению с ЭВ) выявляют в неочищенных сточных водах, многие эксперты предлагают их использование как индикаторов вирусного загрязнения воды [81]. Такую же мысль высказывают авторы работы [82], ссылаясь на убиквитарность (вездесущность) и исключительную выживаемость этих вирусов в воде.

Сравнение процентов ПЦР-позитивности для водоемов придунайского региона (1 категории – реки,

озера) и области показывает превышение в первом случае АВ в 2,5 раза, водопроводной воды – в 3,8. Также, РВ для водопроводной воды – в 1,9 раза. Это совпадает с полученными нами данными, где по частоте выявления преобладали РВ (33,3 %) и АВ (46,7 %). Следует считать эти результаты заниженными, принимая во внимание треть неопределенных проб вследствие отсутствия тест-систем и мысль авторов [6], которая объясняет значительно меньшие показатели выявления вирусов в воде по сравнению с данными зарубежных исследователей применением последними более чувствительных методов исследований.

Обсуждая результаты санитарно-паразитологических исследований, следует в первую очередь отметить контаминацию воды поверхностных водоемов эпидемически значимыми ооцистами *Cryptosporidium spp.*: 9 из 15 образцов (то есть 60 %) содержали в той или иной степени эти опасные возбудители. Самое большое загрязнение выявлено в оз. Катлабух (до 50 и 80 ооцист/л). Следует считать вполне вероятной антропогенность такого загрязнения неочищенными сточными водами.

С нашей точки, этот анализ был бы неполным без учета чувствительности методов идентификации возбудителей паразитозов и гельминтозов, что подробно обсуждено в работе [40].

Установленное нами массовое размножение цианобактерий, в частности *Aphanizomenon flos-aquae*, *Synechocystis salina*, *Spirulina laxissima*, *Merismopedia minima*, которые вызывают «цветение» воды, в озерах Кагул, Ялпуг, Катлабух подробно прокомментировано выше.

4.5 Эколого-гигиеническая характеристика водных рекреационных зон Харьковской области

В рамках выполнения диссертационной работы по эколого-гигиеническому обоснованию оптимизации региональной системы рекреационного использования водоемов [83] проведена эколого-гигиеническая характеристика водных рекреационных зон Харьковской области [84-91].

Констатировано наличие 47 официально зарегистрированных общественных пляжей, из которых лишь порядка 25 % ежегодно получают паспорта на их функционирование. Также, в области функционирует около 50 пляжей возле пансионатов и баз отдыха промышленных предприятий и организаций различной формы собственности, которые работают сезонно в случае работы указанных объектов. Фактически пляжей в Харьковской области намного больше. Практически в каждом населенном пункте, на территории которого есть водоем, существует место для купания, в большинстве районов и городов области рядом с официальным пляжем находятся один или два «диких» неорганизованных пляжа.

Контроль за санитарным состоянием поверхностных водоемов Харьковской области осуществлялся в динамике 2005-2014 гг. отдельно для водоемов первой и второй категории по санитарно-химическим и санитарно-микробиологическим показателям.

Следует отметить, что оценка санитарного и экологического состояния поверхностных водоемов Харьковской области является сложной многофакторной задачей, поскольку лабораторные исследования осуществляются различными службами, в различные периоды, в различных створах, по различным

методическим подходам. Убыль объемов производства всех сфер промышленности Харьковской области обусловили улучшение некоторых химических и микробиологических показателей качества воды водоемов, что можно трактовать как тенденцию к уменьшению загрязнения воды отходами производства.

По санитарно-микробиологическим показателям установлено постепенное уменьшение показателей загрязнения воды поверхностных водоемов на протяжении последних лет.

Так, по данным лабораторных исследований санэпидслужбы в 2014 году по сравнению с 2005 годом качество воды в водоемах I категории по санитарно-микробиологическим показателям имело тенденцию к улучшению с $(18,2 \pm 0,52)\%$ в 2005 году и $(5,9 \pm 0,14)\%$ в 2014 году соответственно.

В водоемах II категории качество воды по санитарно-микробиологическим показателям также имело тенденцию к некоторому снижению $(20,3 \pm 0,64)\%$ в 2005 году и $(12,4 \pm 0,44)\%$ в 2014 году.

Согласно Постановлениям КМУ от 30.03.1998 № 391 «Об утверждении Положения о государственной системе мониторинга окружающей среды» и от 20.07.1996 № 815 «Об утверждении Порядка осуществления государственного мониторинга вод» на протяжении 2014 года из рекреационных водоемов области ДУ «Харьковский областной лабораторный центр Госсанэпидслужбы Украины» по санитарно-микробиологическим показателям исследовано 1273 проб воды водоемов, из них не отвечало требованиям 179 проб, что составляет $(14,06 \pm 0,97)\%$ против $(18,2 \pm 0,42)\%$ в 2013 году.

С целью установления уровней загрязнения воды непосредственно в зонах рекреации водных объектов

проведены исследования воды рекреационных водоемов в зоне самых больших 36 пляжей области и проанализированы существующие лабораторные исследования за последние пять лет.

Установлены высокие уровни несоответствия воды рекреационных водоемов нормативным требованиям по санитарно-микробиологическим показателям - $(36,1 \pm 1,23)$ % отобранных и исследованных проб воды.

Учитывая большое количество различных водных рекреационных зон в Харьковской области, которые расположены на реках, водоемах, прудах, для более точного обобщения полученных данных все рекреационные зоны региона были разделены на три основные части по территориальному признаку: первая – зоны рекреации р. Северский Донец; вторая – зоны рекреации водоемов г. Харькова и Харьковского района; третья – зоны рекреации других водоемов региона.

Проведенные исследования проб воды, отобранных из рекреационных водоемов позволили установить значительное несоответствие ее качества гигиеническим требованиям. Так в зонах рекреации, которые расположены на р. Северский Донец, несоответствие качества воды установленным нормативам по санитарно-микробиологическим показателям составило 11,1 %, г. Харькова и Харьковского района - 11,0 %, на других водоемах региона - 13,9 %.

В основном рекреационном водоеме региона р. Северский Донец выявлено превышение индекса ЛКП (нормативное значение показателя до 1000 КОЕ/л) до $2700 \pm 97,4$ ($p < 0,05$) (пляж базы отдыха с/мт Эсхар Чугуевского района); до $2300 \pm 89,2$ ($p > 0,05$) (пляж с/мт Старый Салтов Волчанского района); до $2000 \pm 88,6$ ($p < 0,05$) (пляж с. Клугино-Башкировка Чугуевского района).

В рекреационных водоемах г. Харькова и Харьковского района выявлено превышения индекса ЛКП до $6200 \pm 25,5$ ($p < 0,05$) (пляж на Алексеевском водохранилище, г. Харьков); *E. coli* (нормативное значение показателя до 5000 КОЕ/100 мл) до $9500 \pm 229,5$ ($p < 0,05$) (пляж на Петринковском водохранилище, г. Харьков).

В районных рекреационных водоемах Харьковской области выявлено превышения индекса ЛКП до $2500 \pm 90,5$ ($p < 0,05$) (пляж на пруду с. Кругляковка Купьянского района); до $2500 \pm 90,5$ ($p < 0,05$) (пляж на р. Оскол с. Купьянск Купьянского района); до $2000 \pm 72,5$ ($p < 0,05$), (пляж на пруду смт Даниловка Дергачевского района); до $2000 \pm 70,9$ ($p < 0,05$) (пляж на пруду с. Лютовка Золочевского района); до $1500 \pm 50,5$ ($p < 0,05$) (пляж на пруду Ивашковское Барвинковского района).

Одной из основных причин ухудшения состояния качества воды поверхностных водоемов, которые используются с рекреационной целью, является недостаточная очистка городских сточных вод, которые сбрасываются в водные объекты, эвтрофикация, рост инвазии инородных видов водной растительности и поверхностный сток загрязненных вод с территории населенных пунктов и предприятий.

Согласно данным годовых статистических отчетов госсанэпидслужбы в Харьковской области в 2013-2014 гг. на контроле находилось 77 объектов, которые имели выпуск сточных вод в поверхностные водоемы, из них 17 выпусков недостаточно очищенных сточных вод.

Проблемными в сфере постоянного функционирования канализационных очистных сооружений и охраны поверхностных водоемов от загрязнения сточными водами остаются вопросы необходимости своевременного проведения текущих

(капитальных) ремонтных работ и реконструкции очистных канализационных сооружений, обеспечение постоянного обеззараживания очищенных сточных вод, в том числе альтернативными методами. Важным является осуществление постоянного ведомственного (производственного) лабораторного контроля качества очистки сточных вод и воды поверхностных водоемов в зоне сброса сточных вод.

По оценке респондентов пляжи г. Харькова, по уровню благоустройства, заняли первое место. По приоритетности решения в области проблемных вопросов в организации оздоровления на воде респонденты на первое место поставили качество воды рекреационной зоны (41,1%).

Продолжение данных исследований [83] в 2014-2019 гг. [92] позволило сделать следующие выводы.

1. Качество воды поверхностных водоемов в пределах зон рекреации на водных объектах области неудовлетворительно по санитарно-микробиологическим показателям.
2. Вода водоемов в зонах купания потенциально опасна для здоровья людей и может быть источником инфекционных заболеваний (гепатита А и других кишечных инфекций).
3. В 2019 году отмечено некоторое снижение загрязнения воды рекреационных водоемов по санитарно-микробиологическим показателям, однако в пик купального сезона регистрировалось наличие в воде отдельных рекреационных зон антигена вируса гепатита А, антигенов ротавирусов, ЛКП.
4. На основе проведенного анализа и гигиенической оценки существующей нормативной базы разработан проект Государственных санитарных норм и правил «Эколого-гигиенические требования к обустройству,

содержанию и организации режима деятельности зон рекреации водных объектов».

5. На основе системного анализа и обобщения результатов исследований по оценке санитарно-экологического состояния рекреационных водоемов Харьковской области специалистами Харьковского национального медицинского университета научно обоснована эколого-гигиеническая концепция по охране здоровья населения на водных рекреационных зонах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мокієнко А.В. Еколого-гігієнічні основи безпечності води, що знезаражена діоксидом хлору. Дис. ... доктора мед. наук. - 14.02.01 – гігієна та професійна патологія. Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМН України, Київ. 2009. 348 с.
2. Мокиенко А.В. Петренко Н.Ф. Талассогении: к оценке биологической контаминации прибрежных морских вод 36. мат-лів міжнар. наук.-практ- конф. «Екологічні проблеми Чорного моря». Одеса. 2011. С. 76-81.
3. Доан С. І., Задорожна В. І., Бондаренко В. І. Роль морської води в поширенні ентеровірусних інфекцій. *Вода і водоочисні технології*. 2002. № 2-3. С. 41-46.
4. Доан С. І. , Задорожна В. І., Бондаренко В. І. Роль води різного виду у розповсюдженні ентеровірусних інфекцій. Мат-ли наук.-практ. семінара “Актуальні питання якості води в Україні. Київ, 2004. С.49-56.
5. Порівняльна характеристика виділення ентеровірусів із води різного виду в Україні. С. І.

- Доан та ін. *Довкілля та здоров'я*. 2007. № 4. С. 38-41.
6. Диоксид хлора как средство обеззараживания сточных вод (обзор литературы и собственных исследований). Н. Ф. Петренко и др. *Гигиена населенных мест*. 2007. Вып. 50. С. 60-65.
 7. Знезараження стічних вод локальних систем водовідведення, у тому числі на об'єктах транспорту, твердими препаратами діоксиду хлору. Н.Ф. Петренко та ін. Інформаційний лист про нововведення в системі охорони здоров'я. Укрмедпатентінформ. № 221.2013. 4 с.
 8. Проблема биологического загрязнения судовых балластных вод и пути ее решения в современных условиях. В.П. Сиденко и др. *Вісник морської медицини*. 2000. №1. С. 108-113.
 9. Судовые балластные воды: региональные аспекты глобальной проблемы. В.П. Сиденко и др. *Гигиена населенных мест*. 2001. Вып. 38(1) С. 353-356.
 10. Основные принципы осуществления санитарного надзора за качеством судовых вод изолированного балласта при их сбросе в водоемы Украины. В.П. Сиденко и др. *Вісник морської медицини*. 2001. №3. С. 160-162
 11. The Global Respons. *Ballast Water News*. 2000. № 1. P. 3-4.
 12. The Problem. *Ballast Water News*. 2000. № 1. P. 2.
 13. The GEF IW Project. *Ballast Water News*. 2000. № 1. P. 4.
 14. Resolution A.868(20) Guidelines for the control and management of ships' ballast water to minimize the transfer of harmful aquatic organisms and pathogens. IMO. 1997.

15. Harmful Aquatic Organisms in Ballast Water. Report of the Working Group on Ballast Water convened during MEPC 40. 10 p.
16. Marine Environmental Protection Committee. Harmful Aquatic Organisms in Ballast Water. Ballast Water Annex to MARPOL 73/78 and Progress in the Australian Ballast Water Management and Research and Development Programmes. MERC 41/INF.26. 30.01.1998. 4 p.
17. Focus on IMO. International Maritime Organization. Alien invaders - putting a stop to the ballast water hitch-hikers. 1948–1998. 17 p.
18. Programme Highlights. *Ballast Water News*. 2000. № 3. P.2.
19. До оцінки ролі водного транспорту у забрудненні рекреаційних зон. Н.Ф. Петренко та ін. Екологія міст та рекреаційних зон. Всеукраїнська науково-практична конференція. Збірник доповідей та статей. Одеса, 31 травня-01 червня 2012 р. С. 187-189.
20. Методические указания по санитарно-микробиологическому анализу воды поверхностных водоемов. N 2285-81. М., 1981. 24 с.
21. Організація роботи лабораторій при дослідженні матеріалу, що містять біологічні патогенні агенти I–IV груп патогенності, молекулярно-генетичними методами. Державні санітарні правила (ДСП). К. 2008.
22. 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.

23. Определитель бактерий Берджи. В 2-х т.: Пер. с англ. под ред. Дж. Хоулта и др. М. Мир. 1997. 800 с.
24. Засыпка Л. И., Кильдышова А. Н., Харина Л. А. Санитарно-эпидемиологическая оценка состояния морских рекреационных территорий области и необходимые оздоровительные мероприятия. Экология городов и рекреационных зон Мат-лы межд. научн.практ конф 25-26 июня 1998 г. Одеса. Астропринт. 1998. С. 57-62.
25. Санітарно-вірусологічний контроль водних об'єктів. Методичні вказівки МВ 10.2.1-145-2007. Затв. наказом МОЗ України від 30.05.2007 р. № 284. К. МОЗ України, 2007.
26. Санітарно-паразитологічні дослідження води питної. Методичні вказівки МВ 10.10.2.1-076-00. Затв. наказом МОЗ України від 09.11.2000р. № 387. К. МОЗ України, 2000.
27. Оценка загрязненности воды водоисточников цистами и ооцистами кишечных патогенных простейших. Г. И. Новосильцев и др. Тез. докл. IV Междунар. Конгресса "Вода: экология и технология" (ЭКВАТЭК-2000). М.: Сибико Инт. 2000. С. 764-765.
28. Санитарно-паразитологический мониторинг в Днепропетровской области. В. С. Борисенко и др. Міжнар. мед. журн. Спецвипуск: Матер. наук.-практ. семінару "Паразитарні інвазії та їх профілактика" 2-3 липня 2009 р. Харків, 2009. С. 32-33.
29. До питання про гігієнічну значущість контамінації води ооцистами криптоспоридій. А. В. Мокієнко та ін. Збірка тез доповідей наук.-практ. конф.

- “Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України”. Київ, 2005. С. 177-178.
30. Романенко Н. А., Сергиев В. П., Рахманин Ю. А. О необходимости включения ооцист криптоспоридий в число показателей эпидемической безопасности питьевой воды. *Гигиена и санитария*. 2001. № 1. С. 18-19.
 31. Мокиенко А. В., Петренко Н. Ф., Гоженко А. И. Паразитарные контаминанты питьевой воды: оценка риска и методов обеззараживания. *Питьевая вода*. 2008. № 1(43). С. 2-13.
 32. Причерноморские лиманы: гигиенические и медико-экологические аспекты сохранения природных лечебных ресурсов. Под ред. А.В. Мокиенко, Е.М. Никипеловой, К.Д. Бабова. Одесса, ТЭС. 2012. 274 с.
 33. Мокієнко А. В., Ніколенко С. І., Недолуженко Д. І. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану ропи Шаболатського (Будакського) лиману. *Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія*. 2010. № 4. С. 122-125.
 34. Мокієнко А. В., Ніколенко С. І., Недолуженко Д. І. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану лікувальних грязей (пелоїдів) Шаболатського (Будакського) лиману. *Медичні перспективи*. 2011. № 1. С. 82-85.
 35. Комплексная эколого-гигиеническая оценка Шаболатского (Будакского) лимана. А. В. Мокиенко и др. Сборник научных трудов «Здоровье и окружающая среда». Минск. 2011. Вып. 17. С. 31-33.

36. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану та біологічної контамінації ропи Шаболатського (Будакського) лиману. А. В. Мокієнко та ін. *Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія*. 2012. № 1 (27). С. 52-58.
37. Еколого-гігієнічна оцінка санітарно-мікробіологічного стану та біологічної контамінації пелоїдів причорноморських лиманів. А. В. Мокієнко та ін. *Медичні перспективи*. 2012. № 1. С. 143-147.
38. Талаева Ю. Г., Рахманин Ю. А., Никитина Ю. Н. Влияние загрязнения морской воды на жизнедеятельность патогенных и санитарно-показательных бактерий. *Гигиена и санитария*. 1982. № 1. С. 9-12.
39. К обоснованию гормезиса как фундаментальной биомедицинской парадигмы (обзор литературы и результатов собственных исследований). Л. М. Шафран и др. *Современные проблемы токсикологии*. 2010. № 2-3. С. 13-23.
40. Вода и водно-обусловленные инфекции. А. В. Мокиенко и др. Одесса: ООО «РА «АРТ-В». 2008. Т. 2. 288 с.
41. Характеристика загрязнения лиманов (озер) Одесской области кишечными вирусами, простейшими и гельминтами. Здоровье и окружающая среда [Электронный ресурс] : сб. науч. тр. А.В.Мокиенко и др. М-во здравоохранения Респ. Беларусь, Респ. науч.-практ. центр гигиены, Бел. науч. о-во гигиенистов; редкол.: Л.В. Половинкин и др. Вып. 21. Электрон. дан. Минск: ООО «Смэлток», 2012. 1 электрон. опт. диск (CD-ROM). Загл. с этикетки диска. С. 129-134.

42. Характеристика загрязнения воды открытых водоемов Одесской области простейшими и гельминтами. А. В. Мокиенко и др. Матеріали наради-семінару. 12-13 вересня 2012 року «Актуальні питання організації лабораторного бактеріологічного контролю та медичної паразитології». Іллічівськ. С. 106-107.
43. Інструкція по організації та проведенню протихолерних заходів, клініці та лабораторній діагностиці холери. Наказ МОЗ України від 30.05.1997 № 167.
44. Об унификации микробиологических (бактериологических) методов исследования, применяемых в клинико-диагностических лабораториях лечебно - профилактических учреждений. Приказ МЗ СССР № 535.1985.
45. Державні санітарні правила (ДСП) «Організація роботи лабораторій при дослідженні матеріалу, що містить біологічні патогенні агенти I–IV груп патогенності, молекулярно - генетичними методами». К. 2008.
46. Поздеев О.К., Федоров Р.В. Энтеробактерии (Руководство для врачей). ГЕОТАР – Медиа. 2007. 720 с.
47. Туйгунов М. М. Роль энтеротоксина бактерий рода *Citrobacter* в исходе взаимодействия патоген - хозяин: дисс. д. мед. н. Челябинск. 2003. 239 с.
48. Азнабаев Г.К. Биологические свойства бактерий рода *Citrobacter*, выделенных при моно- и ассоциированных бактериальных инфекциях: автореферат дисс. канд.мед.наук. Оренбург. 2003. 23 с.
49. Тимченко О. В. Изучение патогенных свойств бактерий рода *Citrobacter*, выделенных из объектов,

- подлежащих ветеринарному контролю. *Молодой ученый*. 2014. №10. С. 98-99.
50. Природні поліінфектні осередки особливо небезпечних інфекцій на півдні України. З.М. Нехороших та ін. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни». Львів. 2014. Вип. 11. С. 89-92.
 51. Генотипова структура штамів *F. tularensis holarctica*, виділених в природних осередках різних регіонів України. З.М. Нехороших та ін. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни». Львів. 2014. Вип. 11 С. 110-113.
 52. Мікробіологічні та еколого-епідеміологічні аспекти природноосередкових інфекцій на півдні України. З.М. Нехороших та ін. Тези доповіді на XIII з'їзді Товариства мікробіологів України ім. С.М. Виноградського, м. Ялта, 1 – 6 жовтня 2013 р. С. 304.
 53. Bosch A. Human enteric viruses in the water environment: a minireview. *Internatl. Microbiol.* 1998. N 1. P. 191-196.
 54. Detection and quantification of classic and emerging viruses by skimmed-milk flocculation and PCR in river water from two geographical areas. B. Calgua et al. *Water Research*. 2013. V. 47(7) P. 2797-2810.
 55. Характеристика контаминации воды открытых водоемов Одесской области простейшими и гельминтами. А.В. Мокиенко и др. *Профілактична медицина*. 2012. № 3- 4(19). С. 61-64.
 56. Радченко И.Г., Капков В.И., Федоров В.Д. Практическое руководство по сбору и анализу проб морского фитопланктона. Учебно-методическое пособие для студентов биологических

- спеціальностей університетов. М. Мордвинцев. 2010. 60 с.
57. Abosede A. T., Ikegwu N. D. Cyanobacteria of a Tropical Lagoon, Nigeria. *Nature and Science*. 2010. V. 8(7) P. 77-82.
 58. Madkour F. F., Gaballah M. M. Phytoplankton assemblage of a solar saltern in Port Fouad, Egypt. *Oceanologia*. 2012. V. 54(4) P. 687-700.
 59. Виноградова О.М. *Суанопрокарйота* у гіпергалінних місцезростаннях та їх адаптаційні стратегії. *Український фітоценологічний збірник*. 2006. Серія С, випуск 24. С. 34-44.
 60. Зареи Дарки Б. *Суанопрокарйота* разнотипных водоемов Ирана. *Альгология*. 2010. Т. 20(4), № 4. – С. 482 – 491.
 61. Самылина О.С., Герасименко Л.М., Шадрин Н.В. Сравнительная характеристика фототрофных сообществ в минеральных озерах Крыма (Украина) и Алтайского края (Россия). *Альгология*. 2010. Т. 20 (2). С. 192-209.
 62. Теренько Л.М. Планктонные микроводоросли Тилигульского лимана. Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу: Зб. наук. праць. – 2005. – Вип.12. – С. 622 – 631.
 63. Буркова Т.Н. Таксономический состав планктонных водорослей реки Чапаевка. *Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии*. 2010. Т. 19(2) С. 26-43.
 64. Белякова Р. Н. *Суанопрокарйота*, вызывающие «цветение» водоемов северо-запада России. *Новости систематики низших растений*. 2005. Т. 39. С. 254-267.

65. Lopes V. R., Vasconcelos V. M. Bioactivity of Benthic and Picoplanktonic Estuarine Cyanobacteria on Growth of Photoautotrophs: Inhibition versus Stimulation. *Mar. Drugs*. 2011. V. 9. P. 790-802.
66. Toxins of cyanobacteria. Review. M. E. van Apeldoorn et al. *Mol. Nutr. Food Res*. 2007. V. 51. P. 7-60.
67. Ковальчук Л.Й., Мокієнко А.В. Гігієнічна оцінка евтрофікації поверхневих водоемів Українського Придунав'я. *Актуальні проблеми сучасної медицини: Вісник Української медичної стоматологічної академії*. 2014. Т.14, випуск 4(48). С. 73-78.
68. Ковальчук Л.И., Мокиенко А.В., Нестерова Д.А. Гигиеническая оценка цианобактерий озер Украинского Придунавья. *Досягнення біології та медицини*. 2014. №2. С. 10-14.
69. Мокієнко А.В. Ціанобактерії та ціанотоксини: міф чи реальність? *Вісник національної академії наук України*. 2016. №4. С. 65-75.
70. Мокиенко А.В. Цианобактерии как опасные контаминанты поверхностных водоемов. *Вода Magazine*. 2017. №2 (114). С. 22-24.
71. Codd G.A. Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*. 1995. V.32(4) P. 149-156.
72. Codd G.A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*. 2000. V.16(1) P. 51-60.
73. Skulberg O.M. Cyanobacteria/cyanotoxin research - Looking back for the future: The opening lecture of the 6th ICTC, Bergen, Norway. *Environmental Toxicology*. 2005. V.20(3) P. 220-228.

74. Мокієнко А. В., Ковальчук Л. Й. Українське Придунав'я: гігієнічні та медико-екологічні основи впливу води як фактора ризику на здоров'я населення. Одеса. Прес-кур'єр, 2017. 352 с.
75. Генетична різноманітність штамів *F. tularensis*, що ізолювані в різних ландшафтно-географічних зонах України. З.М. Нехороших та ін. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни». Львів. 2015. Вип. 12. С. 50-53.
76. Томаш М.Я., Кузишин Н.П., Білоус О.А. Осередки туремії в Івано-Франківській області. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни». Львів. 2015. Вип. 12. С. 53-55.
77. Особливості лептоспірозу в Івано-Франківській області. М.Я. Томаш та ін. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни». Львів. 2015. Вип. 12. С. 56-59.
78. Пушкарьова О.В., Баворовська О.Я., Луговська Е.Н. Особливості захворюваності лептоспірозом у Львівській області в 2014 році. «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни». Львів. 2015. Вип. 12. С. 59-60.
79. Incidence of adenoviruses in raw and treated water. J. Van Heerden et al. *Water Research*. 2003. V. 37(15). P. 3704-3708.
80. Prevalence of human adenoviruses in raw and treated water. J. Van Heerden et al. *Water Science & Technology*. 2004. V. 50(1). P. 39-43.
81. Quantification and Stability of Human Adenoviruses and Polyomavirus JCPyV in Wastewater Matrices. S. Bofill-Mas et al. *Applied and Environmental Microbiology*. 2006. V. 72(12). P. 7894-7896.
82. Evaluation of human adenovirus and human polyomavirus as indicators of human sewage

- contamination in the aquatic environment. J. Hewitt et al. *Water Research*. 2013. V. 47(17 P. 6750-6761.
83. Литвиненко М.І. Еколого-гігієнічне обґрунтування оптимізації регіональної системи рекреаційного використання водойм... дис. канд. мед. наук. К. 2016. 197 с.
84. Коррекция концепции управления отходами в бассейне реки Северский Донец – трансграничного источника водоснабжения и главного рекреационного водоема Харьковской области. О. М. Касимов и др. *Экологический вестник Северного Кавказа*. 2015. Т.11(2). С. 30-33.
85. Lytvynenko M. I. Justification of Preventive Antiparasitic Measures on Recreational Waters. M. G. Shcherban et al. *Applied Science Reports*. 2015. № 11 (1). С. 26-28.
86. Порівняльний аналіз стану рекреаційних водойм Харківської області за результатами санітарних та екологічних досліджень. М. І. Литвиненко та ін. *Одеський медичний журнал*. 2015. № 6. С. 56-62
87. Литвиненко М. І., Литвиненко Г. Л., Щербань М. Г. Стан забруднення води рекреаційних водойм Харківської області. Медична наука та практика ХХІ століття : збірник тез наукових робіт учасників міжнародної науково-практичної конференції, Київ, 6–7 лютого 2015 р. Київ:Київський медичний науковий центр. 2015. С. 109-110.
88. Литвиненко М. І., Литвиненко Г. Л., Щербань М. Г. Сучасні проблемні аспекти санітарно-екологічного стану рекреаційних водойм в Україні. Пріоритети сучасної медицини: теорія і практика : матеріали міжнародної науково-практичної конференції. Одеса. 6–7 лютого 2015 р. Міжнародний гуманітарний університет. Одеса. 2015. С. 131-133.

89. Обґрунтування комплексних заходів щодо забезпечення оптимальних умов для оздоровлення та масового відпочинку населення на рекреаційних водоймах. М.І. Литвиненко та ін. Збірник тез доповідей науково-практичної конференції (Одинадцяті марзєєвські читання) «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України». Київ. 2015. С. 79-81.
90. Кривонос Х. А. Литвиненко М. І. Обґрунтування еколого-гігієнічних заходів з проблеми захисту водних рекреацій від впливу відходів. Збірник наукових праць студентів, аспірантів і молодих вчених «Молода наука-2015». Запоріжжя. 2015. С. 152-153.
91. Оцінка ефективності оздоровлення дітей на рекреаційних водоймах за результатами натурного гігієнічного експерименту. М. І. Литвиненко та ін. Гендер. Екологія. Здоров'я : матеріали ІV Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 210-річчю Харківського національного медичного університету. Харків, 21–22 квітня 2015 р. 2015. С. 280-282.
92. Наукове обґрунтування оптимізації оздоровлення населення на водних рекреаціях басейну ріки Сіверський Донець на основі удосконалення нормативних гігієнічних вимог та методів контролю стану водойм. М.І. Литвиненко та ін. *Актуальные проблемы транспортной медицины*. 2020. №3(61). С. 54-61.

РАЗДЕЛ 5 НАУЧНЫЕ ОСНОВЫ РЕКРЕАЦИОННОЙ ЭКОГИГИЕНЫ

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 [1].

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; monitory - предупреждающий) была разработана специальной комиссией научного комитета по проблемам окружающей среды (СКОПЕ) Международного совета научных союзов (Global environment monitoring).

В 1972 - 74 годах была обоснована необходимость создания глобальной системы международного мониторинга окружающей среды (ГСМОС). Однако, 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) 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) 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). Эта 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 состоянием 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 - пересекается с заданием геологического мониторинга, объектом которого являются геосистемы окружающего среды (Герасимов И.П., 1975; Ковда В.А., Керженцев А.С., 1983), и они заключаются в получении объективной информации об изменениях соответствующих параметров окружающей среды как основания для решения вопросов относительно её защиты от негативных, но большей части, техногенных влияний.

Комплексный подход – одно из основных условий мониторинга окружающего среды – освещается в отдельных работах (Пресунько Д.И., Сычев К.И., 1989; Латалин Д.А. и соавт., 1990; Сычев К.И., 1990).

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.

Важнейшие курортно – рекреационные ресурсы (лечебные грязи, минеральные и прибрежные морские воды) в настоящее время подвергаются значительной антропогенной нагрузке, проявляющейся в интенсивной биологической контаминации. При этом систематический мониторинг процессов загрязнения и их эколого – гигиенические последствия практически отсутствуют, что не позволяет получить полноценную картину загрязнения курортной и рекреационной среды, выявить динамику этих процессов и адекватно оценить степень их эколого – гигиенической опасности. Проводимые сейчас на курортах и в рекреационных зонах 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 курортных и рекреационных ресурсов.

По мнению С.Э. Шибанова (1993) [1] первоочередным является решение трех кардинальных проблем охраны курортной среды от загрязнения:

- разработка межведомственной научной программы изучения опасности загрязнения курортов и улучшения их экологического состояния;
- разработка концептуальных и методических подходов к гигиеническому и эколого – гигиеническому регламентированию вредных веществ в курортных ресурсах (лечебных грязях, 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 курортных 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 курортных 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 и 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 курортных ресурсов и окружающей среды курортов.

Проведенный анализ опасности существующего загрязнения курортных 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 курортного хозяйства. 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 книге [32, раздел 4] 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 природных лечебных ресурсов (ПЛР) в целом, и лиманов, в частности. Следует отметить, что сделанные выводы и умозаключения можно с уверенностью распространить на рекреационные зоны и прибрежные воды. Поскольку, во-первых, курорты и зоны рекреации тесно граничат друг с другом, зачастую

представляя единое целое; во-вторых, источники их загрязнения общие; в третьих, проблемы их сохранения идентичные.

Авторы [32, раздел 4] 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.

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 авторы [32, раздел 4] уделили более пристальное внимание Шаболатскому (Будакскому) лиману. Это обусловлено как недостаточной изученностью этого объекта (последнее исследование датируется 1982 годом), 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) и вспышках холеры в 1986, 1994 и 1995 гг. (последствия которых не отслежены). 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 лечебных грязей санаториев, расположенных по берегам

лимана, а главным фактором, определяющим вспышки холеры – отсутствие канализования баз отдыха. Отмечалось аварийное состояние канализационного коллектора (отсутствующего), по которому сточные воды Сергеевки сбрасываются в море.

В первый год исследований (2010) авторы 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. И только после проведения весеннего цикла исследований 2011 г., когда в марте были идентифицированы признаки залпового загрязнения Шаболатского лимана, мы поняли, что в основе решения этой проблемы лежит интегральный подход к мониторингу.

1. Информационная составляющая - опрос «старожилов» показал, что в 80-е гг на Шаболатском лимане работало кефалевое хозяйство, для чего с целью повышения водности лимана были созданы два искусственных канала, соединяющих его с Днестровским лиманом.

2. 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.

3. 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., то есть накануне отбора проб, показал перепад уровня по отношению к Шаболатскому лиману порядка 20 см в

сочетании с сильным ветром с направленностью в сторону Шаболатского лимана.

4. 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 микробиоты.

5. Организационно - аналитическая оценка - в ответ на нашу докладную записку о необходимости устранения источника загрязнения лимана мы получили ответ из Государственного управления охраны окружающей природной среды в Одесской области, согласно которому накануне мартовского отбора проб рапы и пелоидов (13-14 марта) в Днестровском лимане произошел залповый сброс неочищенных сточных вод вследствие аварии на канализационном коллекторе.

Результаты проведенных исследований позволили разработать регламент эколога-гигиенического мониторинга лиманов, как водных объектов, отнесенных к категории лечебных [2 - 6] (рис. 5.1). Он состоит из последовательных и взаимосвязанных 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-

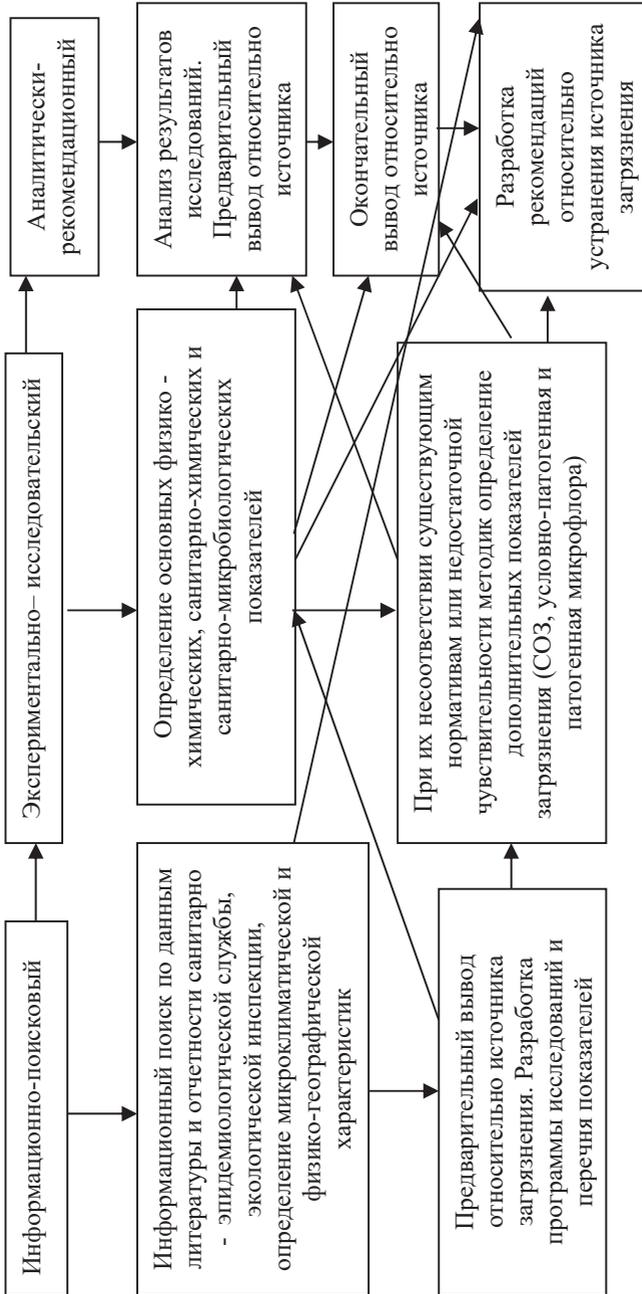


Рис. 5.1 Регламент эколога - гигиенического мониторинга лиманов

химические и санитарно-микробиологические параметры, а при их несоответствии существующим нормативам или недостаточной чувствительности методик принимается решение относительно определения дополнительных показателей загрязнения (СО₃, 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.

Полученные данные дополняют убеждение авторов [32, раздел 4], сформировавшееся в процессе выполнения данных исследований:

1. Первичный эколого-гигиенический мониторинг водного лечебного объекта предполагает комплексный интегральный подход к проведению исследований на современном методическом уровне.

2. При нормирование 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, авторы сформулировали стратегические направления сохранения и восстановления причерноморских лиманов как источников природных лечебных ресурсов [7 - 9].

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 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 заключении авторы отмечают: 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 [10]. 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.

По данным С.Э. Шибанова [11], 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 (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 [12].

С.Э. Шибанов [1, 11, 12] считает, что 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.

Таким образом, не вызывает сомнения острая необходимость развития нового научного направления «Рекреационная экология», точнее «Рекреационная экогигиена» на стыке гигиены окружающей среды, экологии, курортологии и других наук [13-18]. Основные задачи этого научного направления:

- изучение источников и уровней антропогенного загрязнения курортных ресурсов;
- 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 курортных ресурсах, гигиеническое обоснование развития новых перспективных курортных зон;
- разработка программы мероприятий по минимизации и предотвращению загрязнения курортной среды [1].

С целью межведомственной интеграции научных и практических работ в этом направлении и решения основных проблем охраны курортов от загрязнения

представляється необхідним створення міжведомственного науково-практичного центру по екогігієні курортів.

ЛИТЕРАТУРА

1. Шибанов С. Э. Эколого-гигиеническое регламентирование антропогенного загрязнения курортно-рекреационных ресурсов. Дисс. докт. мед. наук. Киев, 1993. 169 с.
2. Регламент еколого-гігієнічного моніторингу Шаболатського (Будакського) лимана: від аналізу ситуації до ідентифікації джерела забруднення. А. В. Мокиєнко та ін. Зб. мат-лів міжнар. наук.-практ. конференції «Екологічні проблеми Чорного моря». Одеса, 2011. С. 26-30.
3. Комплексное поэтапное исследование лимана как основа регламента эколого-гигиенического мониторинга. А. В. Мокиєнко та ін. *Медицинская реабилитация, курортология, физиотерапия*. 2012. № 1. С. 53–57.
4. Регламент еколого-гігієнічного моніторингу водних об'єктів, що віднесені до категорії лікувальних. А. В. Мокиєнко та ін. Свідчення про реєстрацію авторського права на твір № 43085. Державна служба інтелектуальної власності України.
5. Регламент еколого-гігієнічного моніторингу водних об'єктів, що віднесені до категорії лікувальних. А. В. Мокиєнко та ін. Інформаційний лист про нововведення в системі охорони здоров'я. Укрмедпатентінформ. Київ, 2011. № 232. 3 с.
6. Алгоритм санітарно-гігієнічного та медико-екологічного моніторингу стану лиманів як водних

- об'єктів, що віднесені до категорії лікувальних. А. В. Мокієнко та ін. Методичні рекомендації 167.13/354.13. Одеса. 2013. 19 с.
7. Приоритетные проблемы причерноморских лиманов как основы курортных территорий. А. В. Мокиенко и др. Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. 12-14 вересня 2012 року «Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення». Одеса. С. 18-21.
 8. Мокиенко А.В. Основные задачи по защите курортов от загрязнений. Зб. мат-лів ІУ Міжн. Екологічного форуму «Чисте місто Чиста ріка Чиста планета». Херсон, 13-14 вересня 2012 р. С. 473-469.
 9. Стратегические направления сохранения и восстановления причерноморских лиманов как источников природных лечебных ресурсов. А. В. Мокиенко и др. Зб. мат-лів ІІ Міжн. наук. - практ. конф. «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження і відновлення». 11-13 жовтня 2012 р. Трускавець. С. 112-113.
 10. Актуальные проблемы лиманов северо-западного Причерноморья. Под ред. Ю. С. Тучковенко, Е. Д. Гопченко. Одесса: ТЭС. 2011. 224 с.
 11. Шибанов С. Е. Санітарно-екологічний стан курортно-рекреаційних ресурсів Криму. Збірка тез доповідей науково-практичної конференції „Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України”. 2005. Вип. 3. С. 86-87.
 12. Шибанов С. Э. Эколого-гигиеническая оценка антропогенного загрязнения курортно-рекреационных ресурсов Крыма. *Вестник физиотерапии и куртологии*. 1997. № 3. С. 29-31.

13. Мокієнко А. В., Шибанов С. Е., Колоденко В. О. Рекреаційна екологія: аналіз минулого, стан сьогодення та перспективи майбутнього. Збірник матеріалів конференції „Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, гігієни та туберкульозу”. 2012. Вип. 9. С. 225-229.
14. Мокиенко А. В., Шибанов С. Э., Колоденко В. А. К обоснованию развития нового научного направления „Рекреационная экология”. Збірка тез доповідей науково-практичної конференції „Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України”. 2012. Вип. 12. С. 323-324.
15. Мокиенко А. В., Шибанов С. Э., Колоденко В. А. Фундаментальные и прикладные аспекты рекреационной экологии. Сб. науч. тр. XX юбилейной (ежегодной) Межд. науч.-техн. конф. „Экологическая и техногенная безопасность. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов”. Бердянск, 11-15 июня 2012 г. С. 431-442.
16. Мокиенко А. В., Шибанов С. Э., Колоденко В. А. Интегративность эколога - гигиенического мониторинга природных лечебных ресурсов. *Причерноморский экологический бюлетьень*. 2012. №1. С. 165-168
17. Эколога-гигиенический мониторинг водных лечебных объектов как основа рекреационной экогигиены. А.В. Мокиенко и др. Современные проблемы медицины: теория и практика. Мат-лы межд. заочной науч.-практ. конф. Новосибирск. 2012. С. 41-48.
18. Мокиенко А. В., Шибанов С. Э., Колоденко В. А. Рекреационная экогигиена как перспективное направление современной гигиены и медицинской

екології. 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.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Согласно справедливому мнению автора статьи [4, введение] Украине как морскому государству необходимо развитие более глубоких и всесторонних комплексных исследований влияния геоэкологических систем Черного и Азовского морей - субсистем Океана на здоровье населения страны, а также различных аспектов социально-экономических эффектов этого влияния. Учитывая это, постановка проблемы, вынесенная в заглавие этой книги, приобретает глубокий смысл.

О внимании к указанной проблеме в развитых странах красноречиво говорит тот факт, что, например, в США и Европе начато и осуществляется большое количество специальных научных программ, опубликовано ряд отчетов и статей по результатам соответствующих исследовательских проектов, одобренных, в частности, Правлением Национального совета исследований США и ее членами - Советом Национальной академии наук, Национальной инженерной академией и Институтом медицины Национальной академии наук США. В течение последнего десятилетия различными вопросами этой проблемы занимаются, в частности, Комитет по вопросам океана в области здравоохранения и Совет исследований океана. Именно в США было впервые создан, применен и широко введен в пользование термин «Oceans and Human Health» («Океаны и Здоровье Человека»).

Европейский Морской Совет содействовал обнародованию результатов исследований американских ученых для ознакомления с этой проблемой политиков, исследователей и научных сообществ стран ЕС. Были также определены основные потребности и приоритеты исследований в области «океаны - здоровье человека» для

поддержки целостного и последовательного транснационального сотрудничества ученых в области исследований Океана и здравоохранения в Европе и введен в пользование вышеупомянутый термин «Oceans and Human Health».

При этом, научное сообщество, которое так или иначе занимается указанной проблемой, согласилось, судя по известным научным работам, считать, что термин «океаны» касается морской и прибрежной среды в совокупности, включая эстуарии, лиманы и пляжи, поскольку большая часть взаимодействия «Океан-Человек» находится на уровне берегов и прибрежных районов морей.

О том, насколько серьезно относятся к проблеме «Океаны и Здоровье Человека», в частности в США, видно из неполного перечня исследовательских учреждений и инициатив, которые, одновременно с национальными академиями США, занимаются ею в этой стране. Среди наиболее известных: Woods Hole Center for Oceans & Human Health; Harvard Medical School's Center for Health and the Global Environment; Pacific Northwest Center for Human Health and Ocean Studies, University of Washington; Oceans and Human Health Center, University of Miami; Pacific Research Center for Marine Biomedicine, University of Hawaii, Monoa и NOAA's Oceans and Human Health Initiative (ОНИ).

Только в США на протяжении последних десятилетий были осуществлены значительные инвестиции в программы междисциплинарного исследования океанов и исследований в области здравоохранения, включая создание мощных центров для исследований проблемы «океаны - здоровье человека» (СОНН) и дополнительной инициативы по здравоохранению человека (ОНИ) в пределах

Национального агентства по океану и атмосфере (NOAA) для проведения, координации и обмена результатами исследований в этой новой интеграционной области.

В Европе в последние годы различные вопросы проблемы влияния Океана на здоровье человека поднимаются, исследуются и решаются в рамках проектов, главным образом, Европейского Морского Совета (ЕМС), который предоставляет основные возможности для передачи знаний с целью обеспечения лидерства в морских исследованиях этого плана. В структуре этого Совета действует Рабочая группа Oceans and Human Health (WG ОНН). Скоординированности европейских научных исследований влияния Океана на здравоохранение будет содействовать усовершенствование и внедрение нынешней политики ЕС, включая в частности Рамочную Директиву Морской Стратегии (MSFD) ЕС. Именно она, с точки зрения ЕС, служит ключевой политической основой для разработки согласованного и научно обоснованного подхода к взаимосвязи между океанами и здоровьем человека.

Исследования проблемы «Океан - здоровье человека» интенсивно развиваются, о чем свидетельствуют такие последние работы.

В Великобритании с начала 1990-х годов отсутствовало количественное определение рисков болезней, связанных с купанием в прибрежных водах. Цель исследования состояла в определении распространенности симптоматики таких болезней у купальщиков в Англии и Уэльсе. Единовременное обследование проводилось между июнем 2014 и апрелем 2015 года. Интернет-опрос собрал информацию от морских купальщиков и некупальщиков во время их посещения побережий Англии и Уэльса наряду с возникновением симптомов заболеваний. Ответили на

опрос 2 631 человек (1 693 купальщика, 938 некупальщиков). По сравнению с некупальщиками купальщики более часто сообщали о заболеваниях кожи ($p = 0.01$), ушей ($p < 0,001$) и любых симптомах ($p < 0,001$). Установлена слабая вероятность увеличения желудочно-кишечных ($p = 0,07$), респираторных ($p = 0,07$) заболеваний и заболеваний глаз ($p = 0,11$). Хотя дизайн исследования не позволял установить причинно-следственные связи, авторы сделали вывод об определенной ассоциации между купанием в море и последствиями для здоровья. Отмечено, что несмотря на более высокие показатели соответствия критериям качества вод для купания в наше время, разница заболеваемости купальщиков и некупальщиков подобна оценкам, сделанным в 1990-х годах [1].

В статье [2] авторов из Окленда (Новая Зеландия) предлагается использовать разработанный ими адаптивный алгоритм синтетического образца (adaptive synthetic sampling algorithm ADASYN) для проверки легитимности подхода к прогнозу качества воды, пригодной для рекреации. Все модели показали относительно высокую (приблизительно 75%-ю) чувствительность и высокую точность (более чем 90%) прогноза качества.

Установлено, что береговой песок пляжей содержит высокие концентрации индикаторных фекальных бактерий (FIB), которые постоянно вымываются в слой воды. В исследовании авторы применили трехярусный подход к оценке взаимосвязи между бактериями в песке, осадке и прибрежной воде на трех местах береговой линии и двух реках вдоль пресноводной береговой линии. Образцы отбирали более двух лет с оценкой уровней FIB, двух маркеров (MST) (*Catelliboccus marimammalium*, Gull2; *Bacteroides* HF183) и метагеномного анализа гена 16S

rRNA. FIB были намного выше в песке, чем в воде во всех трех участках. Маркер Gull2 изобиловал в песке береговой линии и воде, а маркер HF183 главным образом присутствовал в реках. Уровни бактериальной контаминации отличались между песком/осадком и водой, указывая на небольшое взаимодействие этих сред. Состав осадка был связан с ресуспендированием бактерий. Результаты показывают, что определение FIB и маркеров MST является эффективным методом оценки уровней микробной контаминации рекреационных вод [3].

Систематический литературный обзор и метаанализ посвящен оценке рисков болезней в связи с использованием рекреационных вод [4]. Авторы проанализировали 8 618 потенциально соответствующих исследований количественных показателей таких рисков. Были категоризированы такие развлекательные мероприятия, как плавание, связанный со спортом контакт, минимальный контакт и контакт с песком. Оценивали такие последствия для здоровья: желудочно-кишечные и респираторные заболевания, болезни кожи, глаз, ушей, носа, горла и простудные заболевания. Определены 92 исследования, соответствующих выбранным критериям включения. Оценки риска показали значительное увеличение желудочно-кишечных болезней в связи с плаванием (2,19, 95% CI: 1,82, 2,63) и спортом (2,69, 95% CI: 1,04, 6,92), и незначительное при минимальном контакте (1,27, 95% CI: 0,74, 2,16). Это же касается респираторной болезни в связи с плаванием (1,78, 95% CI: 1,38, 2,29) и спортом (1,49, 95% CI: 1,00, 2,24), но отсутствие увеличения при минимальном контакте (0,90, 95% CI: 0,71, 1,14). Это исследование подтверждает важность оценки рисков болезней, связанных с отдыхом на воде.

Основными европейскими программами, которые имеют потенциал для поддержки инициативы «Мировой океан и здравоохранение», являются «Горизонт 2020», программа ЕС по исследованиям и развитию технологий (2014-2020 гг.), и соответствующие Европейские инициативы общего программирования. Однако, национальные исследовательские программы также направляются на обеспечение поддержки быстрого развития компетентности и возможностей в области «Океаны и здравоохранение».

Европейская программа исследования связи океанов и здоровья человека также должны содействовать международному сотрудничеству (в частности, с программами NIH/NSF и NOAA в США). Обеспечение здоровья людей путем уменьшения бремени заболеваний и повышение качества окружающей среды, как известно, являются главными составными в политических программах правительств во всем мире. Тем не менее, признание важности морской среды вообще и ее составных для здоровья и благополучия людей сейчас остается ограниченным. Более того, исследовательское сообщество, которое ищет ответы на различные вопросы данной проблемы, и общество, которое объединяет тех, кто нуждается в профессиональных, объективных и непредубежденных ответах на вопросы, связанные с проблемой «Океаны и здоровья человека», по крайней мере в Европе, не говоря об Украине, остается очень фрагментированным. А недостаток координации приводит к невозможности различных стран надлежащим образом поддерживать научно обоснованную политику в области управления и здравоохранения и, в частности, эффективно влиять на усилия, направленные на преодоление бедности, поддержку наличия экологических товаров и услуг и, как следствие, на улучшение состояния здоровья населения,

обеспечение социальной и экономической стабильности.

Проблему «Океан и здоровье человека» можно рассматривать в разных планах и на разных уровнях. Уже доказано, что целесообразно рассматривать эту проблему в государственном плане, а именно - на системном уровне, то есть, рассматривать влияние морей и океанов как природных систем на государственную общественную систему здравоохранения, или на другие системы различного уровня и их компоненты и элементы, прежде всего на Человека как индивид и/или системообразующие компонент биогеоэкономической системы человеческого общества [4, введение].

Специалистам, которые работают на стыке наук, уже не надо доказывать, что эффективная интерпретация и применения физических, химических, биологических и экологических данных, полученных рядом научных направлений, прежде всего океанологии, микробиологии, биохимии, молекулярной биологии, вирусологии, в содержательном целостном контексте для фиксации угрозы и/или прогнозирования рисков влияния морей и океанов на здоровье людей не является возможной вне экосистемного подхода. Именно экосистемный подход позволяет изучать и использовать различные физические, химические, биологические, геологические и экологические характеристики главных природных морских сред и их экологически обусловленных изменений при различных теоретических и практических построениях [5, введение].

Украинские ученые, судя по перечню опубликованных работ по подобной тематике, не очень активно занимаются проблемой здоровья населения, связанной с влиянием на человеческий организм факторов морской среды. Вопреки тому, что в Украине, которая является морским государством, необходимо развитие

более глубоких всесторонних комплексных исследований влияния геоэкологических систем Черного и Азовского морей как субсистем Океана на здоровье населения страны, а также различных аспектов социально-экономических эффектов этого влияния. Такое развитие возможно только при условии свободного доступа к океанологической, экологической и медицинской информации любого уровня, основательного научного и профессионального обсуждения путей решения социальных, экологических и медицинских проблем нашего общества, понимание важности проблемы «Океан-Здоровье человека» на уровне государства [4, введение].

В этой связи представляется целесообразным проанализировать документ [5], согласно которому предусматривается «проведення державного моніторингу екологічного стану навколишнього природного середовища та природних лікувальних і рекреаційних ресурсів, фізичних факторів на курортах, туристичних територіях, у місцях відпочинку населення», что регламентировано [18, раздел 3]. В том числе, за счет улучшения качества рекреационных ресурсов планируется увеличить число иностранных туристов с 2015 по 2026 год в 2,5 раза (от 12,9 до 32,2 млн человек), а количество внутренних туристов в 5 раз (от 357 тыс. до 1785 тыс. человек). Учитывая, что значительная, если не львиная доля туристов предпочтет отдых на воде, Украине крайне необходимо решение на государственном уровне проблемы чистоты рекреационных вод.

Когда-то, а именно в октябре 2012 года, автор этих строк после завершения трехлетней НИР по разработке научных основ эколого-гигиенического мониторинга водных объектов, отнесенных к категории лечебных, обратился в весьма высокую инстанцию с предложением разработки и утверждения государственной программы

«Рекреационная экогигиена». Безрезультатно. За эти восемь лет произошли два взаимно дополняющих друг друга удручающих события: первое - проблема заострилась до такой степени, что некоторые курортные (например, Куяльницкий лиман) и потенциальные рекреационные (например, Придунайские озера) объекты находятся на грани экологической катастрофы; второе – разрушена государственная санитарно – эпидемиологическая служба Украины, одно из главных достижений советской системы здравоохранения и предмет зависти зарубежных коллег. На этом фоне формулировка основных задач рекреационной экогигиены может быть отнесена к жанру фантастики. Впрочем, непредвзятому читателю хорошо известно, что многое из написанного Жюлем Верном сбылось в наши дни. Правда, через 150 лет.

Поэтому автор полностью солидарен с вышеизложенным мнением [4, введение], суть которого состоит в следующем. Указанная проблема, особенно учитывая место Азово-Черноморского бассейна в экономико-социальной сфере Украины, экологическое состояние его прибрежной зоны, а также значительное количество проживающего, работающего и отдыхающего населения, которое с различной степенью активности взаимодействует с экологоокеанической системой и ее подсистемами, должны стать объектом пристального внимания ученых, особенно морских геоэкологов и биогеоэкологов, микробиологов и вирусологов, медиков и диетологов, курортологов, экономистов, социологов, туризмологов, а также специалистов-практиков, бизнесменов, менеджеров связанных с Океаном областей хозяйства, представителей властных структур различного уровня и, безусловно, профессоров ВУЗов, которые должны правильно учить представителей новых поколений для

вышеназванных сфер деятельности.

И в заключении автор считает целесообразным сослаться на свою работу «Хто, коли і як буде захищати природні лікувальні ресурси України?» [6]. Ответ был сформулирован безапелляционно: «Хто: держава. Коли: терміново. Як: шляхом створення, фінансування та виконання державної цілеспрямованої програми збереження природних лікувальних ресурсів». Это в полной мере применимо к рекреационной экогигиене.

ЛИТЕРАТУРА

1. A cross-sectional study on the prevalence of illness in coastal bathers compared to non-bathers in England and Wales: Findings from the Beach User Health Survey. A.F.C. Leonard et al. *Water Research*. 2020. V. 176. 115700.
2. Xu T., Coco G., Neale M. A predictive model of recreational water quality based on adaptive synthetic sampling algorithms and machine learning. *Water Research*. 2020. V. 177. 115788.
3. Interaction of bacterial communities and indicators of water quality in shoreline sand, sediment, and water of Lake Michigan. M.B. Nevers et al. *Water Research*. 2020. V. 178. 115671.
4. Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: A systematic review and meta-analysis. G. S. Russo et al. *Water Research*. 2020. V. 176. 115729.
5. Розпорядження КМУ від 16 березня 2017 р. № 168-р «Про схвалення Стратегії розвитку туризму та курортів на період до 2026 року» [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://www.kmu.gov.ua/npas/249826501>.

6. Мокієнко А.В. Хто, коли і як буде захищати природні лікувальні ресурси України? Збірник матеріалів конференції «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, гігієни та туберкульозу». 2014. Випуск 11. С. 34-35.

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

МОКІЄНКО Андрій Вікторович

РЕКРЕАЦІЙНА ЕКОГІГІЄНА

Монографія

М 74 Мокієнко А. В. Рекреаційна екогігієна : монографія. –
Одеса : Фенікс, 2021. – 276 с.
ISBN 978-966-928-668-0

У монографії розглядається характеристика біологічної контамінації прибережних вод, таласогенні інфекції та захворювання, що виникають внаслідок цього. Викладено нормування якості рекреаційних вод. Наведено різні дані щодо біологічної контамінації води поверхневих водоймів України як потенційних рекреаційних ресурсів. Представлено наукові основи рекреаційної екогігієни.

Монографія розрахована на широке коло читачів: гігієністів, санітарних лікарів, епідеміологів, екологів, рекреаціологів, туризмологів, викладачів і студентів медичних ВУЗів.

УДК 504.062.2:613.7

Підписано до друку 15.05.2021.
Формат 60x84/16. Ум-друк. арк. 16,04.
Наклад 100 прим. Зам. № 2105-04.

Видано і віддруковано в ПП «Фенікс»
(Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 1044 від 17.09.02).
Україна, м. Одеса, 65009, вул. Зоопаркова, 25.
Тел. +38 050 7775901 +38 048 7959160
e-mail: fenix-izd@ukr.net
www.feniksbooks.com