



Володимир Володимирович БАБІЄНКО, академік НАН ВО України, доктор медичних наук, професор, завідувач кафедри гігієни, медичної екології та громадського здоров'я Одеського національного медичного університету. Заслужений діяч науки і техніки України. Лікар вищої кваліфікаційної категорії, фахівець у галузі профілактичної медицини. Автор понад 422 наукових публікацій, монографій, співавтор підручника для вищих учбових закладів.



Андрій Вікторович МОКІЄНКО, доктор медичних наук, старший науковий співробітник, доцент кафедри громадського здоров'я і фізичного виховання Національного університету «Острозька академія». Автор понад 900 наукових праць, у тому числі 26 монографій, 9 фрагментів монографій, підручника (у 2 томах), 5 навчальних та 3 учбових посібників, 2 курсів лекцій, присвячених основним питанням якості питних та мінеральних вод, знезараження води, охорони та використання природних лікувальних ресурсів, профілактики лікарняних інфекцій.



Сергій Леонідович ДУБОВИК, доцент кафедри гігієни, медичної екології та громадського здоров'я, PhD. Досліджує вплив чинників довкілля на здоров'я та питання медичної екології. Автор близько 30 наукових праць. Дисертація (2023) присвячена хірургічному лікуванню переломів плечової кістки. Наукова діяльність поєднує клінічний досвід і підходи громадського здоров'я.



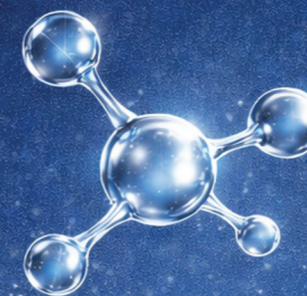
Анастасія Михайлівна РОЖНОВА, старший викладач і завуч кафедри гігієни, медичної екології та громадського здоров'я Одеського національного медичного університету. Досліджує вплив дефіциту нутрієнтів на здоров'я населення. Авторка дисертації з моніторингу дефіциту вітаміну D. Має публікації в Google Scholar, ORCID та Scopus. Член професійних асоціацій, магістр публічного управління у сфері охорони здоров'я.

ЕКОЛОГО-ГІГІЄНИЧНІ ОСНОВИ БЕЗПЕЧНОСТІ РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД

В. В. Бабієнко, А. В. Мокієнко,
С. Л. Дубовик, А. М. Рожнова

В.В. БАБІЄНКО, А.В. МОКІЄНКО, С.Л. ДУБОВИК, А.М. РОЖНОВА

ЕКОЛОГО-ГІГІЄНИЧНІ ОСНОВИ БЕЗПЕЧНОСТІ РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД



В. В. БАБІЄНКО, А. В. МОКІЄНКО,
С. Л. ДУБОВИК, А. М. РОЖНОВА

ЕКОЛОГО-ГІГІЄНІЧНІ ОСНОВИ БЕЗПЕЧНОСТІ РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД

МОНОГРАФІЯ

Одеса
«Прес-кур'єр»
2026

УДК 614.777:502.3
Б125

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Одеського національного медичного університету
Міністерства охорони здоров'я України
(протокол № 8 від 2 лютого 2026 року)*

Рецензенти:

І. В. Сергета - директор навчально-наукового Інституту громадського здоров'я, біології, контролю та профілактики хвороб, доктор медичних наук, професор кафедри загальної гігієни та екології Вінницького національного медичного університету ім. М.І. Пирогова;

О. В. Лотоцька - завідувачка кафедри загальної гігієни та екології Тернопільського національного медичного університету імені І.Я. Горбачевського МОЗ України, доктор медичних наук, професорка.

В.В. Бабієнко, А.В. Мокієнко, С.Л. Дубовик, А.М. Рожнова.

Б125 Еколого-гігієнічні основи безпечності рекреаційних вод : монографія / В.В. Бабієнко, А.В. Мокієнко, С.Л. Дубовик, А.М. Рожнова – Одеса : Прес-кур'єр, 2026. - 290 с.
ISBN 978-617-7797-68-4

У монографії розглянуто керівні принципи щодо безпечного рекреаційного водного середовища, окремі аспекти контамінації прибережних зон морів і океанів. Представлено детальну характеристику таласогенних інфекцій та захворювань, що виникають внаслідок забруднення води для купання та рекреації. Приведено нормування якості рекреаційних вод. Наведено наукові засади рекреаційної екогігієни як основи безпечного використання рекреаційних вод.

Монографія розрахована на широке коло читачів: гігієністів, санітарних лікарів, епідеміологів, екологів, рекреаціологів, туризмологів, викладачів та здобувачів вищої освіти ВНЗ.

УДК 614.777:502.3

ISBN 978-617-7797-68-4

© В.В. Бабієнко, А.В. Мокієнко,
С.Л. Дубовик, А.М. Рожнова, 2026

ЗМІСТ

<i>ANNOTATION</i>	7
ПЕРЕДМОВА	13

Розділ 1

КЕРІВНІ ПРИНЦИПИ ЩОДО БЕЗПЕЧНОГО РЕКРЕАЦІЙНОГО ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	16
1.1 Профілактика утоплення та травм	17
1.2 Сонце, спека та холод.....	19
1.3 Фекальне забруднення та якість води.....	21
1.4 Вільноживучі мікроорганізми	24
1.5 Мікробні аспекти якості пляжного піску	27
1.6 Водорості та ціанобактерії в прибережних та естуарних водах.....	28
1.7 Водорості та ціанобактерії у прісній воді	29
1.8 Естетичні питання	32
1.9 Хімічні та фізичні агенти	33
1.10 Небезпечні водні організми.....	35
1.11 Моніторинг та оцінка	38
1.12 Застосування рекомендацій та варіантів управління для здорового рекреаційного водокористування	39
1.13 Типи рекреаційного водного середовища	43
1.14 Типи використання.....	44
1.15 Типи користувачів	45
1.16 Небезпека та ризик	46
1.16.1 Типи небезпек, що виникають	46
1.16.2 Оцінка небезпеки та ризику.....	48

1.17 Використання епідеміології в оцінці ризику	51
1.18 Ступінь контакту з водою.....	52
1.19 Заходи щодо зменшення ризиків під час відпочинку на воді.....	53
1.20 Управління рекреаційними водами.....	54
1.20.1 Зацікавлені сторони	54
1.20.2 Інтегроване управління прибережними зонами або річковими басейнами	55
1.20.3 Типи управлінських дій	56
1.20.4 Характер рекомендацій	56

Розділ 2

СУЧАСНІ ПІДХОДИ ДО ПРОГНОЗНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД.....	60
---	-----------

Розділ 3

ОКРЕМІ АСПЕКТИ КОНТАМІНАЦІЇ ПРИБЕРЕЖНИХ ЗОН МОРІВ І ОКЕАНІВ	78
3.1 Біологічна контамінація.....	78
3.2 Стійкі органічні забруднювачі (СОЗ)	101
3.2.1 Класифікація СОЗ.....	104
3.2.1.1 Навмисні СОЗ.....	105
3.2.1.2 Ненавмисні СОЗ.....	106
3.2.1.3 Ненавмисні побічні продукти	107
3.2.1.4 Різні джерела	108
3.2.2 Потенційні ризики.....	109
3.2.3 Вплив на довкілля	110
3.2.4 небезпека для здоров'я.....	111
3.2.4.1 Ендокринні або гормональні порушення ...	112
3.2.4.2 Рак	112
3.2.4.3 Ожиріння.....	113
3.2.4.4 Серцево-судинні захворювання.....	113
3.2.4.5 Діабет	113

ТАЛАСОГЕННІ ІНФЕКЦІЇ І ЗАХВОРЮВАННЯ	128
4.1 Стан питання	128
4.2 Ретроспектива досліджень	144
4.3 Розрахунок ризику для здоров'я у зв'язку з купанням у забрудненій морській воді	158
4.3.1 Мінімальна інфекційна доза	158
4.3.2 Співвідношення патогенів і індикаторних мікроорганізмів	159
4.3.3 Об'єм води, який проковтують плавці	160
4.3.4 Гіпотетичний ризик захворювання	160
4.4 Епідеміологічні дослідження щодо виявлення кореляції між таласогенною інфекцією та мікробною контамінацією води для купання	161
4.5 Масштабне проспективне епідеміологічне та мікробіологічне обстеження	164
4.6 Розвиток критеріїв якості рекреаційних вод	168
4.7 Оцінка глобального навантаження захворювання (global burden of disease - GBD) інфекційних патологій, пов'язаних із забрудненими водами для купання	169
4.7.1 Інфекційні захворювання, пов'язані з плаванням у морських прибережних водах, забруднених стічними водами	171
4.7.1.1 Епідеміологічний фон	171
4.7.1.2 Глобальна оцінка плавання в морі (дні впливу/рік)	175
4.7.1.3 Розрахунок GBD з точки зору DALY	177
4.8 Рекреаційні води та ймовірність інфекційних захворювань: гострі наслідки, захворюваність та смертність	179
4.8.1 Збудники таласогенних інфекцій	181
4.8.2 Актуальність проблеми	185

4.8.3 Інфекції з потенційно серйозними гострими симптомами.....	191
4.8.3.1 Докази ускладнень захворювань, що передаються через воду.....	191
4.8.3.2 Серйозні наслідки в конкретних популяціях	196

Розділ 5

**ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ РОПИ
ТА ПЕЛОЇДІВ ШАБОЛАТСЬКОГО (БУДАКСЬКОГО)**

ЛИМАНУ	219
5.1 Дослідження стійких органічних забруднювачів (СОЗ).....	222
5.1.1 Хлорорганічні пестициди (ХОП).....	222
5.1.2 Поліхлоровані біфеніли (ПХБ).....	224
5.1.3 Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ).....	225
5.2 Дослідження умовно-патогенної та патогенної мікрофлори.....	229
5.3 Дослідження патогених кишкових вірусів.....	230
5.4 Дослідження збудників кишкових паразитозів та гельмінтозів	231
5.5 Біотестування ропи і водних екстрактів донних відкладень	234

Розділ 6

НОРМУВАННЯ ЯКОСТІ РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД..... 245

Розділ 7

НАУКОВІ ОСНОВИ РЕКРЕАЦІЙНОЇ ЕКОГІГІЄНИ .. 270

УЗАГАЛЬНЕННЯ..... 286

ANNOTATION

V.V. Babienko, A.V. Mokienko, Dubovyk S. L., Rozhnova A.M. Ecological and hygienic foundations of the safety of recreational waters. Monograph.

The monograph considers the guiding principles for a safe recreational water environment, some aspects of contamination of coastal zones of seas and oceans. A detailed description of thalassogenic infections and diseases arising from pollution of water for bathing and recreation is presented. The quality of recreational waters is standardized. The scientific principles of recreational ecohygiene are presented as the basis for the safe use of recreational waters.

The guiding principles for a safe recreational water environment are intended to be used as a basis for the development of international and national approaches (including standards and regulations) to the control of health risks from hazards that may arise in recreational water environments, as well as as a basis for decision-making at the local level. The Guidelines can also be used as a reference for industry and operators preparing development projects in recreational water areas, as a checklist for understanding and assessing the potential health impacts of recreational projects, and in particular for conducting environmental health impact assessments.

The information provided is generally applicable to any coastal or freshwater area where recreational water use occurs. The preferred approaches adopted by national or local authorities to implement the Guidelines, including recommended values, may vary depending on social, cultural, environmental and eco-

nostic characteristics, as well as knowledge of the pathways of exposure, the nature and severity of hazards and the effectiveness of control measures.

Microbial contamination of bathing areas from a variety of sources, such as sewage, agricultural runoff and accidental discharges from municipal sewage sources, poses a serious threat to public health and the economic benefits associated with bathing (Section 1).

The current state of the art demonstrates a trend towards developing predictive models for recreational water pollution. This calls for increased research to assess the effectiveness and utility of more advanced predictive modeling approaches, such as artificial neural networks, Bayesian approaches, and other machine learning techniques (Section 2).

A review of selected aspects of the biological and chemical identification of recreational waters (Section 3) highlights the need to recognize the interdependence of human health and the oceans and to make every effort to preserve them.

A brief summary of the current state of the many links between the oceans, human activities, and human health and the study of these links highlights the need to study the risks of exposure to xenobiotics, pathogens, and natural toxins in coastal waters, including in an epidemiological context.

A detailed assessment of thalassogenic infections and diseases is provided in Section 4. A dose-dependent relationship between gastrointestinal pathologies and the quality of recreational waters has been found, depending on the levels of contamination by indicator bacteria. In a significant part of the studies, the increase in certain symptoms or symptom complexes is significantly associated with the number of fecal indicator bacteria in recreational waters. Gastrointestinal symptoms are the most common health consequences, and the level of symptoms increases in younger age groups.

A generalization of the literature data shows that the degradation of marine ecosystems increases the risk of infectious thalassogenies, the pathogens of which are found in a wide range of taxonomic groups.

The analysis of the literature data shows the urgent need to study the problem of thalassogenic infections in Ukraine.

The results of ecological and hygienic studies of brine and peloids (bottom sediments) of the Shabolatsky (Budaksky) estuary (chapter 5) allowed us to draw the following conclusions.

1. As a result of the identification and quantitative determination by chromatography-mass spectrometry of the main POPs (organochlorine pesticides /COP/, polycyclic aromatic hydrocarbons /PAH/ and polychlorinated biphenyls /PCB/) of brine and peloids of the Shabolatsky (Budaksky) estuary, the following was established.

a) The study of the content of organochlorine pesticides (OCP) indicates fresh contamination of the estuary with DDT, the concentrations of which in samples of bottom sediments exceed foreign standards, and the accumulation of lindane and α -HCCH in therapeutic muds as a result of sedimentation.

b) Despite the fact that the estuary brine is moderately contaminated in terms of the total concentration of PCBs, and in bottom sediments these pollutants do not exceed regulatory levels, the presence of PCBs No. 118,101 in the estuary brine allows us to judge the «old» source of estuary contamination, and to consider the estuary bottom sediments as a source of secondary PCB contamination of the brine.

c) The results of the analysis of 16 PAHs showed that the gradual accumulation of contamination in the estuary peloids as a result of sedimentation continues. The content of benzo(a)pyrene in peloids during the research period (March, April, July, September 2011) increases, while the content in the brine decreases in the same months, but not in a direct relationship. Peloids are eas-

ily contaminated by the total concentration of surfactants. At the same time, the obtained data indicate the persistent nature of the anthropogenic impact on the studied water area of the Shabolat (Budak) estuary, the probable source of which is both low- and high-temperature (pyrolytic) processes.

d) The obtained data indicate the urgent need for systematic monitoring of anthropogenic POPs pollution of brine and peloids as natural therapeutic resources.

2. Isolation of strains of *S. epidermidis*, *E. coli*, *E. faecalis*, fungi of the genus *Candida* can serve as an indirect indicator of contamination of the estuary with anthropogenic microflora. Moreover, in sample No. 1 (Shabolatsky estuary), strains *S. epidermidis* and *E. coli* were isolated not only from brine, but also from peloid; in samples of brine and peloid of Budaksky estuary (samples No. 2, 3), 2 species of *Pseudomonads aeruginosa* and *P. scissa* were differentiated. *Vibrio diazotrophicus* was isolated, which hypothetically may be an etiological factor of episodic cases of gastroenterocolitis of unknown etiology, as well as a typical strain of *Methylbacterium aminovorans*, which is a causative agent of opportunistic infections.

3. The results of studies on the contamination of brine and peloid of Shabolatsky (Budaksky) estuary with pathogenic intestinal viruses and pathogens of intestinal parasitosis and helminthiasis indicate either a significant decrease in the number of samples, or a mismatch of the sensitivity of the methods used to the existing needs of ecological and hygienic monitoring.

4. Toxicological analysis of water and bottom sediment samples of the Shabolatsky (Budaksky) estuary using early naupliar stages of *A. salina* showed the absence of acute lethal toxicity of both brine and water extracts of bottom sediments. The toxicological assessment of the quality of water and bottom sediments of the estuary based on the results of 3 surveys in 2012 indicates a low level of biotoxic pollutants in both water and bottom sedi-

ments. The absence of acute toxicity in combination with favorable physicochemical characteristics and a relatively low level of anthropogenic load indicate that the natural resources of the estuary are potentially favorable for the production of seafood and the use of the estuary for mariculture, as well as for recreational use.

Section 6 presents specific aspects of the standardization of recreational water quality in various international documents and regulatory documents of Ukraine.

The need to develop a new scientific direction «Recreational Ecohygiene» (section 7) at the junction of environmental hygiene, ecology, balneology and other sciences is substantiated. The main tasks of this scientific direction:

- study of sources and levels of anthropogenic pollution of resort and recreational resources;
- development and implementation of a system for monitoring pollution of the resort and recreational environment;
- study of the impact of pollution on the medical and health potential of resorts and the health of vacationers and the local population;
- ecological and hygienic standardization of pollutants in resort and recreational resources, hygienic justification of the development of new promising resort areas;
- development of a program of measures to minimize and prevent pollution of the resort and recreational environment.

In order to achieve interdepartmental integration of scientific and practical work in this area and to address the main problems of protecting resorts and recreational waters from pollution, it is necessary to create an interdepartmental scientific and practical center for the eco-hygiene of resorts and recreational areas.

ПЕРЕДМОВА

Рекреаційними водами вважаються будь-які природні прісноводні, морські або естуарні водойми, що використовуються для рекреаційних цілей; це включає озера, річки та штучні споруди (наприклад, кар'єри, штучні озера), які заповнені неочищеними природними водами. Рекреаційна діяльність, яка може становити ризик для здоров'я людини через навмисне або випадкове занурення та проковтування, включає первинні контактні види діяльності (наприклад, плавання, купання, ходьба по воді, віндсерфінг та водні лижі) та вторинні контактні види діяльності (наприклад, веслування на каное та риболовля).

Якість рекреаційних зон включає фізичні, естетичні та хімічні характеристики рекреаційних вод та навколишньої пляжної зони, які можуть вплинути на їх придатність для рекреаційної діяльності.

Найкращою стратегією захисту громадського здоров'я від ризиків, пов'язаних з рекреаційними водами, є превентивний підхід до управління ризиками, який включає щорічні дослідження стану довкілля та здоров'я (EHSS) у поєднанні з мікробіологічною оцінкою якості води.

EHSS включає комплексний пошук та оцінку існуючих та потенційних небезпек для якості води (біологічних, хімічних та фізичних) та пов'язаних з ними ризиків для здоров'я та безпеки. Цей підхід забезпечує основу для ефективних планів управління ризиками. Реактивні стратегії управління, що спираються лише на моніторинг якості води, недостатні для захисту здоров'я користувачів рекреаційних вод.

Рекреаційне використання внутрішніх та морських вод зростає в багатьох країнах світу. Це використання варіюється від контактних видів спорту з водою для всього тіла, таких як плавання, серфінг та слалом на каное, до безконтактних видів спорту, таких як риболовля, прогулянки, спостереження за птахами та пікніки.

Небезпеки, з якими стикаються в рекреаційному водному середовищі, різняться залежно від місця, як і характер та ступінь впливу. Більшість доступної інформації стосується наслідків для здоров'я, що виникають внаслідок впливу через плавання та ковтання води.

Керівні принципи щодо безпечного рекреаційного водного середовища [1] формулюють сучасний стан знань щодо впливу рекреаційного використання прибережних та прісноводних середовищ на здоров'я користувачів, зокрема, утоплення та травми, вплив холоду, спеки та сонячного світла, якість води (особливо вплив води, забрудненої стічними водами, а також вплив вільноживучих патогенних мікроорганізмів у рекреаційній воді), забруднення пляжного піску, вплив водоростей та продуктів їх життєдіяльності, вплив хімічних та фізичних агентів, а також небезпечних водних організмів. Також обговорюються питання контролю та моніторингу небезпек, пов'язаних з цим середовищем.

Головною метою «Керівних принципів» є захист громадського здоров'я. Мета «Керівних принципів» полягає не в тому, щоб стримувати використання рекреаційного водного середовища, а в тому, щоб забезпечити його максимально безпечну експлуатацію, щоб якомога більша кількість населення отримала максимальну користь. Негативний вплив рекреаційного використання прибережних та прісноводних середовищ на здоров'я користувачів необхідно зважувати з величезними перевагами для здоров'я та благополуччя (відпо-

чинку, релаксації та фізичних вправ), пов'язаними з використанням цього середовища.

У попередні роки (2012, 2021) опубліковані дві книги [2, 3], в яких розглядаються питання якості рекреаційних вод. На жаль, наукова спільнота нашої країни не звертає увагу на цю проблему. Автори глибоко впевнені в її актуальності. Незважаючи на всі складнощі сьогодення, ця проблема вартує ретельного поетапного вирішення у найближчому майбутньому. Саме це надихнуло авторів на підготовку цієї книги.

Література

1. World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1. Coastal and fresh waters*. World Health Organization.

2. Mokienko A.V., Nikipelova E.M., Babov K.D. (eds.) *Prichernomorskie limany: gigenicheskie i mediko-ekologicheskie aspekty sokhraneniia prirodnykh lechebnykh resursov* [Black Sea Limans: Hygienic and Medical-Ecological Aspects of Conservation of Natural Therapeutic Resources]. Odesa: TES, 2012. 274 p.

3. Mokienko A.V. *Rekreatsionnaia ekogigiena* [Recreational Ecohygiene]. Odesa: Feniks, 2021. 276 p.

Розділ 1

КЕРІВНІ ПРИНЦИПИ ЩОДО БЕЗПЕЧНОГО РЕКРЕАЦІЙНОГО ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Керівні принципи безпечного рекреаційного водного середовища [1] є основою для розробки відповідних міжнародних та національних документів і можуть бути використані для прийняття рішень в процесі використання рекреаційних вод для оцінки їх потенційного впливу на здоров'я.

Надана інформація загалом застосовується до будь-якої прибережної або прісноводної зони, де відбувається використання рекреаційних вод. Бажані підходи, прийняті національними або місцевими органами влади щодо впровадження Керівних принципів, включаючи рекомендовані значення, можуть відрізнятись залежно від соціальних, культурних, екологічних та економічних характеристик, а також знання шляхів впливу, характеру та тяжкості небезпек та ефективності контрольних заходів.

Керівні принципи можуть бути:

- рівнем управління;
- концентрацією компонента, який не становить значного ризику для здоров'я членів значних груп користувачів;
- станом, за якого такий вплив малоімовірний; або
- поєднання двох останніх.

Коли рекомендація не досягнута, це має бути сигналом для розслідування причини невдачі та визначення ймовірності майбутньої невдачі, для зв'язку з органом, відповідальним за охорону здоров'я, щоб визначити, чи слід вжити негайних заходів для зменшення впливу небезпеки, та для визначення того, чи слід вжити заходів для запобігання або зменшення впливу за подібних умов у майбутньому.

1.1 Профілактика утоплення та травм

Утоплення, яке було визначено як смерть, що виникає внаслідок порушення дихальної функції внаслідок занурення в рідину, є основною причиною смерті в усьому світі, особливо серед дітей чоловічої статі. Це серйозна проблема, оскільки вона може мати наслідки на все життя. Рівень одужання після утоплення може бути нижчим серед маленьких дітей, ніж серед підлітків та дорослих. Дослідження показують, що прогноз виживання більше залежить від ефективності початкового порятунку та реанімації, ніж від якості подальшої госпіталізації.

Утоплення може бути пов'язане як з плаванням, так і з рекреаційним використанням води, що передбачає мінімальний контакт з водою, таким як рекреаційне використання плавзасобів (яхт, човнів, каное) та риболовля. Вживання алкоголю є одним із найчастіше зареєстрованих факторів, пов'язаних з утопленням у дорослих, тоді як у дітей найчастіше згадується брак батьківського нагляду. У холодну погоду охолодження зануренням у воду може бути значним фактором, що сприяє цьому.

Серед травм спинного мозку, пов'язаних зі спортом, більшість, ймовірно, пов'язана з дайвінгом. Травми під час дайвінгу майже виключно локалізуються в шийних

хребцях, що призводить до квадриплегії або параплегії. Дані свідчать про те, що бодісерфінг та удари об дно є найпоширенішою причиною травм хребта. Вживання алкоголю може значною мірою сприяти частоті травм. Інші травми, пов'язані з рекреаційним використанням води, включають травми головного мозку, переломи, вивихи та інші незначні травми від ударів, а також порізи, ураження та проколи.

Профілактика – найкращий спосіб зменшити кількість травм та смертей, пов'язаних з водним середовищем, і більшості травм можна запобігти за допомогою відповідних заходів на місцевому рівні. Фізичні небезпеки слід спочатку усунути або зменшити, якщо це можливо, або вжити заходів для запобігання чи зменшення впливу на людину. Фізичні небезпеки, з якими неможливо повністю впоратися таким чином, повинні бути предметом додаткових профілактичних або відновлювальних заходів. До них належать програми запобігання утопленню, інформування та попередження громадськості (такі як знаки, прапори, загальна освіта та підвищення обізнаності), забезпечення ефективного нагляду рятувальників та рятувальних служб, а також створення зон відпочинку для різних видів рекреаційної діяльності з використанням ліній, буїв та маркерів.

Моніторинг місця на наявність існуючих та нових небезпек слід проводити регулярно. Частота та час перевірок залежать від місця розташування.

1.2 Сонце, спека та холод

Рекреаційне використання водних середовищ іноді призводить до впливу екстремальної сонячної радіації на людей та екстремальних умов спеки або холоду.

Ультрафіолетове випромінювання (UVR) від сонячного світла можна розділити на три діапазони: UVA, UVB та UVC. У міру виснаження озонового шару захисний фільтр, що забезпечується атмосферою, поступово зменшується, і люди піддаються впливу вищих рівнів ультрафіолетового випромінювання, зокрема вищих рівнів UVB.

Надмірний вплив UVR може призвести до гострого та хронічного пошкодження шкіри, очей та імунної системи. Найбільш помітним гострим ефектом надмірного впливу ультрафіолетового випромінювання є еритема, знайоме запалення шкіри, яке зазвичай називають сонячним опіком. Фотокератит та фотокон'юнктивіт – інші гострі наслідки впливу ультрафіолетового випромінювання. Хронічні наслідки включають дві основні проблеми громадського здоров'я: рак шкіри (як немеланомний, так і злоякісну меланому) та катаракту. Хронічний вплив ультрафіолетового випромінювання також викликає низку дегенеративних змін шкіри (наприклад, веснянки) та прискорює старіння шкіри. Також з'являється все більше доказів імуносупресивного впливу як гострого високодозового, так і хронічного низькодозового на імунну систему людини.

Не всі наслідки ультрафіолетового випромінювання є несприятливими. Найбільш відомим корисним ефектом є стимуляція вироблення вітаміну D у шкірі. Ультрафіолетове випромінювання зі штучних джерел також використовується для лікування кількох захворювань та дерматологічних станів, включаючи рахіт, псоріаз, екзему та жовтяницю.

Існують прості захисні заходи, яких слід вживати, щоб уникнути негативного впливу на здоров'я шкіри, очей та імунної системи. До них належать мінімізація часу перебування на сонці, включаючи повне уникнення перебування на сонці вдень; пошук тіні; носіння вільно облягаючого одягу, капелюха з широкими полями та сонцезахисних

окулярів. Крім того, сонцезахисний крем широкого спектру дії з фактором захисту від сонця 15 або більше слід рясно наносити на всі ділянки тіла, не закриті одягом, і часто повторно наносити. Для уповільнення та, зрештою, зворотної тенденції до збільшення кількості випадків раку шкіри терміново потрібні програми захисту від сонця, спрямовані на підвищення обізнаності та досягнення змін у способі життя. Глобальний індекс сонячного ультрафіолетового випромінювання є важливим засобом підвищення обізнаності громадськості про ультрафіолетове випромінювання та ризики надмірного впливу ультрафіолету, а також для попередження людей про необхідність вжиття захисних заходів.

Вплив холодної води може спричинити значні проблеми для користувачів рекреаційних вод. Безпосереднім наслідком раптового занурення в холодну воду може бути виснажлива рефлекторна реакція, яка називається холодним шоком, що включає небезпечні для життя респіраторні та серцево-судинні ефекти та може призвести до утоплення. Раптове занурення в холодну воду часто призводить до порушення здатності до плавання, що, як вважається, є причиною більшості випадків раптової смерті від занурення в холодну воду. Заходи безпеки включають носіння відповідного захисного одягу під час плавання в холодній воді та використання рятувального жилета під час плавання на човні, щоб захистити дихальні шляхи від води навіть у непритомному стані.

У спекотному середовищі люди можуть страждати від серйозних фізичних захворювань, таких як теплові судоми, теплове виснаження та тепловий удар. Особливо схильні до цього дуже молоді люди, люди похилого віку, пацієнти, які вживають препарати, що перешкоджають регуляції температури, люди, які страждають від вже існуючих хронічних

захворювань, та ті, хто часто вживає алкоголь. Заходи уникнення включають вживання безалкогольних напоїв без кофеїну, поповнення втраченої солі через піт та відхід у затінені місця. Розлади, спричинені теплом, найчастіше виникають при швидких змінах теплових умов, наприклад, під час хвиль спеки.

1.3 Фекальне забруднення та якість води

Найчастішим несприятливим наслідком для здоров'я, пов'язаним з впливом забрудненої фекаліями рекреаційної води, є кишкові захворювання. Також було показано причинно-наслідковий зв'язок між фекальним або купальським забрудненням та гострим гарячковим респіраторним захворюванням (ГРЗ), яке є більш серйозним наслідком для здоров'я, ніж гастроентерит.

Існує узгодженість у загальній сукупності доказів щодо впливу на здоров'я забруднених фекаліями рекреаційних вод. У Сполученому Королівстві проведено рандомізовані контрольовані дослідження, які є ключовими для визначення рекомендованих значень мікробіологічної якості рекреаційних вод. Для морських вод лише кишкові ентерококи (фекальні стрептококи) показали дозово-відповідний зв'язок як для шлунково-кишкових захворювань, так і для ГРЗ. Рекомендовані значення виражені в 95-му перцентилі кількості кишкових ентерококів на 100 мл і представляють легко зрозумілі рівні ризику на основі умов впливу ключових досліджень.

Немає достатньо доказів, на основі яких можна безпосередньо визначити рекомендоване значення якості прісної води. Застосування рекомендованих значень, отриманих для морської води, до прісних вод, ймовірно, призведе до зни-

ження рівня захворюваності серед прісноводних плавців за відсутності відповідних епідеміологічних даних для прісних вод. Поточні дослідження можуть забезпечити більш адекватну основу для розробки рекомендованих значень для прісної води.

Рекомендовані значення слід інтерпретувати або змінювати з урахуванням регіональних та/або місцевих факторів. Такі фактори включають характер та серйозність місцевих ендемічних захворювань, поведінку населення, моделі впливу, а також соціально-культурні, економічні, екологічні та технічні аспекти, а також конкуруючий ризик для здоров'я від інших захворювань, не пов'язаних з рекреаційною водою.

Початкова класифікація рекреаційного водного середовища базується на поєднанні доказів ступеня впливу (людських) фекальних матеріалів (за даними санітарної інспекції пляжу та водозбору) разом з кількістю відповідних фекальних індикаторних бактерій (оцінка мікробної якості). Інформація, яка збирається під час санітарних інспекцій, повинна охоплювати принаймні три найважливіші джерела забруднення рекреаційних водних середовищ фекаліями людини для цілей охорони здоров'я: стічні води; річкові скиди (коли річка є приймачем стічних вод і використовується безпосередньо для відпочинку, або скиди здійснюються поблизу прибережної чи озерної зони, що використовується для відпочинку); та забруднення від купальщиків, включаючи екскременти. Там, де вплив людини мінімальний, слід дослідити потрапляння фекалій тварин.

При оцінці мікробної якості води програма відбору проб повинна бути репрезентативною для діапазону умов у середовищі рекреаційної води під час її використання. Важливим питанням є збір достатньої кількості проб, щоб зробити відповідну оцінку ймовірної концентрації, якої піддаються ко-

ристувачі рекреаційної води. Точність оцінки 95-го процентиля вища зі збільшенням кількості проб. Кількість доступних результатів можна значно збільшити шляхом об'єднання даних за кілька років, якщо немає підстав вважати, що місцеві умови (забруднення) змінилися. Для практичних цілей щодо оцінки мікробної якості води можна використовувати дані щонайменше 100 проб за 5-річний період та ковзний 5-річний набір даних.

Результати санітарної інспекції та оцінки мікробної якості води можна об'єднати, щоб отримати п'ятирівневу класифікацію для рекреаційних водних середовищ: дуже добра, добра, задовільна, погана та дуже погана.

Після початкової класифікації пропонується, щоб усі категорії рекреаційного водного середовища підлягали щорічному санітарному огляду (для визначення того, чи змінилися джерела забруднення) та постійному моніторингу якості води.

Ще одним компонентом оцінки рекреаційного водного середовища є можлива «модернізація» рекреаційного водного середовища, якщо значна зміна в управлінні зменшує вплив мікробного ризику на людину.

Подальші аналізи рекомендуються, коли кількість кишкових ентерококів висока, але санітарний огляд показує низький санітарний вплив, або навпаки. Основна роль подальшого спостереження полягає у сприянні виявленню джерела фекального забруднення, тим самим допомагаючи в оцінці та управлінні фекальним забрудненням у рекреаційних водних середовищах.

За певних обставин може існувати ризик передачі патогенів, пов'язаних з більш серйозними наслідками для здоров'я (такими як інфекційний гепатит або черевний тиф) через використання рекреаційної води. Органи охорони здоров'я повинні бути уважними до таких небезпек, де може статися

вплив, та вживати відповідних заходів для захисту здоров'я населення.

До груп населення, які можуть мати підвищений ризик захворювання, належать молодь, люди похилого віку та люди з ослабленим імунітетом, а також відвідувачі, схильні до місцевих ендемічних захворювань. Якщо такі групи є значними споживачами води, це слід враховувати під час оцінки та управління ризиками.

Управлінські дії у відповідь на неприйнятне фекальне забруднення можуть бути як негайними, такими як рекомендації громадського здоров'я, так і довгостроковими, такими як боротьба із забрудненням.

1.4 Вільноживучі мікроорганізми

Окрім мікроорганізмів, що потрапляють у рекреаційні води через фекальне забруднення людей або тварин, у таких районах знаходиться низка патогенних мікроорганізмів, які після потраплення здатні колонізувати навколишнє середовище.

Види вібріонів є природними мешканцями морських водних середовищ як у помірних, так і в тропічних регіонах. Наявність вібріонів не корелює з появою традиційно використовуваних бактеріальних фекальних індикаторних мікроорганізмів, за винятком, можливо, вод, куди потрапляють відходи життєдіяльності людини внаслідок спалахів хвороб (головним чином холери). Через повсюдну поширеність видів вібріонів у водному середовищі їх присутність у воді для купання не може контролюватися за допомогою заходів контролю якості води, таких як очищення та дезінфекція стічних вод. Виділення вібріонів людьми має лише обмежене значення в епідеміології цих інфекцій, пов'язаних

з використанням води для рекреаційних цілей. Для виникнення холери у людей зазвичай потрібно 10^6 КУО/л або більше *Vibrio cholera*. Тому малоймовірно, що особи, які купаються або займаються іншими видами активного відпочинку на воді, поглинуть вібріони в кількості, достатній для того, щоб спричинити шлунково-кишкові захворювання. Однак, ризик позакишкових інфекцій, пов'язаних з патогенними для людини видами вібріонів, особливо ранових та вушних інфекцій, під час рекреаційної діяльності у воді, має важливе значення для здоров'я, хоча дози інфекції для таких інфекцій невідомі.

Види *Aeromonas* вважаються автохтонними мешканцями водного середовища та повсюдно поширені в поверхневих прісних та морських водах, причому велика їх кількість спостерігається в теплі місяці року. Клінічна ізоляція цих мікробів демонструє однаковий сезонний розподіл. Чисельність може бути високою як у забруднених, так і в незабруднених середовищах існування, з щільністю від <1 до 1000 КУО/мл. Стічні води також можуть містити підвищену кількість (10^6 - 10^8 КУО/мл) аеромонад. Було виявлено, що *Aeromonas* відіграє певну роль у низці захворювань людини, включаючи гастроентерит. Описано випадки ранових інфекцій у здорових людей, пов'язаних з рекреаційною водою, а також випадки пневмонії після аспірації забрудненої рекреаційної води.

Вільноживучі амеби — це одноклітинні найпростіші, поширені в більшості ґрунтових та водних середовищ. З багатьох сотень видів вільноживучих амеб відомо, що лише представники роду *Acanthamoeba*, *Naegleria fowleri* та *Balamuthia mandrillaris* інфікують людей, часто з летальним результатом. Акантамеби були виділені з природних та штучних водойм. Деякі види є патогенними для людини

та викликають два клінічно різних захворювання: гранулематозний амебний енцефаліт (ГАЕ) та запалення рогівки (кератит). *Naegleria fowleri*, яка зустрічається в термальних прісноводних середовищах існування по всьому світу, викликає первинний амебний менінгоенцефаліт (ПАМ) у людей. ПАМ зазвичай смертельний, смерть настає через 3-10 днів після контакту. Інфекція зазвичай виникає внаслідок купання в забрудненій воді, хоча доза інфекції для людини невідома. Енцефаліт, спричинений *B. mandrillaris*, є переважно захворюванням імунокомпрометованого господаря, і деякі випадки ГАЕ, що приписуються *Acanthamoeba*, фактично були спричинені *B. mandrillaris*.

Лептоспіри виділяються з сечею інфікованих тварин, яка потім може забруднювати ґрунт, мул, ґрунтові води, струмки та річки. Люди заражаються або безпосередньо через контакт із інфікованою сечею, або опосередковано через забруднену прісну воду чи ґрунт. Вірулентні лептоспіри потрапляють в організм через порізи та садна шкіри, а також через слизові оболонки рота, носа та кон'юнктиви. У випадках, пов'язаних з впливом рекреаційної води, інкубаційний період, здається, коливається від 2 до 30 днів, але зазвичай становить від 7 до 14 днів. Клінічні прояви лептоспірозу значно варіюються за формою та інтенсивністю, починаючи від легкого грипоподібного захворювання до важкої та потенційно смертельної форми захворювання, що характеризується печінковою та нирковою недостатністю.

Дані свідчать про те, що хоча інфікування вільноживучими мікроорганізмами або патогенними лептоспірами через рекреаційне використання води може бути небезпечним для життя, частота такого зараження дуже низька і в багатьох випадках обмежується певними районами. Таким чином, не було рекомендовано жодних конкретних реко-

мендувальних значень, хоча органи влади повинні знати про потенційні небезпеки, що становлять ці організми, та діяти відповідно. Оцінка ймовірної небезпеки (наприклад, ймовірність теплового забруднення прісних вод) та навчання водокористувачів та медичних працівників є важливими заходами контролю.

1.5 Мікробні аспекти якості пляжного піску

З пляжного піску було виділено бактерії, грибки, паразити та віруси. Деякі з них є потенційними патогенами. Фактори, що сприяють виживанню та поширенню патогенів, включають характер пляжу, припливні явища, наявність стічних вод, сезон, наявність тварин та кількість плавців. Передача може відбуватися через прямий контакт від людини до людини або іншими способами, хоча жоден шлях передачі не був доведений.

Було висловлено занепокоєння, що пляжний пісок або подібні матеріали можуть виступати резервуарами або переносниками інфекції. Однак здатність мікроорганізмів, виділених з пляжного піску, інфікувати купальщиків та користувачів пляжу залишається невідомою, і реальний ступінь їхньої загрози для здоров'я населення невідомий. Тому немає доказів, які б підтверджували встановлення рекомендованого значення для санітарно-показових або патогенних мікроорганізмів на пляжному піску.

Основний мікробний ризик для здоров'я людини, що виникає на пляжах та подібних районах, полягає в контакті з екскрементами тварин, особливо собак. Правила зобов'язують власника видаляти екскременти тварин. Підвищення обізнаності громадськості та очищення пляжів є превентивними заходами управління.

1.6 Водорості та ціанобактерії в прибережних та естуарних водах

Повідомлялося про кілька захворювань людини, пов'язаних з багатьма токсичними видами динофлагеллятів, діатомових водоростей та ціанобактерій (синьо-зелених водоростей), що зустрічаються в морському середовищі. Токсичність цих водоростей для людини зумовлена наявністю водоростевих токсинів. Морські водоростеві токсини стають проблемою головним чином тому, що вони концентруються в молюсках та рибі, яких згодом вживають у їжу люди, викликаючи отруєння молюсками.

Морський ціанобактеріальний дерматит («свербіж плавців» або «дерматит морських водоростей») – це важкий контактний дерматит, який може виникнути після купання в морях, що містять цвітіння певних видів морських ціанобактерій. Симптомами є свербіж та печіння протягом кількох хвилин до кількох годин після купання в морі, де ціанобактерії знаходяться в суспендованому стані. Деякі токсичні компоненти, такі як аплізіатоксин, дебромоплізіатоксин та лінгбіатоксин А, були виділені з морських ціанобактерій. Ці токсини мають високий запальний ефект і є потужними сполуками, що сприяють розвитку пухлин шкіри.

Nodularia spumigena була першою ціанобактерією, яка, як було визнано, спричиняє смерть тварин. Токсин, що виробляється *N. spumigena*, який називається нодуларин, діє як гепатотоксин, оскільки він викликає масивні крововиливи в печінці ссавців та порушує структуру печінки. На сьогоднішній день не було повідомлень про отруєння людей *N. spumigena*, але люди можуть бути такими ж чутливими до токсинів, як і інші ссавці. Тому можливо, що маленькі діти

можуть випадково проковтнути токсичну речовину в кількості, яка може мати серйозні наслідки.

Вдихання аерозолі морських бризок, що містить фрагменти морських клітин динофлагелатів та/або токсини (бrevetоксини), що виділяються в прибії лізованими водоростями, може бути шкідливим для людини. Ознаками та симптомами є сильне подразнення кон'юнктиви та слизових оболонок (особливо носа), а потім постійний кашель, чхання та поколювання губ.

Наявні дані вказують на те, що ризик для здоров'я людини, пов'язаний з появою морських токсичних водоростей або ціанобактерій під час рекреаційної діяльності, обмежений кількома видами та географічними районами. Як наслідок, недоцільно рекомендувати конкретні рекомендовані значення.

У районах, де спостерігається поява морських токсичних водоростей або ціанобактерій, важливо проводити належні моніторингові заходи та програми спостереження. У постраждалих районах доцільно надавати медичну інформацію лікарям загальної практики та широкій громадськості, зокрема користувачам рекреаційної води. Запобіжні заходи включають уникнення районів з видимими концентраціями водоростей та/або водоростевої піни в морі, а також на березі, уникнення сидіння з підвітряного боку будь-якого водоростевого матеріалу, що висихає на березі, та прийняття душу для видалення будь-якого водоростевого матеріалу.

1.7 Водорості та ціанобактерії у прісній воді

Багато видів прісноводних водоростей можуть досить інтенсивно розмножуватися в евтрофних (тобто багатих на поживні речовини) водах. Однак вони не утворюють щільної поверхневої піни або «цвітіння», як деякі ціанобактерії.

Таким чином, токсини, які вони можуть містити, не накопичуються до потенційно небезпечних концентрацій. З цієї причини більшість негативних наслідків для здоров'я від рекреаційного використання прісних вод пов'язують з ціанобактеріями, а не з прісноводними водоростями.

Прогрес в аналітичній хімії дозволив виділити та структурно ідентифікувати з токсичних ціанобактерій три нейротоксини (анатоксин-а, анатоксин-а(s) та сакситоксини), один загальний цитотоксин, який пригнічує синтез білка (циліндропермопсин), та групу токсинів, які називаються мікроцистинами (або нодуляринами, що зустрічаються в солонуватих водах), які пригнічують протеїнофосфатази. Більшість з них були виявлені в широкому спектрі родів, а деякі види містять більше одного токсину.

Алергічні або подразнюючі шкірні реакції різного ступеня тяжкості були зареєстровані у ряді прісноводних родів ціанобактерій (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Gloeoetrichia*) після рекреаційного впливу. Купальні костюми, а особливо гідрокостюми, як правило, посилюють такі ефекти, накопичуючи ціанобактеріальний матеріал та посилюючи руйнування клітин і вивільнення клітинного вмісту. Ймовірно, ці симптоми зумовлені не відомими ціанотоксинами, а радше речовинами, які наразі значною мірою не ідентифікуються.

На відміну від контакту зі шкірою, потрапляння ціанобактерій через ковтання або аспірацію пов'язане з ризиком інтоксикації ціанотоксинами. Більшість задокументованих випадків ураження людини ціанотоксинами стосувалися впливу через питну воду, і вони демонструють, що люди захворіли (в деяких випадках серйозно) через ковтання або аспірацію токсичних ціанобактерій. Повідомлялося про такі симптоми: біль у животі, нудоту, блювоту, діарею, біль у горлі, сухий кашель, головний біль, пухирі в роті, атипо-

ву пневмонію та підвищений рівень печінкових ферментів у сироватці крові, а також симптоми сінної лихоманки, запаморочення, втоми та подразнення шкіри та очей.

Погіршення здоров'я від ціанобактерій у рекреаційних водах слід розрізняти між переважно подразливими симптомами, спричиненими невідомими ціанобактеріальними речовинами, та потенційно більш серйозною небезпекою впливу високих концентрацій відомих ціанотоксинів, зокрема мікроцистинів. Тому єдине рекомендоване значення не є доцільним. Натомість, серія рекомендованих значень, пов'язаних зі зростаючою тяжкістю та ймовірністю наслідків для здоров'я, визначається на трьох рівнях.

Для захисту від наслідків для здоров'я, спричинених не токсичністю ціанотоксинів, а подразливою або алергенною дією інших ціанобактеріальних сполук, можна визначити рекомендований рівень 20000 ціанобактеріальних клітин/мл (що відповідає 10 мг хлорофілу-а/літр за умов домінування ціанобактерій). Рівень 100 000 ціанобактеріальних клітин/мл (що еквівалентно приблизно 50 мг хлорофілу-а/літр, якщо домінують ціанобактерії) є рекомендованим значенням для помірного рівня тривоги щодо здоров'я в рекреаційних водах. Наявність ціанобактеріальної піни в зонах купання становить найвищий ризик несприятливих наслідків для здоров'я через численні докази потенційно серйозних наслідків для здоров'я, пов'язаних з цією піною.

Оскільки належний нагляд є складним, а варіантів негайного управління (окрім заборони або відмови від використання чи скасування водних видів спорту, таких як змагання) мало, надання належної інформації громадськості є ключовим короткостроковим заходом. Середньострокові та довгострокові заходи полягають у визначенні джерел забруднення поживними речовинами (у багатьох екосистемах

фосфором, іноді азотом) та значному скороченні надходження поживних речовин з метою ефективного зменшення поширення не лише ціанобактерій, але й потенційно шкідливих водоростей.

1.8 Естетичні питання

Естетична цінність рекреаційних вод передбачає відсутність видимих матеріалів, які осідають, утворюючи небажані відкладення, плаваючого сміття, нафти, піни, речовин, що створюють небажаний колір, запах, смак або каламутність. Чисті пляжі є одним з головних параметрів, яких прагнуть користувачі рекреаційних вод. Місцева економіка може залежати від естетичної якості рекреаційних водних зон, а деградація навколишнього середовища пляжів, як відомо, призводить до втрати доходів від туризму.

Вода в зонах купання в ідеалі повинна бути достатньо прозорою, щоб користувачі могли оцінити глибину, легко бачити підземні небезпеки та виявляти занурені тіла плавців або дайверів, які можуть опинитися в скрутному становищі. Окрім фактора безпеки, чиста вода сприяє насолоді водним середовищем. Основні фактори, що впливають на глибину проникнення світла в природні води, включають зважені мікроскопічні рослини та тварини, зважені мінеральні частинки, плями, що надають кольору, піни мийних засобів та щільні килимки плаваючих та зважених залишків.

Відчуття задоволення відвідувачів від будь-якого пляжу зазвичай псується сміттям. Різноманітність сміття, яке знаходять у рекреаційних водах або викидають на пляж, є значною і включає, наприклад, викинуті продукти/упаковку, пляшки/банки, недопалки, мертву рибу, викинуті презервативи, викинуті гігієнічні прокладки, а також шприци, голки та інші медичні відходи. На відміну від більшості видів сміття, ме-

дичні відходи та розбите скло також становлять небезпеку для здоров'я.

Неприємні запахи, пов'язані з неочищеними стічними водами, розкладаючимися органічними речовинами, такими як рослинність, мертві тварини або риба, а також скинутим дизельним паливом або бензином, можуть відлякувати користувачів рекреаційних вод та пляжів для купання. Однак пороги сприйняття запахів та їх зв'язок з концентраціями різних забруднювачів рекреаційного водного середовища не визначені.

Моніторинг морського сміття може бути використаний для надання інформації про типи, кількість та розподіл морського сміття, для виявлення джерел морського сміття, для вивчення питань громадського здоров'я, пов'язаних з морським сміттям, та для підвищення обізнаності громадськості про стан берегової лінії. Варіанти управління включають ручне або механічне очищення пляжу.

1.9 Хімічні та фізичні агенти

Хімічні забруднювачі можуть потрапляти в поверхневі води або осідати на пляжах як з природних, так і з антропогенних джерел. Вплив є одним з ключових питань у визначенні токсичного ризику хімічних речовин у рекреаційних водах. Тому вид рекреаційної діяльності відіграватиме значну роль. Шляхами впливу будуть прямий контакт з поверхнею, включаючи шкіру, очі та слизові оболонки, вдихання та проковтування. При оцінці ризику від конкретного забруднювача частота, ступінь та ймовірність впливу є вирішальними частинами оцінки.

pH має прямий вплив на рекреаційне використання води лише при дуже низьких або дуже високих значеннях pH. За цих обставин це може сприяти подразненню шкіри та очей.

Потенційні ризики від хімічного забруднення прибережних та прісноводних рекреаційних вод, окрім токсинів, що виробляються морськими та прісноводними ціанобактеріями та водоростями, морськими тваринами або за інших виняткових обставин, будуть набагато меншими, ніж потенційні ризики від мікробних забруднювачів. Надзвичайно мало ймовірно, що користувачі води контактуватимуть з достатньо високими концентраціями більшості забруднювачів, щоб викликати негативні наслідки після одноразового впливу. Навіть повторний (хронічний) вплив навряд чи призведе до негативних наслідків за концентрацій забруднюючих речовин, що містяться у воді, та з урахуванням характеру впливу, характерного для рекреаційних користувачів. Однак, залишається важливим забезпечити контроль хімічних небезпек та будь-яких потенційних ризиків для здоров'я людини, пов'язаних з ними, а також впевненість користувачів у їхній особистій безпеці.

У більшості випадків концентрація хімічних забруднюючих речовин буде нижчою за норми щодо питної води. За умови обережного застосування, Керівні принципи ВООЗ щодо якості питної води можуть слугувати відправною точкою для визначення значень, які можна було б використувати для попередньої оцінки ризику за певних обставин. Ці рекомендувальні значення в більшості випадків стосуються впливу протягом життя після споживання 2 літрів питної води на день. Для контакту з рекреаційною водою часто можна обґрунтовано припустити споживання 200 мл на день (100 мл за рекреаційний сеанс з двома сеансами на день).

Оцінка хімічних небезпек у рекреаційній воді може включати огляд безпосередньої території, щоб визначити, чи є якісь безпосередні джерела хімічного забруднення, такі як скиди; врахування характеру та типу рекреаційного ви-

користання води, щоб визначити, чи буде значний контакт з водою та/або значний ризик проковтування; та хімічний аналіз води для підтвердження кількісної оцінки ризику.

Важливо, щоб основа будь-яких рекомендацій або стандартів, які вважаються необхідними для хімічних складових рекреаційних вод, була чітко визначена. Без цього існує небезпека того, що навіть випадкові, незначні перевищення рекомендацій можуть безпідставно підірвати довіру користувачів. Також важливо при оцінці хімічних небезпек не переоцінювати ризики. Ризики повинні бути пов'язані з ризиками від інших небезпек, таких як утоплення або мікробне забруднення, які майже завжди будуть набагато більшими.

1.10 Небезпечні водні організми

Небезпечні водні організми можуть зустрічатися під час рекреаційного використання прісноводних та прибережних рекреаційних середовищ. Такі організми дуже різноманітні та, як правило, мають місцеве або регіональне значення. Ймовірність та характер впливу на людину часто значно залежать від виду відповідної рекреаційної діяльності.

Стосовно небезпечних водних видів можна виділити два типи ризиків: травми або інтоксикації внаслідок прямих зустрічей з хижакими або отруйними видами, та інфекційні захворювання, що передаються видами, життєві цикли яких пов'язані з водним середовищем.

Травми від зустрічей з небезпечними водними організмами зазвичай отримуються внаслідок випадкового контакту з отруйним сидячим або плаваючим організмом під час купання, ненавмисного наступання на ската, рибу-трубу або морського їжака, непотрібного поводження з отруйними організмами під час дослідження узбережжя, вторгнення на територію великих тварин під час купання або біля води,

купання у водах, що використовуються великими хижаками як мисливські угіддя, або навмисного втручання в життя небезпечних водних організмів чи їх провокування.

Переносники захворювань включають комарів, які передають малярійних паразитів та віруси, що викликають лихоманку денге, жовту лихоманку та різні види енцефаліту; та деякі види прісноводних равликів, які є носіями личинкового розвитку трематодних паразитів роду *Schistosoma*, що можуть спричиняти хронічне, виснажливе та потенційно смертельне тропічне захворювання, відоме як білгарціоз або шистосомоз у людей. Профілактичні заходи включають звернення до місцевих органів охорони здоров'я за рекомендаціями щодо місцевої ситуації з трансмісивними захворюваннями та запобігання ризикам, носіння захисного одягу, використання репелентів та уникнення контакту шкіри з водою в ендемічних районах шистосомозу.

До небезпечних організмів «у воді» належать піраньї, змії, електричні риби, акули, барракуди, риби-голки, морські окуні, мурени та морські вугри. Відомо, що багато з них нападають на людей та раниють їх. Профілактичні заходи включають уникнення купання в районах, де ендемічні великі акули; уникнення носіння блискучих прикрас у воді, де поширені великі акули та барракуди; уникнення прикріплення списоносців до тіла там, де живуть акули, барракуди або морські окуні; уникнення носіння налобного ліхтаря під час риболовлі або пірнання вночі у водах, де мешкають риби-голки; і спостереження за груперами, муренами або морськими вуграми, перш ніж плавати в печерах або засовувати руки в отвори та тріщини скель.

До небезпечних організмів «на березі води» належать гіпопотами, крокодили та алігатори. Профілактичні заходи включають тримання тварин на відстані, коли це можливо, уникнення купання в районах, де мешкають крокодили або

алігатори, та здійснення сафарі у водах, де мешкають гіпопотами та крокодили, з досвідченим гідом, який може правильно оцінити ризики та визначити територіальну поведінку гіпопотамів у воді.

Вплив отрути безхребетних на людину варіюється від легкого подразнення до раптової смерті. Безхребетні, які мають певний вид отруйного апарату, належать до одного з п'яти великих типів: *Porifera* (губки), *Cnidarias* (актинії, гідроїди, корали та медузи), *Mollusca* (морські равлики та восьминоги), *Annelida* (щетинкові черви) та *Echinodermata* (морські їжаки та морські зірки). Профілактичні заходи включають носіння відповідного взуття під час дослідження припливно-відпливної зони або заходу мілководдя, уникнення контакту з губками, кнідаріями, конусними мушлями, синьокільцевими восьминогами, щетинковими черв'яками або квітковим морським їжаком, уникнення контакту з гідроїдними рибами, справжніми коралами та актиніями, а також уникнення купання у водах, де зосереджені португальські кораблики.

Отруйні хребетні виділяють свою отруту або через колючки, як у багатьох видів риб (наприклад, сом, скат, риба-скорпіон, риба-грут, риба-хірург), або через ікла, як у морських змії. Травми, спричинені отруйними морськими хребетними, є поширеними, особливо серед людей, які часто контактують з цими морськими тваринами. Потужні токсини хребетних зазвичай викликають сильний біль у жертв, які також можуть зазнати значного пошкодження тканин. Профілактичні заходи включають переступання ніг під час ходьби вздовж піщаних лагун або мілководдя, де часто водяться скати, обережність під час обробки та сортування улову, носіння відповідного взуття на мілководді та в районах, де багато змії, а також носіння протиотрутичних засобів у районах, де багато змії.

1.11 Моніторинг та оцінка

ВООЗ розробила книгу на основі рамкового документа «Кодекс належної практики моніторингу рекреаційних вод». Цей Кодекс містить низку положень принципів або цілей, дотримання яких призведе до розробки та впровадження програми моніторингу з науковою достовірністю. Він застосовується в принципі до моніторингу всіх вод, що використовуються для рекреаційної діяльності, що передбачає повторний або безперервний прямий контакт з водоймою.

Кодекс опубліковано в журналі «Моніторинг вод для купання». Він забезпечує зв'язок між різними наслідками для здоров'я, пов'язаними з рекреаційними водами, та поступово формує складові частини успішної програми - ключові проблеми здоров'я, стратегії моніторингу та оцінки, а також основні управлінські міркування. Він також надає достатньо деталей, щоб менеджер міг реалізувати таку програму, інтегруючи всі складові частини в єдине ціле. Перехресні посилання між Кодексом та різними розділами цих Керівних принципів повинні забезпечити створення дійсної та відтворюваної програми моніторингу та оцінки.

Кодекс та Положення про моніторинг вод для купання містять рекомендації щодо розробки та впровадження програми моніторингу, включаючи розробку програми моніторингу, яка включає належне забезпечення якості, збір даних, обробку даних, інтерпретацію даних та звітність. На додаток до цих загальних рекомендацій, надаються рекомендації щодо конкретних небезпек, які можуть виникнути в зонах рекреаційного водокористування.

1.12 Застосування рекомендацій та варіантів управління для здорового рекреаційного водокористування

Можливі негативні наслідки для здоров'я, пов'язані з використанням рекреаційних водних середовищ, призводять до необхідності рекомендацій, які можна перетворити на місцеві (тобто національні або регіональні) відповідні та застосовні стандарти, та пов'язане з ними управління ділянками для забезпечення безпечного, здорового та естетично приємного середовища.

При перетворенні рекомендацій на правила, адаптовані до місцевих обставин, необхідно враховувати ряд моментів. Використовуючи як приклад систему класифікації якості рекреаційної води для фекального забруднення, основні вимоги, які необхідно включити до положень, зазвичай включають:

- створення системи класифікації якості води;
- зобов'язання національних або відповідних регуляторних органів вести перелік усіх визнаних рекреаційних водних зон у загальнодоступному місці;
- визначення відповідальності за розробку плану управління безпекою рекреаційних вод та його впровадження;
- незалежний нагляд та надання інформації громадськості;
- зобов'язання діяти, включаючи вимогу негайно консультуватися з органом охорони здоров'я та інформувати громадськість, за потреби, про виявлення умов, потенційно небезпечних для здоров'я;
- загальна вимога прагнути забезпечити найбезпечніші досяжні умови рекреаційного використання вод.

Можна виділити кілька управлінських втручань.

1. Дотримання нормативних вимог, яке включає управління ризиками, – це прийняття рішень щодо того, чи є ризи-

ки для благополуччя прийнятними, чи їх слід контролювати чи зменшувати, і за які відповідальність несуть регуляторні органи суспільства та учасники діяльності; регуляторні дії як на місцевому рівні (тобто вдосконалення об'єктів для усунення небезпек і тим самим зменшення ризиків), так і на рівні політики (зазвичай у формі створення стандартів або рекомендацій для контролю ризику); забезпечення дотримання нормативних вимог; та моніторинг і стандарти, метою яких є сприяння покращенню.

2. Технології контролю та зменшення забруднення (наприклад, контроль та зменшення скидів забруднюючих речовин з урахуванням різних рівнів очищення стічних вод). Під час планування розвитку нових проектів рекреаційних вод або модернізації існуючих слід враховувати оцінку впливу на здоров'я (ОВЗ), яка враховує зміни екологічних та соціальних детермінант здоров'я в результаті розвитку. ОВЗ призводить до рекомендованих заходів для захисту здоров'я або зменшення ризиків для здоров'я, а також до заходів зі зміцнення здоров'я.

3. Підвищення обізнаності громадськості та розширення можливостей для усвідомленого особистого вибору все частіше розглядаються як важливі фактори у забезпеченні безпечного використання рекреаційних водних середовищ та важливе управлінське втручання. Одним з важливих інструментів, що використовуються асоціаціями та урядами для підвищення здатності громадськості до усвідомленого особистого вибору, є система оцінки пляжів або нагородження.

4. Надання консультацій з питань охорони здоров'я є ключовим фактором для підвищення обізнаності громадськості та усвідомленого особистого вибору, оскільки життєво важливо, щоб громадськість отримувала правильну інформацію. Одним з аспектів цього управлінського втручання є реагування на короткострокові інциденти та порушення стандартів.

Служби профілактики та рятування також можна розглядати як такі, що підпадають під це втручання.

У процесі адаптації та застосування рекомендацій і стандартів залучено безліч зацікавлених сторін. Одним зі способів об'єднання всіх відповідних зацікавлених сторін є створення інтегрованої системи управління морськими та прісноводними рекреаційними зонами на основі концепції інтегрованого управління прибережними зонами (ISAM). Це включає комплексну оцінку, встановлення цілей, а також планування та управління прибережними системами та ресурсами. Воно також враховує традиційні, культурні та історичні перспективи, а також конфліктні інтереси та способи використання. У програмі ISAM точний пакет варіантів управління для зменшення або усунення небезпек для здоров'я та ризиків, пов'язаних з рекреаційним використанням води, буде визначатися характером (включаючи частоту та тяжкість) впливу на здоров'я. Після оцінки сумарного рівня ризику можна розглянути три рівні реагування (базовий, розширений та повний), кожен з яких орієнтований на певний рівень втручання.

Для правильного тлумачення та застосування «Керівних принципів» відповідно до місцевих умов необхідно враховувати соціальні, культурні, екологічні та економічні характеристики ділянки, а також знання про діяльність, що здійснюється, шляхи впливу, а також характер і серйозність небезпек. При цьому місцеві, національні та міжнародні органи зі стандартизації можуть розробляти стандарти, які відрізняються між регіонами та в межах регіонів, залежно від відмінностей у цих факторах.

Національні та місцеві установи, що працюють у сфері рекреаційного використання водних ресурсів, несуть відповідальність за сприяння та забезпечення безпечного довкілля. Рекреаційні водні території можуть перебувати в певній формі власності або бути пов'язані з постачальником об'єктів чи

послуг. Власники або постачальники послуг та їхній персонал є ключовими гравцями у контролі небезпек для здоров'я людини, а в деяких юрисдикціях можуть мати юридичне зобов'язання постійно здійснювати «належну перевірку» щодо безпеки води чи пляжів. Сільські або нерозвинені рекреаційні водні території часто мають різні механізми управління та пріоритети. У всіх випадках значний потенціал для обмеження ризиків для здоров'я знаходиться в руках користувача, який повинен брати на себе певну відповідальність, займаючись рекреаційною діяльністю. Неурядові організації та групи за інтересами також відіграють важливу роль.

Прагнучи контролювати небезпеки для здоров'я, пов'язані з рекреаційним використанням водного середовища, відповідальні та зацікавлені органи мають у своєму розпорядженні різноманітний спектр заходів, включаючи:

- моніторинг та забезпечення дотримання стандартів якості;
 - загальні заходи з підвищення обізнаності;
 - впровадження технічних рішень для усунення проблем;
- та
- запобігання впливу небезпечних зон або умов.

В ідеалі, ці заходи повинні здійснюватися шляхом належного планування та розвитку рекреаційних водних зон з використанням такої структури, як та, що передбачена Інтегрованим управлінням прибережними зонами [1].

Там, де представлені рекомендовані значення, це не обов'язкові обмеження, а заходи безпеки рекреаційного водного середовища. Основною причиною відмови від сприяння прийняттю міжнародних стандартів для рекреаційних водних середовищ є перевага, яку забезпечує застосування підходу «ризик-користь». У конкретному випадку рекреаційного використання води розробка таких підходів стосується не лише ризиків та користі для здоров'я, але й взаємопов'язана

з іншими ризиками та користю, особливо тими, що стосуються забруднення/збереження навколишнього середовища, місцевого та національного економічного розвитку, а також користі для здоров'я та благополуччя, що отримуються від рекреаційного використання водного середовища.

Такий підхід часто може призвести до прийняття стандартів, які можна виміряти, впровадити та забезпечити дотримання. Вони стосуються, наприклад, якості води та поширення інформації. Інші стандарти можуть стосуватися освіти дітей та дорослих або зобов'язання готувати та поширювати порівняльні дослідження безпеки альтернативних місць для рекреаційного використання води. Розробляючи стратегії охорони здоров'я населення, компетентні державні органи враховуватимуть загальну освіту як дорослих, так і дітей, а також зусилля та ініціативи неурядових організацій та галузевих операторів у цій галузі.

Зрозуміло, що знадобиться широкий політичний підхід, який включатиме законодавство, а також позитивні та негативні стимули для зміни поведінки та моніторингу ситуацій. Така широка база вимагатиме значних зусиль у міжсекторальній координації та співпраці на національному та місцевому рівнях, а успішне впровадження вимагатиме розвитку відповідних навичок та досвіду, а також розробки узгодженої політики та законодавчої бази.

1.13 Типи рекреаційного водного середовища

Прибережні та прісноводні рекреаційні водні середовища визначаються для цілей цих Керівних принципів як будь-які прибережні, естуарні або прісноводні райони, де значна кількість користувачів використовує воду для рекреаційних цілей. Хоча використання може бути різноманітним, і Керівні принципи призначені для застосування до всіх типів вико-

ристання, найбільше занепокоєння викликає використання, що передбачає контакт з водою та, у випадку якості води, значний ризик її потрапляння в організм.

1.14 Типи використання

Існує багато різних типів рекреаційного використання водного середовища. До них належать, наприклад, прийняття сонячних ванн, ходьба у воді, плавання, дайвінг, катання на човнах, риболовля та вітрильний спорт.

Конкуренція за відповідні води та популярність відпочинку часто створюють конфлікти між видами діяльності. Ці конфлікти можна вирішити за допомогою нагляду, регулювання, кодексів належної практики та добровільних угод. Високоактивні види спорту часто створюють внутрішній конфлікт між задоволенням від хвилювання та небезпекою, який можна вирішити належною увагою до безпеки, навчання та нагляду.

У соціально-економічному контексті використання рекреаційних вод для туризму є значним — з точки зору його масштабів, впливу на соціально-економічну та екологічну сфери, а також відповідальності та засобів втручання, які він має у своєму розпорядженні. Щороку мільйони туристів стікаються до прибережних районів. Туризм є третьою за величиною галуззю промисловості у світі та основним економічним сектором у деяких державах та регіонах, таких як Карибський басейн. Це створює посилення конкуренції за використання прибережних вод та пляжних зон, підвищуючи потребу в чітких правилах та кодексах поведінки.

Визнання того, що всі законні види діяльності можуть бути враховані, є суттю інтегрованого управління прибережними районами (integrated coastal area management ICAM) або інтегрованого управління річковими басейнами (integrated

river basin management IBM). Процес ICAM або IBM запроваджує механізми для сприяння вирішенню конфліктів між такими конкуруючими секторами прибережної зони або річкового басейну та для допомоги у досягненні прийнятних рішень з урахуванням ємності навколишнього середовища, одночасно задовольняючи загальні потреби району. Для досягнення згоди керівництву зазвичай доводиться вживати прагматичних рішень.

1.15 Типи користувачів

Користувачі прибережних та прісноводних водних середовищ для відпочинку можуть включати:

- широку громадськість;
- дітей/немовлят;
- гостей готелів;
- туристів;
- плавців-спортсменів;
- клієнтів кемпінгів;
- спеціалізованих спортивних користувачів, включаючи рибалок, каноеїстів, користувачів човнів, аквалангістів тощо.

Певні групи користувачів можуть бути більш схильними до небезпек, ніж інші. Наприклад, діти, особливо без нагляду, можуть створювати підвищений ризик нещасних випадків для себе та інших через своє прагнення до уваги та загальне небажання дотримуватися офіційних правил безпеки та гігієни. Крім того, вони зазвичай довше граються у водоймах для відпочинку та частіше навмисно або випадково ковтають воду.

Літні люди та люди з інвалідністю можуть мати проблеми із силою, спритністю та витривалістю, що обмежує їхню здатність відновлюватися після проблем, що виникають

у середовищах для відпочинку на воді. Люди похилого віку та люди з ослабленим імунітетом також можуть мати підвищений ризик пошкодження здоров'я внаслідок мікробного погіршення якості води, оскільки вони більш сприйнятливі до патогенних організмів, які можуть зустрічатися в цьому середовищі.

1.16 Небезпека та ризик

У повсякденному житті терміни «небезпека» та «ризик» використовуються як взаємозамінні. Як правило, небезпека – це сукупність обставин, які можуть призвести до шкоди, яка полягає у втраті життя, травми або хворобі. Ризик такої події визначається [2] як ймовірність того, що вона станеться в результаті впливу певної кількості небезпеки. Коефіцієнт захворюваності або коефіцієнт атаки – це очікувана кількість подій, що відбуваються для цієї визначеної небезпеки. Строго кажучи, ймовірності та коефіцієнти підпорядковуються різним законам, але якщо ймовірності малі, а події незалежні, ці два значення будуть приблизно рівними. Ризики можуть варіюватися від незначних – несприятлива подія, що виникає з частотою менше одного на мільйон – до високих – досить регулярних подій, які відбуватимуться з частотою більше одного на сто [3].

1.16.1 Типи небезпек, що виникають

Небезпеки, пов'язані з використанням прибережних та прісноводних рекреаційних водних середовищ, поділяються на кілька груп:

- фізичні небезпеки (що призводять, наприклад, до утоплення або травм);
- холод, спека та сонячне світло;

• якість води (особливо вплив води, забрудненої стічними водами, а також вплив патогенних мікроорганізмів, що вільно живуть у рекреаційних водах);

- забруднення пляжного піску;
- водорості та їх токсичні продукти;
- хімічні та фізичні агенти;
- небезпечні водні організми.

Існування різноманітних небезпек у середовищі водних видів відпочинку вказує на необхідність розуміння їхньої відносної важливості для здоров'я.

Утоплення та травми хребта є серйозними наслідками для здоров'я, що викликають велике занепокоєння громадського здоров'я. Інші травми, такі як порізи склом та іншими відходами, хоча й менш тяжкі, викликають дискомфорт та зменшують користь для благополуччя від відпочинку. Поведінка людини, особливо вживання алкоголю, є основним фактором, що збільшує ймовірність травм, наприклад, у деяких країнах до 50% смертей від утоплення пов'язані з алкоголем.

Незважаючи на вищезазначене, в останні роки велика увага зосереджена на мікробних небезпеках. Зокрема, ризики для здоров'я, пов'язані із забрудненням води стічними водами та екскрементами, а також пов'язані з цим шлунково-кишкові наслідки, стали темами як наукового, так і загального громадського інтересу. Згадані небезпеки не обмежуються шлунково-кишковими наслідками та потенційно включають гострі фебрильні респіраторні захворювання та вушні інфекції, що виникають внаслідок забруднення води екскрементами та плавцями, а також іншими природними або нефекальними інфекційними агентами, такими як лептоспіри. Загалом, забруднення рекреаційної води екскрементами та стічними водами є поширеним явищем і вражає велику кількість користувачів

рекреаційної води, більшість з яких мають легкі гастроентеральні симптоми.

Небезпека для здоров'я людини існує навіть у незабрудненому середовищі. Наприклад, подразнення очей у купальників може виникати в результаті зниження природного захисту очей через обмежений контакт з водою і не обов'язково пов'язане з якістю води або забрудненням як таким.

1.16.2 Оцінка небезпеки та ризику

Оцінка небезпеки та ризику інформує про розробку політики контролю та управління ризиками для здоров'я та благополуччя у водних відпочинках. Обидва методи спираються на досвід та застосування здорового глузду, а також на інтерпретацію даних. Ізольовані вимірювання ризику не дуже корисні, коли потрібно приймати рішення щодо управління ризиками або розробки політики для їх контролю.

Оцінка пляжу або водної зони повинна враховувати кілька ключових факторів, зокрема:

- наявність та характер природних або штучних небезпек;
- ступінь серйозності небезпеки стосовно наслідків для здоров'я;
- доступність та застосовність відновлювальних заходів;
- частоту та щільність використання;
- рівень забудови.

Ризики для здоров'я, які можуть бути допустимими для рідко використовуваної та нерозвиненої рекреаційної зони, наприклад, можуть виправдати негайні відновлювальні заходи в інших зонах, які використовуються більш широко або високо розвинені.

Серйозний наслідок для здоров'я, такий як параліч або смерть, в результаті пірнання на мілководді, може вплинути

лише на невелику кількість плавців щорічно, але може вимагати високого пріоритету управління. Незначні подразнення шкіри, що виникають на іншому кінці шкали, можуть впливати на більшу кількість плавців на рік, але не призводять до непрацездатності та, таким чином, вимагають нижчого пріоритету управління.

Для кожної обговорюваної небезпеки «серйозність» може бути пов'язана з відносним ризиком та може служити інструментом для ініціювання подальших досліджень або розслідувань щодо зниження ризику, а також для виділення або підкреслення пріоритетних захисних або відновлювальних заходів управління.

Дані, пов'язані з ризиком, мають чотири основні форми:

- національна та регіональна статистика захворювань та смертей;
- клінічне спостереження за поширеністю захворювань та спалахами;
- епідеміологічні дослідження та опитування;
- записи про нещасні випадки та травми, що зберігаються власниками/керуючими рекреаційними водними зонами та місцевими органами влади.

Хоча «записи про інциденти», що зберігаються місцевими уповноваженими органами, часто є вичерпними, опублікована статистика рідко буває достатньо детальною для оцінки ризику. Процеси спостереження за постачанням питної води (визначені як безперервна та пильна оцінка громадським здоров'ям безпеки та прийнятності поставок) були рекомендовані ВООЗ та передбачають подвійну відповідальність національного урядового регулятора та постачальника послуги. Системи спостереження за громадським здоров'ям функціонують у більшості країн. Вони служать широкій меті попередження регулятора або постачальника про зміни в захворюваності та про необхідність негайного розслідування

причин та вжиття заходів щодо усунення. Таке розслідування включатиме епідеміологію (вивчення виникнення та причин захворювань у популяціях). Galbraith & Palmer [4] надають детальну інформацію про використання епідеміології в спостереженні. Епідеміологія також може бути використана як дослідницький інструмент для вивчення гіпотез щодо причин захворювань. Існують й інші причини, чому важко безпосередньо оцінити ризик.

У більшості активних водних видів спорту задоволення виникає від використання навичок для уникнення та подолання уявних небезпек. Ступінь компетентності учасників та використання належним чином розробленого спорядження та захисного одягу, що супроводжуються наглядом та навчанням, значно змінюють ризик.

На ризики зараження інфекційними захворюваннями впливатиме вроджений та набутий імунітет [5]. Перший включає широкий спектр біологічних та екологічних факторів (вік, стать, харчування, соціально-економічні та географічні), а також захисні сили організму (непроникність шкіри, секреція лізоциму зі слюзою, слизом та потом, травний тракт та фагоцитоз). Попереднє зараження патогенами часто призводить до тимчасового або тривалого імунітету.

Оцінка самої шкоди та ступеня завданої шкоди залежить від судження на момент її отримання. Медичне засвідчення травми, захворювання або інфекції, що супроводжується клінічним діагнозом, є найнадійнішою інформацією. Інформація, отримана за допомогою опитування або анкетування, міститиме різний ступінь невизначеності, спричинений розумінням питань суб'єктами, їхньою пам'яттю про події та будь-якими особистими упередженнями суб'єкта та інтерв'юера. Інформація опитування є настільки ж якісною, наскільки ретельна розробка та проведення опитування. Дані щодо естетичного образу є суб'єктивними за своєю

природою, але частоту виникнення певних типів відходів на пляжах можна кількісно визначити.

Причини шкоди необхідно з'ясувати якомога ретельніше на даний момент. Існують значні труднощі у випадках низького рівня впливу хімічних та фізичних агентів, які мають кумулятивний або пороговий ефект, та інфекційних захворювань, спричинених патогенами, які мають більше одного шляху зараження або тривалий період інкубації. Наприклад, шлунково-кишкові інфекції на курортах можуть виникати внаслідок контакту між людьми або недотримання гігієни харчування в громадському харчуванні, а також внаслідок вживання води, забрудненої стічними водами.

Якщо дані представлені у формі опублікованої регіональної або національної статистики, що показує рівень ураження, необхідно точно визначити основу, на якій дані збираються та класифікуються. Наприклад, національна статистика щодо смертей від утоплення зазвичай включає самогубства та нещасні випадки на виробництві (рибалок, моряків, будівельників), а також нещасні випадки під час відпочинку.

Не можна вважати, що ризик прямо пропорційний впливу або що ризики від багаторазового впливу або комбінації різних факторів будуть сумуватися адитивно.

1.17 Використання епідеміології в оцінці ризику

Існує значний обсяг епідеміологічної інформації щодо впливу фекального забруднення води для плавання на захворюваність на гастроентерит та інші заразні захворювання у плавців та інших учасників водного відпочинку. Це було критично переглянуто в різних джерелах [6-10]. Рівень епідеміологічних досліджень щодо деяких інших видів небезпеки для рекреаційних вод значно нижчий, ніж щодо фекально-

го забруднення. Це може бути пов'язано з низкою факторів, включаючи нечасті наслідки та етичні проблеми.

Епідеміологічна інформація є надійнішою за опубліковану статистику для оцінки ризиків, оскільки її суворі правила спрямовані на усунення джерел упередженості та помилок в інтерпретації. З іншого боку, ця суворість обмежує епідеміологічні дослідження однією або кількома тісно пов'язаними небезпеками та ретельно визначеними популяціями. Отже, епідеміологічні підходи не завжди вимірюють повний діапазон варіацій у реакціях населення [11].

1.18 Ступінь контакту з водою

Загальна основа для розробки стратегії зниження ризику залежить від широких класифікацій рекреаційної діяльності. Для небезпек, де важливий контакт з водою та/або її ковтання, важливо розуміти різні ступені контакту, пов'язані з різними рекреаційними видами використання води. Ступінь контакту з водою безпосередньо впливає на ступінь контакту з інфекційними та токсичними агентами, а також фізичними небезпеками, що знаходяться у воді, а отже, на ймовірність травмування або захворювання.

Ступені контакту з водою, що зустрічаються в прибережних та прісноводних рекреаційних водних середовищах, можна класифікувати наступним чином.

- Без контакту — рекреаційна діяльність, під час якої зазвичай немає контакту з водою (наприклад, риболовля з берега), або коли вода є випадковою для задоволення від діяльності (наприклад, засмага на пляжі).

- Випадковий контакт — рекреаційна діяльність, під час якої регулярно змочуються лише кінцівки, а більший контакт (включаючи ковтання води) є незвичайним — наприклад, катання на човні, риболовля, ходьба по воді.

- Контакт усім тілом — рекреаційна діяльність, під час якої все тіло або обличчя та тулуб часто занурюються у воду, або обличчя часто змочується бризками, і де існує ймовірність проковтування певної кількості води — наприклад, плавання, дайвінг або катання на каное по бурхливій воді. Випадкове занурення, через потрапляння у воду хвилею або ковзання, також призведе до контакту всім тілом.

Шляхи впливу інфекційних та токсичних агентів у воді залежать від ступеня контакту з водою. Як правило, найчастіше потрапляння на шкіру та слизові оболонки під час рекреаційної водної діяльності. Для діяльності з контактом усім тілом ймовірність потрапляння води буде більшою, хоча фактичні дані про кількість води, що проковтується під час занять водними видами спорту, важко отримати. Вдихання може бути важливим за обставин, коли є значна кількість бризок, наприклад, під час катання на водних лижах. Навички учасника водного відпочинку також будуть важливими для визначення ступеня мимовільного впливу, зокрема ковтання води.

1.19 Заходи щодо зменшення ризиків під час відпочинку на воді

Оскільки небезпеки можуть призвести до наслідків для здоров'я після короточасного впливу, важливо, щоб стандарти, моніторинг та впровадження дозволяли вживати превентивних та коригувальних заходів у режимі реального часу. З цієї причини в Керівних принципах акцент робиться на визначенні обставин та процедур, які ймовірно призведуть до постійно безпечного середовища для відпочинку. Цей підхід наголошує на моніторингу як умов, так і практики, а також на використанні порогових значень як ключових показників, що оцінюються за допомогою програм моніторингу та оцінки.

Аналіз потенційних контрольних заходів для розробки рекомендацій та зниження ризиків у безконтактному, випадковому контакті та відпочинку з повним контактом з водою показує, що для кожного рекреаційного використання буде зустрічатися більше однієї небезпеки, і перелік небезпек для кожного використання відрізнятиметься залежно від обставин. Тому заходи щодо зниження ризику будуть специфічними для кожного виду відпочинку та конкретних обставин.

Учасники контактних видів спорту з використанням цілого тіла, таких як підводне плавання, серфінг, водні лижі, веслування на каное, рафтинг та віндсерфінг, зазвичай носять гідрокостюми або інший захисний одяг, який обмежує вплив на шкіру збудників лептоспірозу та шистосомозу, а також укусів отруйних тварин, а також охолоджувального та ультрафіолетового випромінювання, але який за певних обставин може посилити симптоми, спричинені контактом з токсичними ціанобактеріями, або посилити всмоктування хімічних речовин через шкіру. Носіння шоломів та плавучих жилетів під час вітрильного спорту та веслування на каное захищає від травм голови та утоплення відповідно.

1.20 Управління рекреаційними водами

1.20.1 Зацікавлені сторони

Взаємопідтримуючі дії повинні здійснюватися узгоджено на місцевому, національному та міжнародному рівнях, щоб зменшити ризики, що виникають під час використання рекреаційних вод. Численні зацікавлені сторони беруть участь в оцінці, використанні та захисті рекреаційних вод. Їхні ролі та обов'язки повинні бути визначені, а їхні зусилля спрямовані на інтегровану систему планування.

1.20.2 Інтегроване управління прибережними зонами або річковими басейнами

Інтегроване управління прибережними зонами (ICAM) та інтегроване управління річковими басейнами (IBM) зазвичай ініціюються у відповідь на проблеми, пов'язані з рибальством, рекреацією/туризмом, небезпеками та виснаженням мангрових заростей. Таким чином, небезпеки рекреаційних вод є лише одним із широкого кола питань, інтересів та обмежень, які впливають на планування та управління прибережними зонами або річковими басейнами. Рішення щодо управління небезпеками слід приймати з урахуванням усієї відповідної державної політики та інших факторів, що впливають на зручність та використання прибережних зон/річкових басейнів. Необхідно враховувати соціальні, економічні, естетичні, рекреаційні та екологічні фактори. Успішне впровадження ICAM або IBM також вимагає «інтеграції з часом, при цьому безпосередні щоденні цілі управління повинні бути координовані та узгоджені з довгостроковими національними та міжнародними політичними цілями» [12]. Воно зосереджене на взаємодії між різними видами діяльності/потребами на ресурси, що здійснюються в прибережній зоні або річковому басейні, на відміну від інших регіонів.

Управління повинно бути скоординованим для узгодження різних, іноді суперечливих, видів використання:

- управління земельними ресурсами для міської, промислової, гірничодобувної, туристичної та природоохоронної діяльності;
- управління водними ресурсами для відпочинку, аквакультури, охорони природи, транспорту та видобутку корисних копалин;
- управління живими прісноводними або морськими ресурсами;

- забезпечення прибережних та протипаводкових захистів.

ІСАМ та ІВМ забезпечують координацію між цими сферами втручання, охоплюючи економічні, абіотичні/біотичні та соціальні системи.

Сучасне мислення щодо ІСАМ охоплює як прибережні, так і річкові водозбірні басейни. Тому частіше використовується лише термін ІСАМ.

1.20.3 Типи управлінських дій

Структура управління з різними рівнями ризику для здоров'я пропонує відповідні втручання (які матимуть різні часові рамки для впровадження), упорядковані за чотирма основними напрямками:

- дотримання та забезпечення виконання;
- технології контролю та зменшення;
- інформування громадськості;
- консультації та втручання у сфері охорони здоров'я.

Однак, очевидно, що між ними існують зв'язки, наприклад, консультації у сфері охорони здоров'я мають важливий внесок у підвищення обізнаності громадськості.

1.20.4 Характер рекомендацій

Рекомендація може бути рівнем управління, концентрацією компонента, який не становить значного ризику для здоров'я окремих членів значних груп користувачів, умовою, за якої такі концентрації навряд чи виникнуть, або комбінацією двох останніх. При визначенні рекомендацій, включаючи рекомендовані значення, враховується як тяжкість, так і частота пов'язаних із цим наслідків для здоров'я. Однак вода, що відповідає вимогам, може становити ризик

для здоров'я особливо вразливих осіб або певних груп користувачів.

Перевищення рекомендованого значення має бути сигналом для розслідування причини невідповідності та визначення ймовірності невідповідності в майбутньому, для зв'язку з органом, відповідальним за охорону здоров'я, щоб визначити, чи слід вжити негайних заходів для зменшення впливу небезпеки, а також для визначення того, чи слід вжити заходів для запобігання або зменшення впливу за подібних умов у майбутньому.

Для більшості параметрів немає чіткого порогового значення, за якого виключаються наслідки для здоров'я, і тому виведення рекомендованих значень та їх перетворення на стандарти включає елемент оцінки, що враховує частоту, характер та тяжкість пов'язаних з ними наслідків для здоров'я. У цьому процесі оцінки важливу роль відіграють суспільні цінності, і тому перетворення рекомендацій на національну політику, законодавство та стандарти повинно враховувати екологічні, соціальні, культурні та економічні фактори.

Існування рекомендованого значення або національного стандарту не означає, що якість навколишнього середовища повинна погіршитися до цього рівня. Дійсно, слід постійно докладати зусиль для забезпечення того, щоб рекреаційне водне середовище мало найвищу досяжну якість.

Багато небезпек, пов'язаних з рекреаційним використанням водного середовища, мають миттєвий характер: аварії та вплив інфекційних доз мікроорганізмів можуть відбуватися за дуже короткі проміжки часу. Тому короткострокові відхилення від рекомендованих значень або умов мають важливе значення для здоров'я, і повинні бути вжиті заходи для забезпечення та демонстрації того, що рекреаційне водне середовище є постійно безпечним протягом періодів фактичного або потенційного використання.

Житрепарыпа

1. World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1. Coastal and fresh waters*. World Health Organization.
2. Lacey, R. F., & Pike, E. B. (1989). Water recreation and risk. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 3, 13–18.
3. Calman, K. (1996). On the state of the public health. *Health Trends*, 28(3), 79–88.
4. Galbraith, S., & Palmer, S. (1990). General epidemiology. In G. R. Smith & C. S. F. Easmon (Eds.), *Topley and Wilson's principles of bacteriology, virology and immunity* (Vol. 3, *Bacterial diseases*, pp. 11–29). Edward Arnold.
5. Gerba, C. P., Rose, J. B., & Haas, C. N. (1996). Sensitive populations: Who is at the greatest risk? *International Journal of Food Microbiology*, 30(1–2), 113–123.
6. Pike, E. B. (1989). *Health effects of sea bathing (ET 9511 SLG): Phase I—Pilot studies at Langland Bay*. Water Research Centre.
7. Pike, E. B. (1994). *Health effects of sea bathing (WMI9021): Phase III—Final report to the Department of the Environment*. Water Research Centre.
8. Cartwright, R. (1992). Recreational waters: A health risk? In D. Kay (Ed.), *Recreational water quality management* (Vol. 1, *Coastal waters*, pp. 89–103). Ellis Horwood.
9. Fewtrell, L., & Jones, F. (1992). Microbiological aspects and possible health risks of recreational water quality management. In D. Kay (Ed.), *Recreational water quality management* (Vol. 1, *Coastal waters*, pp. 71–87). Ellis Horwood.

10. Prüss, A. (1998). A review of epidemiological studies from exposure to recreational water. *International Journal of Epidemiology*, 27, 1–9.

11. Grassman, J. A. (1996). Obtaining information about susceptibility from epidemiological literature. *Toxicology*, 111, 253–270.

12. Organisation for Economic Co-operation and Development. (1993). *Coastal zone management: Selected case studies*. OECD.

Розділ 2

**СУЧАСНІ ПІДХОДИ
ДО ПРОГНОЗНОГО МОДЕЛЮВАННЯ
ЗАБРУДНЕННЯ
РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД**

Відвідування місць для купання на озерах, річках та морях під час літнього відпочинку забезпечують низку переваг для фізичного та психологічного здоров'я [1]. Крім того, прибережний туризм робить значний внесок у збір доходів та створення робочих місць. Такий туризм становить ~80% всього туризму та ~50% міжнародного туризму [2]. Однак мікробне забруднення місць для купання з різних джерел, таких як стічні води, сільськогосподарські стоки та випадкові скиди з муніципальних каналізаційних джерел, становить серйозну загрозу для здоров'я населення та економічних переваг, пов'язаних з купанням [3, 4].

Багато країн, таких як держави-члени Європейського Союзу (EUMS), інші європейські країни, наприклад, Велика Британія (UK), Сполучені Штати (US), Австралія та Канада, регулюють мікробне забруднення рекреаційних та купальних вод. Ці країни регулярно контролюють місця для купання та якість води для захисту здоров'я рекреантів [5, 6].

Вплив забрудненої води під час рекреації підвищує ризик таласогенних захворювань, таких як діарея, респіраторні захворювання, шкірні висипання, лихоманка, інфекції вух та очей [7-15]. Вони в першу чергу визначаються етіологіч-

ними агентами та способом їх впливу. Більшість етіологічних агентів захворювань, пов'язаних з купанням, таких як *Campylobacter spp.*, *Salmonella spp.*, *E. coli O157: H7* та *E. coli O111*, *Shigella spp.*, аденовірус, норовірус, поліовірус, коксаківірус, еховірус, *Giardia lamblia* та *Cryptosporidium parvum*, походять з фекальних джерел людини та тварин [7, 11, 16-20]. Серед них віруси, що інфікують людину, здебільшого є специфічними для хазяїна та походять від фекального забруднення людини [16, 21], а деякі інші бактеріальні патогени та найпростіші, такі як *C. jejuni*, *E. coli O157: H7*, *Salmonella spp.*, *Giardia lamblia* та *Cryptosporidium parvum*, походять як з фекальних джерел людей і тварин [3, 7, 22]. Ціанобактерії *Cyanobacteria spp.*, що продукують токсини, та патогенні *Vibrio spp.* також є основною причиною захворювань, пов'язаних із купанням [20, 23, 24].

Наявність окремого індикаторного мікроорганізму не означає ризику інфекційних захворювань у всіх місцях для купання і в будь-який час. Найкращий фекальний індикатор щодо одного місця для купання може бути не адекватним щодо іншого [25]. Тому комплексний спосіб моніторингу якості води є найкращим підходом.

Агентство з охорони навколишнього середовища США (2007) пропонується «підхід до набору інструментів» для моніторингу якості води для купання [26]. Цей підхід зберігає всі можливі матеріали та методи як інструменти (тобто фекальні індикаторні бактерії /FIB/, віруси, найпростіші) у віртуальному полі та використовує найбільш оптимальні матеріали та методи для конкретного місця для купання в певний час. Використовуючи цей підхід, моніторинг якості води для купання може розпочатися з характеристики кількості FIB за допомогою поточного підходу та джерела забруднення за допомогою маркерів MST (Microbial source tracking) [21, 27]. Після цього, на основі джерела забруд-

нення та кількості FIB, з набору інструментів можна вибрати додатковий, більш специфічний індикатор. Наприклад, вірусні патогени можна ретельно дослідити за допомогою MST, якщо підозрюється забруднення фекаліями людини, оскільки патогенні віруси людини знаходяться виключно у її фекаліях. Аналогічно, протозойні індикатори можна ретельно дослідити, якщо підозрюється наявність зоонозних бактерій або найпростіших через маркери великої рогатої худоби. Коліфаги та ентерококи можуть бути предикторами захворювань шлунково-кишкового тракту, якщо домінуючим джерелом є людина [28]. Однак спори *C. perfringens*, коліфаги (F⁺) або молекулярні маркери бактерій *Bacteroides* можуть бути надійнішими, ніж FIB, якщо підозрюється, що фекальне забруднення походить з джерела навколишнього середовища [29].

Профілювання мікробної якості води кожного місця для купання на основі відомих рівнів забруднення та його джерел може допомогти сформуванню такої інструментарії саме для цього місця. Директива ЄС щодо води для купання (BWD) вимагає дослідження кожного місця для купання [5]. Використання саме комплексного підходу, тобто поєднання індикаторів FIB та вірусних патогенів з MST допомагає визначити різні джерела забруднення із подальшим їх вилученням для захисту здоров'я купальників.

У дослідженні [30] порівнюються методи управління якістю води для купання та моніторингу, пов'язані з Директивою ЄС щодо води для купання (BWD) та критеріями якості рекреаційної води США (RWQC). Розглядаються сильні та обмежені сторони чинних європейських та американських нормативних актів та підвищується обізнаність про передовий досвід. Представлено майбутні перспективи управління якістю води для купання на основі існуючих наукових даних та знань.

Це дослідження [30] всебічно оцінює BWD та RWQC як регуляторні акти для моніторингу мікробної якості води для купання. Основні відмінності між ними полягають у класифікації місць для купання на основі рівня забруднення, варіаціях у частоті відбору проб, прийнятому ймовірному ризику захворювання, епідеміологічних дослідженнях, проведених під час розробки рекомендованих значень, та методах моніторингу. Також, існують подібності між цими двома підходами, оскільки обидва враховують життєздатні фекальні індикаторні бактерії (FIB) як показник потенційного ризику для здоров'я людини у воді для купання та визнають такий ризик до певного рівня. Однак, визначення FIB у цих документах не враховує джерело забруднення, а також варіації в рівнях інактивації кишкових мікробів у різних умовах (температура, сонячна радіація та солоність) у різних кліматичних регіонах у межах певних географічних зон. Комплексний «інструментальний підхід», тобто поєднання індикаторів FIB та вірусних патогенів з відстеженням джерел мікробного зараження для регуляторних цілей, пропонує потенціал для покращення розуміння та кращого захисту здоров'я купальників [30].

Заняття купанням у відкритих водоймах, такі як плавання та серфінг, стають дедалі популярнішими, не в останню чергу завдяки їхнім перевагам для фізичного та психічного здоров'я. Тим не менш, їхня зростаюча популярність викликає занепокоєння щодо антропогенного забруднення природних вод. Занепокоєння значною мірою зумовлене високими обсягами неочищених стічних вод, що скидаються в моря, річки та озера, а також зростанням забруднення сільськогосподарськими стоками. У країнах без комбінованої каналізації та/або які інвестували більше коштів в «очищення» вод для купання, також існує ризик того, що очищені стічні води призводять до викиду небезпечно великої кіль-

кості мікроорганізмів у природні води. Це нещодавно було підкреслено в обговореннях ризику плавання для спортсменів в Сені в рамках Паризької Олімпіади 2024 року, незважаючи на значні зусилля щодо покращення якості води перед заходом [31-33].

Таким чином, існує великий суспільний та політичний попит на отримання додаткової інформації про те, чи становлять забруднення стічними водами та стоком ризик інфікування для користувачів рекреаційних вод у відкритих водоймах – попит, який, ймовірно, лише зростатиме, оскільки зміна клімату впливає на режим опадів таким чином, що це створює додатковий тиск на інфраструктуру водопостачання та управління відходами [34, 35]. Певною мірою цей попит вже був задоволений завдяки відносно тривалій історії наукових досліджень у цій галузі. Метааналізи, проведені на основі огляду [36], виявили зв'язок між рекреаційним перебуванням у морській воді та виникненням симптомів будь-якої інфекції (відношення шансів (ВШ) = 1,86, 95% довірчий інтервал (ДІ): від 1,31 до 2,64, $P = 0,001$), зокрема з вушними інфекціями (ВШ = 2,05, 95% ДІ: від 1,49 до 2,82, $P < 0,001$) та шлунково-кишковими інфекціями (ВШ = 1,29, 95% ДІ: від 1,12 до 1,49, $P < 0,001$). У систематичному огляді [37] також було кількісно визначено зв'язок між рекреаційним перебуванням у відкритих водоймах та показниками шлунково-кишкової інфекції, і було виявлено ще сильніший зв'язок (особливо у прісній воді). Ці синтези підтверджують припущення, що купання у відкритих водоймах пов'язане з інфекцією, і зокрема підкреслюють, що найсильніші зв'язки, ймовірно, можна знайти у видах діяльності з високим рівнем контакту, таких як плавання та серфінг [37]. Однак, в цих дослідженнях порівнюються групи, що не піддавалися впливу відкритої води, з тими, хто підда-

вався їй (які є найчисленнішими в літературі), і (ймовірно, через масштаб завдання синтезу) роблять поступки на кількох ключових етапах процесу систематичного огляду. Це обмежує ступінь, до якої вони можуть бути використані для оцінки доказів взаємозв'язку саме між впливом стічних вод, забрудненням стоком та інфекціями; обмежує їхню сферу застосування для дослідження того, які впливи/результати найбільш тісно пов'язані із забрудненням стічними водами та стоком, і наскільки будь-які виявлені зв'язки можуть бути причинно-наслідковими.

В роботі [36] пропонується більш цілеспрямований, але детальніший систематичний огляд доказів щодо ролі забруднення стічними водами та стоком в інфекції, зокрема у користувачів відкритих водойм для рекреаційного використання. Представлено рецензований протокол для систематичного огляду та метааналізу впливу забруднення стічними водами та інфекціями у користувачів відкритої води для рекреації. Дослідження, що відповідають вимогам, повинні містити принаймні дві групи користувачів води для рекреації, які, як відомо або підозрюються, зазнали впливу різних рівнів забруднення, з певною оцінкою випадків інфекції в кожній групі.

Моніторинг фекальних індикаторних бактерій на рекреаційних водоймах є важливим заходом громадського здоров'я для мінімізації захворювань, що передаються через воду, проте традиційні методи культивування для кількісної оцінки бактерій можуть зайняти 18–24 години для отримання результату. Для підтримки сповіщень про якість води в режимі реального часу були створені моделі, що використовують змінні навколишнього середовища, для прогнозування рівнів індикаторних бактерій у день відбору проб. Автори [38] провели систематичний огляд прогностичних

моделей фекальних індикаторних бактерій на прісноводних рекреаційних місцях у помірному кліматі, щоб визначити та описати існуючі підходи, тенденції та їхню ефективність для формування політики управління пляжними водами. Проведено комплексну стратегію пошуку, включаючи п'ять баз даних, перевірено реферати на відповідність та вилучено дані за допомогою структурованих форм. Дані описово узагальнені. Загалом виявлено 53 релевантних дослідження. Більшість досліджень ($n = 44$, 83%) були проведені у Сполучених Штатах та оцінювали якість води з використанням *E. coli* як фекальних індикаторних бактерій ($n = 46$, 87%). Дослідження проводилися переважно в озерах ($n = 40$, 75%) та річках ($n = 13$, 25%). Найчастіше використовуваним методом побудови прогностичної моделі була множинна лінійна регресія ($n = 37$, 70%). Часто використовуваними прогностичними факторами в моделях, що найкраще підходять, були кількість опадів ($n = 39$, 74%), каламутність ($n = 31$, 58%), висота хвиль ($n = 24$, 45%), а також швидкість і напрямок вітру ($n = 25$, 47% та $n = 23$, 43% відповідно). З 19 (36%) досліджень прогностичні моделі мали середню точність 81,0%, і всі, крім однієї, були точнішими, ніж традиційні методи.

Обмеження, виявлені під час оцінки ризику систематичної помилки, включали невалідацію моделей ($n = 21$, 40%), обмежену звітність про те, чи були виконані припущення моделювання ($n = 40$, 75%), та відсутність звітності про обробку даних ($n = 37$, 70%). Необхідні додаткові дослідження щодо корисності та точності більш просунутих методів прогностичного моделювання, таких як байєсівські мережі та штучні нейронні мережі, які досліджувалися у порівняно меншій кількості досліджень та створюють ризик упередженості інструментів для немедичного прогностичного моделювання.

У 35 штатах США за період 2000-2014 рр. було зареєстровано 140 спалахів внаслідок використання забруднених рекреаційних вод. Це призвело до 4958 випадків захворювань, що передаються через воду, причому 84% спалахів були пов'язані з озерами, ставками або водосховищами [39]. Однак, якщо врахувати випадки, не пов'язані зі спалахами, недостатнє звітування та відсутність даних деяких штатів, оцінка загальної кількості захворювань, що передаються через воду, з поверхневих вод рекреаційних зон у США, становить близько 90 мільйонів випадків щорічно, що коштує від 2,2 до 3,7 мільярда доларів США на медичні послуги [40]. Рутинний моніторинг патогенів, що передаються через воду, на рекреаційних пляжах неможливий, тому відбираються проби фекальних індикаторних бактерій (FIB) як маркер потенційної концентрації патогенів та ризику зараження для купальників. Існує багато патогенів, що можуть спричиняти захворювання, пов'язані з використанням води для рекреації, включаючи кишкові віруси (наприклад, норовірус, аденовірус) та бактеріальні і протозойні патогени (наприклад, кампілобактер, сальмонела, криптоспоридій) [41, 42]. Кишкова паличка часто використовується як індикатор наявності цих патогенів на прісноводних пляжах [43].

Ентерокок іноді використовується як індикатор на додаток до або замість кишкової палички, найчастіше в морських водах [44–46]. Кишкова паличка часто є кращим індикатором у прісноводних джерелах через її сильний зв'язок з ризиком шлунково-кишкових захворювань у купальників [41, 47].

Рішення про те, чи закривати пляжі, чи оголосити їх потенційно небезпечними для купання через проблеми з якістю води, приймаються посадовцями охорони здоров'я або іншими керівниками пляжів. Традиційно ці рішення ґрун-

туються на оцінці того, чи перевищують рівні FIB у пляжних водах порогові значення для дій щодо здоров'я. Такий підхід отримав назву «модель персистенції», оскільки він зазвичай спирається на лабораторні оцінки кількості FIB на основі культур, які потребують 18–24 годин для отримання результату. Це змушує керівників пляжів приймати рішення щодо якості води, використовуючи вимірювання попереднього дня. Більш сучасні генетичні методи, такі як ПЛР, можуть досягти результатів за 3–4 години, але є дорогими для управління пляжами та лабораторій, які працюють щодня [48]. Деякі керівники пляжів перейшли до прогнозування рівнів FIB за допомогою прогностичних моделей. Ці моделі зазвичай використовують такі дані навколишнього середовища, як температура, опади та каламутність, для прогнозування рівнів FIB на пляжах у певний день, які потім можна перевірити та оцінити за допомогою наступних лабораторних результатів FIB [49, 50]. На рекреаційних пляжах використовувався широкий спектр методів прогнозного моделювання; включаючи множинну лінійну регресію [51, 52], штучні нейронні мережі [53] та байєсівські мережі [54]. Ці моделі використовують місцеві дані про погоду та навколишнє середовище з різних джерел, які пов'язані з концентрацією FIB у воді [44, 55].

Враховуючи різноманітність підходів до прогнозного моделювання існує потреба визначити їх точність для формування політики управління пляжними водами. Метою цього систематичного огляду [38] було узагальнення використаних методи моделювання та їхньої ефективності у правильному прогнозуванні якості пляжної води для підтримки управлінських рішень (наприклад, визначення пляжу як непридатного для купання через погану якість води). Огляд було проведено в рамках більш масштабного дослідження для вивчення впливу навколишнього середовища на якість

прісноводних пляжів у Канаді. Тому автори [38] зосередили увагу на моделях, розроблених для прісноводних рекреаційних місць, розташованих у помірному кліматі.

Цей огляд [38] є першим, у якому систематично досліджується література прогностичних моделей для рівнів FIB у прісних рекреаційних водах. В огляді представлено 53 відповідні статті, взяті з п'яти баз даних. Виділено часто досліджувані та часто використовувані змінні навколишнього середовища та методи моделювання, які можуть бути основою для майбутніх проектів прогностичного моделювання та варіантів для менеджерів пляжів. Кількість опадів, каламутність, вітер та висота хвиль найчастіше включалися до остаточних моделей, і більшість моделей використовували лінійну регресію. Докази підтверджують використання моделей рівнів FIB у реальному часі як показника якості води, а не на додаток до використання моделей персистенції. У місцях з постійним моніторингом FIB, прогностичні моделі можуть покращити ефективність та час реагування щодо ризиків якості води для відпочинку. Це допоможе зменшити кількість захворювань, що передаються через воду.

Цей огляд [38] підкреслює необхідність додаткових досліджень для оцінки ефективності та корисності сучасних підходів до прогностичного моделювання, таких як штучні нейронні мережі, байєсівські моделі та інші методи машинного навчання.

Література

1. Tanaka, H. (2009). Swimming exercise: Impact of aquatic exercise on cardiovascular health. *Sports Medicine*, 39, 377–387.
2. United Nations. (2017). *Factsheet: People and oceans*. In *Proceedings of the Ocean Conference* (New York, NY, USA,

5–9 June 2017). <https://www.un.org/sustainabledevelopment/wp-content/uploads/2017/05/Ocean-fact-sheet-package.pdf>

3. U.S. Environmental Protection Agency. (2009). *Review of zoonotic pathogens in ambient waters*. Office of Water, Health and Ecological Criteria Division.

4. Fewtrell, L., & Kay, D. (2015). Recreational water and infection: A review of recent findings. *Current Environmental Health Reports*, 2, 85–94.

5. European Commission. (2006). *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*, L 64, 37–51.

6. U.S. Environmental Protection Agency. (2012). *Recreational water quality criteria*.

7. World Health Organization. (2003). Faecal pollution and water quality. In *Guidelines for safe recreational water environments* (Vol. 1, Coastal and fresh waters, pp. 51–101). World Health Organization.

8. Wiedenmann, A., Krüger, P., Dietz, K., López-Pila, J. M., Szewzyk, R., & Botzenhart, K. (2006). 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. *Environmental Health Perspectives*, 114, 228–236.

9. Colford, J. M., Wade, T. J., Schiff, K. C., Wright, C. C., Griffith, J. F., Sandhu, S. K., Burns, S., Sobsey, M., Lovelace, G., & Weisberg, S. B. (2007). Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination. *Epidemiology*, 18, 27–35.

10. Wade, T. J., Calderon, R. L., Brenner, K. P., Sams, E., Beach, M., Haugland, R., Wymer, L., & Dufour, A. P. (2008). High sensitivity of children to swimming-associated gastrointestinal illness. *Epidemiology*, *19*, 375–383.

11. Collier, S. A., Wade, T. J., Sams, E. A., Hlavsa, M. C., Dufour, A. P., & Beach, M. J. (2014). Swimming in the USA: Beachgoer characteristics and health outcomes at US marine and freshwater beaches. *Journal of Water and Health*, *13*, 531–543.

12. Leonard, A. F. C., Singer, A., Ukoumunne, O. C., Gaze, W. H., & Garside, R. (2018). Is it safe to go back into the water? A systematic review and meta-analysis of the risk of acquiring infections from recreational exposure to seawater. *International Journal of Epidemiology*, *47*, 572–586.

13. Wade, T. J., Calderon, R. L., Sams, E., Beach, M., Brenner, K. P., Williams, A. H., & Dufour, A. P. (2006). Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives*, *114*, 24–28.

14. Wade, T. J., Sams, E., Brenner, K. P., Haugland, R., Chern, E., Beach, M., Wymer, L., Rankin, C. C., Love, D., Li, Q., et al. (2010). Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: A prospective cohort study. *Environmental Health*, *9*, Article 66.

15. World Health Organization. (2009). *Volume 1, coastal and fresh waters: List of agreed updates*. In *Addendum to the WHO guidelines for safe recreational water environments*. World Health Organization.

16. Sinclair, R., Jones, E., & Gerba, C. (2009). Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *Journal of Applied Microbiology*, *107*, 1769–1780.

17. Hokajärvi, A.-M., Pitkänen, T., Siljanen, H. M. P., Nakari, U.-M., Torvinen, E., Siitonen, A., & Miettinen, I. T.

(2012). Occurrence of thermotolerant *Campylobacter* spp. and adenoviruses in Finnish bathing waters and purified sewage effluents. *Journal of Water and Health*, *11*, 120–134.

18. Korajkic, A., McMinn, B. R., & Harwood, V. J. (2018). Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*, Article 2842.

19. Pond, K. (2005). Water recreation and disease. In *Plausibility of associated infections: Acute effects* (Chap. 2, pp. 21–34). World Health Organization/IWA Publishing.

20. Hlavsa, M. C., Roberts, V. A., Kahler, A. M., Hilborn, E. D., Wade, T. J., Backer, L. C., & Yoder, J. S. (2014). Recreational water-associated disease outbreaks—United States, 2009–2010. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, *63*, 6–10.

21. Harwood, V. J., Staley, C., Badgley, B. D., Borges, K., & Korajkic, A. (2014). Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: Relationships between pathogens and human health outcomes. *FEMS Microbiology Reviews*, *38*, 1–40.

22. Pitkänen, T. (2013). Review of *Campylobacter* spp. in drinking and environmental waters. *Journal of Microbiological Methods*, *95*, 39–47.

23. Baker-Austin, C., Trinanes, J. A., Salmenlinna, S., Lofdahl, M., Siitonen, A., Taylor, N. G. H., & Martinez-Urtaza, J. (2016). Heatwave-associated vibriosis, Sweden and Finland, 2014. *Emerging Infectious Diseases*, *22*, 1216–1220.

24. Lutz, C., Erken, M., Noorian, P., Sun, S., & McDougald, D. (2013). Environmental reservoirs and mechanisms of persistence of *Vibrio cholerae*. *Frontiers in Microbiology*, *4*, Article 375.

25. Griffith, J. F., Weisberg, S. B., Arnold, B. F., Cao, Y., Schiff, K. C., & Colford, J. M. (2016). Epidemiologic evaluation

of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches. *Water Research*, 94, 371–381.

26. U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Report of the expert scientific workshop on critical research needs for the development of new or revised recreational water quality criteria (Airlie Workshop)* (EPA 823-R-07-006).

27. Rytönen, A., Tiwari, A., Hokajärvi, A.-M., Uusheimo, S., Vepsäläinen, A., Tulonen, T., & Pitkänen, T. (2021). The use of ribosomal RNA as a microbial source tracking target highlights the assay host-specificity requirement in water quality assessments. *Frontiers in Microbiology*, 12, Article 1137.

28. Benjamin-Chung, J., Arnold, B. F., Wade, T. J., Schiff, K., Griffith, J. F., Dufour, A. P., Weisberg, S. B., & Colford, J. M. (2017). Coliphages and gastrointestinal illness in recreational waters. *Epidemiology*, 28, 644–652.

29. Savichtcheva, O., & Okabe, S. (2006). Alternative indicators of fecal pollution: Relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water Research*, 40, 2463–2476.

30. Tiwari, A., Oliver, D. M., Bivins, A., Sherchan, S. P., & Pitkänen, T. (2021). Bathing water quality monitoring practices in Europe and the United States. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(11), Article 5513. <https://doi.org/10.3390/ijerph18115513>

31. Park, A. (2024). How dangerous is the Seine for athletes? *TIME*. <https://time.com/6999263/seine-health-risks-paris-olympics/>

32. Reynolds, G., Amenabar, T., Beesch, C., Schroer, B., Tambe, A., & Sima, R. (2024). Did swimming in the Seine make athletes sick? Here's what we know. *The Washington Post*.

33. Tien, C. (2024). Here's what a microbiologist thinks of the Seine Olympic swimming situation. *SELF*. <https://www.self.com/story/seine-swimming-water-quality-olympics>
34. Gogien, F., Dechesne, M., Martinerie, R., & Lipeme Kouyi, G. (2023). Assessing the impact of climate change on combined sewer overflows based on small time step future rainfall timeseries and long-term continuous sewer network modelling. *Water Research*, 230, Article 119504. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119504>
35. Hensyl, B. F., Borhani, S., Payab, A. H., & Montalto, F. (2024). Opportunities for leveraging existing hydrologic and hydraulic models developed for water quantity management to mitigate flooding due to extreme precipitation. *Journal of Water Management Modeling*. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C516>
36. Jones, M. L., Leonard, A. F. C., Bethel, A., Lamb, E., Gaze, W. H., Taylor, T., Singer, A. C., Ukoumunne, O. C., & Garside, R. (2025). Recreational exposure to polluted open water and infection: A systematic review and meta-analysis protocol. *Environment International*, 200, Article 109371. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109371>
37. Russo, G. S., Eftim, S. E., Goldstone, A. E., Dufour, A. P., Nappier, S. P., & Wade, T. J. (2020). Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: A systematic review and meta-analysis. *Water Research*, 176, Article 115729. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115729>
38. Heasley, C., Sanchez, J. J., Tustin, J., & Young, I. (2021). Systematic review of predictive models of microbial water quality at freshwater recreational beaches. *PLOS ONE*, 16(8), e0256785. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256785>
39. Graciaa, D. S., Cope, J. R., Roberts, V. A., Cikesh, B. L., Kahler, A. M., Vigar, M., et al. (2018). Outbreaks associated

with untreated recreational water—United States, 2000–2014. *MMWR Morbidity and Mortality Weekly Report*, 67, 701–706. <https://doi.org/10.15585/mmwr.mm6725a1>

40. DeFlorio-Barker, S., Wing, C., Jones, R. M., & Dorevitch, S. (2018). Estimate of incidence and cost of recreational waterborne illness on United States surface waters. *Environmental Health*, 17, Article 73.

41. Soller, J., Bartrand, T., Ravenscroft, J., Molina, M., Whelan, G., Schoen, M., et al. (2015). Estimated human health risks from recreational exposures to stormwater runoff containing animal faecal material. *Environmental Modelling & Software*, 72, 21–32.

42. Soller, J. A., Bartrand, T., Ashbolt, N. J., Ravenscroft, J., & Wade, T. J. (2010). Estimating the primary etiologic agents in recreational freshwaters impacted by human sources of faecal contamination. *Water Research*, 44, 4736–4747. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.064>

43. Health Canada. (2012). *Guidelines for Canadian recreational water quality (3rd ed.), Part II: Guideline technical documentation*.

44. Jones, R. M., Liu, L., & Dorevitch, S. (2013). Hydrometeorological variables predict fecal indicator bacteria densities in freshwater: Data-driven methods for variable selection. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 2355–2366. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2716-8>

45. World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1. Coastal and fresh waters*. World Health Organization.

46. National Health and Medical Research Council. (2008). *Guidelines for managing risks in recreational water*. Government of Australia.

47. Marion, J. W., Lee, J., Lemeshow, S., & Buckley, T. J.

(2010). Association of gastrointestinal illness and recreational water exposure at an inland U.S. beach. *Water Research*, *44*, 4796–4804. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.065>

48. Shrestha, A., & Dorevitch, S. (2020). Slow adoption of rapid testing: Beach monitoring and notification using qPCR. *Journal of Microbiological Methods*, *174*, Article 105947. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2020.105947>

49. Francy, D. S., Brady, A. M. G., Cicale, J. R., Dalby, H. D., & Stelzer, E. A. (2020). Nowcasting methods for determining microbiological water quality at recreational beaches and drinking-water source waters. *Journal of Microbiological Methods*, *175*, Article 105970. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2020.105970>

50. Malzer, H.-J., Aus der Beek, T., Müller, S., & Gebhardt, J. (2016). Comparison of different model approaches for hygiene early warning system at the lower Ruhr River, Germany. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, *219*, 671–680. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.06.005>

51. Shively, D. A., Nevers, M. B., Breitenbach, C., Phanikumar, M. S., Przybyla-Kelly, K., Spoljaric, A. M., et al. (2016). Prototypic automated continuous recreational water quality monitoring of nine Chicago beaches. *Journal of Environmental Management*, *166*, 285–293. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.011>

52. Madani, M., & Seth, R. (2020). Evaluating multiple predictive models for beach management at a freshwater beach in the Great Lakes region. *Journal of Environmental Quality*, *49*, 896–908. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20107>

53. Zhang, J., Qiu, H., Li, X., Niu, J., Nevers, M. B., Hu, X., et al. (2018). Real-time nowcasting of microbiological water quality at recreational beaches: A wavelet and artificial neural network-based hybrid modeling approach. *Environmental*

Science & Technology, 52, 8446–8455. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01022>

54. Mellios, N. K., Moe, S. J., & Lapidou, C. (2020). Using Bayesian hierarchical modelling to capture cyanobacteria dynamics in Northern European lakes. *Water Research*, 186, Article 116356. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116356>

55. Nevers, M. B., & Whitman, R. L. (2011). Efficacy of monitoring and empirical predictive modeling at improving public health protection at Chicago beaches. *Water Research*, 45, 1659–1668. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.010>

Розділ 3

**ОКРЕМІ АСПЕКТИ
КОНТАМІНАЦІЇ ПРИБЕРЕЖНИХ ЗОН
МОРІВ І ОКЕАНІВ**

3.1 Біологічна контамінація

З кожним роком зростає визнання взаємозв'язку між здоров'ям і океанами. Традиційно це фокусувалося на антропогенному забрудненні та експлуатації морських ресурсів. В даний час акцентується на таких аспектах як глобальна зміна, цвітіння токсичних водоростей, мікробне та хімічне забруднення морських вод та морепродуктів. Очевидно, слід визнати взаємозалежність здоров'я людини і океанів і вживати всіх зусиль для їх збереження [1].

У роботі [2] ця проблема трактується ширше. Коротке підсумовування поточного стану численних зв'язків між океанами, діями людини та її здоров'ям та дослідження цих зв'язків свідчать про необхідність створення нової міждисциплінарної галузі знань «океани та здоров'я людини». Відзначено недостатність вивчення ризиків впливу ксенобіотиків, патогенних мікроорганізмів та природних токсинів у прибережних водах, у тому числі в епідеміологічному контексті.

Бактеріальне забруднення рекреаційних вод було і залишається джерелом занепокоєння охорони здоров'я всіх країн [3]. У статті [4] розглядається поточний стан питання індикаторних показників якості морської води, система яких дозво-

литель забезпечити раннє виявлення потенційних забруднювачів, захист морських екосистем, запобігання захворюванням і, побічно, підвищити добробут населення.

В огляді [5] аналізується мультиплексність впливу мікробних індикаторів, патогенів та їх резервуарів на взаємозв'язок прибережних морських екосистем та людини з впливом на її здоров'я. Йдеться про інтродукцію, транспорт та персистенцію патогенних мікроорганізмів у прибережних екосистемах; ідентифікацію джерел забруднення; оптимізацію оцінки ризику для рекреантів. Майбутні напрями досліджень включають молекулярні методи ідентифікації патогенів, оновлення стандартів якості рекреаційних вод, точну оцінку ризиків для здоров'я, менеджмент прийняття рішень. Вірулентні мікроби не тільки повинні бути ідентифіковані, але проведено верифікацію їх резервуарів та факторів, що призводять до інфекцій. Це особливо актуально з огляду на те, що в океанських та естуарієвих екосистемах патогенні мікроорганізми асоційовані з гідробіонтами та відкладеннями. При цьому їх розмноження може різко збільшуватись під впливом солоності, температури, трофіки та інсоляції. Слід також передбачити вивчення динаміки мікробних популяцій у їх впливі на здоров'я людини. Застосування такого комплексного підходу дозволить отримати більш надійну інформацію про ризики для здоров'я експонованих популяцій населення.

У цьому контексті цікава робота [6], в якій показано чотири підходи до інформації щодо індикаторів, які включають біомаркери, клітинну патологію, фізіологічні та поведінкові відповіді, зміни у популяціях. Це передбачає розвиток та затвердження систем контролю у вигляді експрес — тестів оцінки забруднювачів в екосистемі та подальшому ризику для населення зі створенням відповідної міжнародної бази даних. Такі інструменти забезпечили б раннє виявлення по-

тенційних екологічних загроз та збільшили б здатність запобігти захворюваності населення.

За різними оцінками нині близько 50-60 % населення світі живе у прибережних областях, що перевищує населення Землі 50 років тому [7]. Це викликало і продовжує викликати глибокі зміни у прибережних морських екосистемах. Понад два мільярди людей у всьому світі споживають дари моря як головне джерело білка і таке споживання продовжує збільшуватись. Інтенсивно розвивається морська аквакультура, яка може спричинити руйнування аутохтонних екосистем [8].

Патогенні мікроорганізми в морському середовищі становлять суттєвий ризик для здоров'я людини. Первинні джерела мікробного забруднення – необроблені чи недостатньо оброблені стічні води населених пунктів та виділення тварин, хоча передача може статися між плавцями або потенційно від морських птахів чи інших представників дикої природи. Одна з головних причин хвороб дарів моря, про які повідомляють, – споживання сирих моллюсків, забруднених стічними водами. Велика кількість епідеміологічної та токсикологічної інформації існує щодо ризиків інфекційних хвороб для людини внаслідок споживання забруднених дарів моря та інших шляхів впливу морського середовища. Вони включають споживання забруднених дарів моря, випадкове заковтування морської води (при купанні, плаванні, морських видах спорту) і вплив води на шкіру [9].

Мікробні агенти моря, як етіологічні чинники воднообумовлених хвороб, ранжуються у міру поширеності так: віруси — бактерії — найпростіші. Головними джерелами вірусних інфекцій є морські двостулкові моллюски, такі як устриці. Наприклад, норовірус викликає 23% зареєстрованих водних спалахів гастроентериту. Серед бактерій *Vibrio vulnificus* є збудником ранових інфекцій. Інші *Vibrio spp.*, токсигенна *E.*

coli, *Shigella spp.* та *Salmonella spp.* можуть також інфікувати людину при ковтанні забрудненої води. Інформація щодо виживання цих хвороботворних організмів у морській воді обмежена.

Дані про найпростіших та їх потенційний вплив на здоров'я рекреантів і осіб, які споживають морські продукти, вкрай обмежена. *Cryptosporidium spp.* накопичується в моллюсках, але дотепер ні про які спалахи, пов'язані з цим збудником у контексті споживання морепродуктів, не повідомлялося.

За даними [10] інфекції в результаті впливу морської води на рекреантів та при виконанні робіт кількісно та якісно зростають та представлені різними нозоформами, включаючи шлунково-кишкові, шкірні, легеневі, очні, інфекції вуха, носа та горла. Крім цього, діти наражаються на більший ризик і більш сприйнятливі до інфікування [11].

У роботі [12] вивчено контамінацію морської води ентерококами, як загальними фекальними індикаторами, та антибіотикорезистентним *Staphylococcus aureus*, джерелом яких можуть бути купальщики. Передбачається, що останніми крім ентерококів у воду паралельно виділяються інші патогенні мікроорганізми. Ці дослідження проводилися в прибережній зоні моря, розташованій у Miami-Dade County (Флорида, США). Встановлено, що купальщики виділяли ентерококи та *S. aureus* на рівні 3×10^5 та 3×10^6 КУО/людини відповідно в перші 15 хвилин з подальшим скороченням на 50 % для *S. aureus* та 40 % для ентерококів у наступних епізодах купання. Це дозволяє припустити: купальщики є спорадичними джерелами забруднення, що слід врахувати у проектуванні моделей якості рекреаційних вод.

Здійснено 16-місячне дослідження екології *Vibrio spp.* та патогенних видів *Vibrio* у прибережних відкладах (бентосі) Середземного моря [13]. Використовували аналіз множин-

ної регресії, щоб показати головні чинники довкілля, на які впливає бентос. Крім цього, вивчено асоціацію між вібріонами та мешканцями осаду, які є головними компонентами бентосних екосистем. Найчастіше зустрічалися потенційно патогенні для людини види *V. cholerae*, *V. vulnificus* та *V. parahaemolyticus*. Наявність у морській воді 60 % загальної кількості культурабельних *Vibrio* пояснюється температурою (40 %), солоністю (13 %) та концентрацією органічних речовин (7 %). У бентосі це стосувалося лише температури. Не знайдено кореляцію між культурабельними *Vibrio spp.* та копеподами в осаді, негативна кореляція була знайдена між *Vibrio spp.* та нематодами (*Terschellingia*, *Molgolaimus* та *Halalaimus*), які становили майже 90 % загальної кількості бентосних форм. Автори дійшли висновку, що гідробіонти морського бентосу є резервуаром *Vibrio spp.* та потенційно патогенних вібріонів, екологічні особливості яких суттєво відрізнялися від зазвичай виявлених у морській воді.

В роботі [14] вивчені рівні контамінації культурабельними *V. vulnificus* з геном *vvh* (*V. vulnificus* гемолізін ген) та *V. parahaemolyticus* з геном *tlh* (термолабільний гемолізін ген, властивий *V. parahaemolyticus*), *tdh* (термостабільний *parahaemolyticus*) та *trh* (*tdh*-пов'язаний гемолізін ген, фактор патогенності *V. parahaemolyticus*) прибережних вод штатів Міссісіпі та Алабама. За 19-місячний період здійснення вибірки основним фактором впливу на вібріони у воді, устрицях та осаді була температура морської води (SST). Аналіз регресії показав, що у SST була суттєва асоціація з *vvh* і *tlh* у воді та устрицях, тоді як солоність була значно пов'язана з вібріонами у воді. Рівні хлорофілу у воді корелювали з *vvh* в осаді та устрицях і з патогенним *V. parahaemolyticus* (*tdh* і *trh*) у воді. Крім цього, каламутність була істотним фактором для *V. parahaemolyticus* у всіх об'єктах (вода, устриці та осад). Це дослідження ідентифікувало (і) культурабельні вібріони

у зимових зразках осаду, (ii) засновані на екологічній ніші відмінності у кількості вібріонів, (iii) кореляцію між екологічними параметрами та кількістю вібріонів.

Оцінено присутність патогенних для людини мікроорганізмів у морських відкладах прибережної пляжної зони з розрахунком кореляції між особливостями відкладень та вмістом мікроорганізмів [15]. Зразки було відібрано у двох невеликих затоках центрального Адріатичного узбережжя. Досліджено фекальні індикатори, види *Salmonella* та *Vibrio*, кишкові віруси. У деяких зразках індекси фекальних індикаторів перевищували допустимі. Сальмонели не знайдено. Ізольовано *Vibrio* та кишкові віруси. Наголошується на важливості аналізу морських відкладень до визначення якості прибережних вод.

Результати мікробної характеристики вод та відкладень 18 прибережних зон для купання південно-західного узбережжя Піренейського півострова показали наступне [16]. Відібрано два індикатори фекального забруднення: фекальні коліформи (FC) та *Clostridium perfringens* (CP). Показано, що низькі концентрації FC і CP у воді не обов'язково означають, що їхня концентрація в осаді повинна бути також низькою. Найвищі концентрації знайдені у гирлах річок. Концентрації FC були нижчими за CP у більшості точок здійснення вибірки. Продемонстровано, що параметр CP може бути добрим індикатором фекального забруднення в рекреаційних водах.

Метою роботи [17] була оцінка кореляцій між мікроорганізмами для ідентифікації можливих джерел забруднення на двох пляжах Hobie Beach та Crandon Beach у графстві Miami-Dade (Флорида, США). Як індикатори використовували ентерококи, *E. coli*, фекальні коліформи, загальну кількість коліформ і *C. perfringens*. Якість води щодня часто перевищувала нормативні рівні на Hobie Beach для всіх індикаторів, за винятком фекальних коліформ. Крім загальної

кількості коліформ концентрації мікробів між сезонами значно не змінювалися, незважаючи на те, що метеорологічні та фізико-хімічні параметри (дощ, температура, рН та солоність) суттєво варіювали між двома періодами контролю. Концентрації бактерій були достовірно різними залежно від відстані до берегової лінії. Найвищі концентрації спостерігалися в точках берегової лінії та зменшувалися у міру віддалення від берега. Крім цього, найвищі концентрації мікробних індикаторів спостерігалися у припливній хвилі, що омиває берегову смугу. Береговий пісок у цій зоні показав позитивний результат по всіх індикаторах, а джерелом забруднення цієї зони є люди, тварини та, можливо, виживання та зростання мікробів. Загалом результати цього дослідження показали, що концентрації мікробів-індикаторів не обов'язково корелюють один з одним.

У дослідженні [18] оцінено присутність мікробів — індикаторів та патогенних мікроорганізмів та асоціації між ними та навколишнім середовищем у субтропічній рекреаційній морській прибережній зоні південної Флориди, на яку впливають спорадичні джерела забруднення. Дванадцять зразків води та вісім зразків піску були чотири рази відібрані під час припливу або відливу при різній інсоляції. Дослідження включали фекальні бактерії-індикатори (FIB) (фекальні коліформи, *E. coli*, ентерококи та *Cl. perfringens*), маркер-пов'язане з людиною мікробне джерело (MST) (поліомавірус людини [HPyVs] та *Enterococcus faecium*), патогенні мікроорганізми (*V. vulnificus*, *S. aureus*, ентеровірус, норовірус, вірус гепатиту, *Cryptosporidium spp.*) Концентрації FIB у воді були нижчими за нормативні у трьох з чотирьох відборів, патогенні мікроорганізми та маркерні гени не виявлені. Рівні FIB перевищили нормативні в одному випадку і це супроводжувалося виявленням HPyVs та патогенних мікроорганізмів, включаючи *V. vulnificus* у піску та воді, *Giardia*

spp. у воді та *Cryptosporidium spp.* у зразках піску. Підвищені рівні мікробного забруднення були виявлені у воді приливної хвилі та при низькій інсоляції.

Мета дослідження [19] полягала у пошуку кореляцій між патогенними мікроорганізмами, грибами, гельмінтами, фекальними мікробами-індикаторами та факторами зовнішнього середовища у піску субтропічного пляжу в Майамі (Флорида, США). Зразки піску було відібрано та проаналізовано протягом 6 днів. Знайдено зворотну кореляцію між вологістю та більшістю мікробів-індикаторів. Суттєві асоціації були ідентифіковані між деякими мікробами-індикаторами, личинками нематод та дріжджовими грибами роду *Candida*, які раніше рідко оцінювалися в цьому контексті. Результати показують, що мікроби-індикатори можуть вказувати на присутність деяких патогенних мікроорганізмів, включаючи метицилін — стійкі форми *S. aureus*, і бути корисними при мікробіологічному контролі пляжного піску.

Віншому дослідженні [20] оцінювали кореляцію мікробів-індикаторів, фізико-хімічних параметрів з патогенними мікроорганізмами у субтропічному естуарії. Вимірювання включали аналіз фізико-хімічних параметрів (рН, солоність, температура і каламутність), вимірювання бактеріальних індикаторів (ентерококи, фекальні коліформи, *E. coli* та загальна кількість коліформ), вірусні індикатори (соматичний фаг та коліфаг MS2), віруси (ентеровірус) та патогенні найпростіші (*Cryptosporidium* та *Giardia*). Для всіх патогенів результати були негативними, за винятком одного зразка, де виявлено культурабельний реовірус. Відомі фізико-хімічні параметри для цього зразка включали низьку солоність (<1ppt) та високу температуру (31°C). Бактерії-індикатори та віруси — індикатори для цього зразка були нижчими за такі для прісної води. Передбачається, що високі рівні бактеріальних та вірусних індикаторів пов'язані з низькою солоністю.

У роботі [21] проаналізовано зразки осаду у рекреаційних прибережних зонах (затока Моркам, Ланкашир, Великобританія), вода яких відповідала вимогам Євросоюзу до води для купання. Вивчали кампілобактери, сальмонели, фекальні колиформи та фекальні стрептококи за 12-місячний період. Кампілобактери показали сильну сезонність: були відсутні в літні місяці, але завжди були взимку. Головними ізолятами були *C. lari* та UPTC (уреаза – позитивний термофільний кампілобактер), у яких хазяєвами є птахи. *C. jejuni*, *C. coli* та сальмонела у відкладеннях були відсутні. Фекальні колиформи та фекальні стрептококи ізольовані протягом року без очевидних сезонних змін кількості. Не зазначено помітної залежності між числами кампілобактерів та фекальних індикаторів. Фекальні індикатори були знайдені переважно у поверхневих шарах відкладень та зменшувалися у числі зі збільшенням глибини. Кампілобактери були обмежені поверхневим шаром. Порівняння рівнів контамінації води та відкладень показало, що у воді міститься близько 0,1 % загальної кількості фекальних колиформ, 0,01 % фекальних стрептококів та 1 % кампілобактерів від кількості у відкладеннях. Іншими словами, відкладення діють як резервуар для бактерій, особливо фекальних індикаторів. Під час хвилювання моря чи шторму відкладення є джерелом значного забруднення прибережних вод.

У липні 1999 р. рекреаційні бактеріальні стандарти якості води океану в Каліфорнії були розширені: від загальної кількості колиформ (ТС) до вимог стандартного тестування на три бактеріальні індикатори: ТС, фекальні колиформи (ФС) та ентерококи (ЕС). У зв'язку з цим проведено три дослідження рекреаційних вод уздовж південної Каліфорнійської берегової лінії від Санта-Барбари до Сан-Дієго [22]. Два дослідження проводилися під час сухої погоди (зима-літо) та одне після великого шторму. У кожному дослідженні зразки

були відібрані на більш ніж 200 ділянках, різних за можливим ступенем забруднення. Під час сухих погодних умов зразки відібрали щотижня протягом 5 тижнів. У разі шторму дослідження проводили приблизно через 24 години після шторму. Три бактерії-індикатори були визначені на кожній ділянці і результати були порівняні зі стандартами (ТС > 10 000; FC > 400 та ЕС > 10⁴ КУО/100 мл). ЕС перевищували стандарт найчастіше. У перших двох дослідженнях (зима-літо) ЕС не відповідали стандартним вимогам у 99% та 60% порівняно з FC (56%) та ТС (40%) взимку. Збільшення нестандартних зразків для ЕС не залежало від точки відбору (берег, скеляста ділянка, естуарій). Ці результати свідчать, що заміна стандарту ТС на стандарт ЕС призведе до п'ятикратного збільшення кількості нестандартних проб води прибережної зони під час сухої погоди (літо) та подвоєння під час вологої погоди (зима), а загалом – до восьмиразового збільшення. Це призведе до зростання обмежень та закриття пляжних зон.

Визначали рівні та розподіл видів ентерококів у морських відкладеннях приливної зони та прибережних водах на двох берегах, де часто фіксувалися порушення стандартів якості води за бактеріологічними показниками [23]. Високі рівні ентерококів виявлені у відкладеннях приливної зони та біля випуску колектора зливових вод. Низькі рівні знайдені у морських відкладеннях у глибинах близько 10 м та у піску зони прибою. Переважні види у воді та осаді включали *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. hirae*, *E. casseliflavus* та *E. mundtii*. На обох ділянках дослідження розподіл видів у воді можна було порівняти з таким у відкладеннях. Автори роблять висновок: оскільки ентерококи постійно присутні у відкладеннях, специфіка цих бактерій як індикатора фекального забруднення є сумнівною.

У роботі [24] вивчено виживання культурабельних фекальних коліформ, фекального стрептокока та спор *S.*

perfringens у прісноводних та морських відкладеннях у ділянках поблизу випуску стічних вод. За винятком *S. perfringens*, загибель бактерій до 10 % їх вихідних чисел відбувалася і в морських, і в прісноводних відкладеннях протягом 85 днів. У морському осаді було виявлено *E. coli*, які протягом експерименту (68 днів) залишалися культурабельними. Це означає, що осад забезпечує сприятливе середовище для бактерій.

Незважаючи на визнаний потенціал тривалого виживання або навіть розмноження бактерій індикаторів фекального забруднення (FC) у морських донних відкладеннях, увага до цього важливого питання ігнорується. Автори роботи [25] провели великомасштабне дослідження морського узбережжя (50 км) Адріатичного моря у глибинах від 2 до 5 м. Фекальні коліформи (FC) знайдені у великій кількості на більшості ділянок. Ідентифікація ізолятів FC ($n = 113$) показала широку генотипну різноманітність, при цьому в пробі з однієї точки відбору 44 з 109 штамів *E. coli* належали до груп B2 і D. Подальша характеристика B2 і D на присутність 11 генів факторів вірулентності (*foc*, *afa*, *eaeA*, *ibeA*, *traT*, *hlyA*, *stx1*, *stx2*, *aer*, *fyuA*) свідчить, що 90% B2 і 65% D були позитивні для принаймні одного з них. Ці результати вказують, що прибережні донні відкладення можуть представляти потенційний басейн для коменсальних та патогенних *E. coli* і що розподіл *E. coli* у таких відкладах значною мірою залежить від їхнього фізичного та трофічного статусу. Автори роблять висновок, що майбутні проекти дизайну досліджень та контролю мікробіологічної якості морських прибережних зон повинні включати аналіз донних відкладень з молекулярними методами додатково до культивування мікроорганізмів.

Як показано в австралійській роботі [26], джерелом потенційно ентеротоксигенної *E. coli* є стічні води, що скидаються у море. Автори досліджували поширеність та стабільність наявності штамів *E. coli* на чотирьох підприємствах об-

робки стічних вод (STPs) у субтропічній області Квінсленду. Використання біохімічного методу фінгерпринтування 264 штамів *E. coli* дозволило згрупувати їх або в простий, або в загальний біохімічний фенотип (S-BPT і C-BPT відповідно). Ці штами були також перевірені на філогенетичні групи та 12 генів вірулентності, пов'язаних з кишковими та позакишковими штамми *E. coli*. Порівняння BPT на різних стадіях обробки показало, що певні BPT були знайдені в двох або всіх стадіях обробки. Ці BPTs склали найвищу пропорцію штамів *E. coli* у кожному STPs і належали головним чином до філогенетичної групи B2 і, меншою мірою, до групи D. Гени вірулентності, пов'язані з кишковими *E. coli*, не були знайдені серед виділених ізолятів, але 157 штамів (59,5%), що належали до фенотипу C-BPTs, несли один або більше генів вірулентності, пов'язаних з уропатогенними штамми. З них 120 штамів (76,4%) належали семи постійним C-BPTs, які знайдені у всіх чотирьох STPs. Ці результати показують, що певні клонові групи *E. coli* з особливостями вірулентності штамів уропатогенів можуть зберігати життєздатність в процесі обробки стічних вод. Ці штами були поширені на всіх STPs і склали найвищу пропорцію штамів у різних резервуарах обробки кожного STPs.

В огляді [27] наводяться результати досліджень, згідно з якими *E. coli* може стати «натуралізованою» до ґрунту, піску, відкладень та морських водоростей в помірній, субтропічній та тропічній зоні. Це явище порушує проблеми щодо тривалого використання цієї бактерії як індикатора фекального забруднення. Автори обговорюють співвідношення між *E. coli* та фекальним забрудненням і використання цієї бактерії як індикатора фекального забруднення.

Дослідження [28] показало невідповідність рекреаційних вод у затоці Ньюпорт-Бей, (Каліфорнія) цільовим показникам якості. Дані бактеріальних індикаторів вказують на те,

що перевищення цільових показників якості води є тимчасово спорадичними, географічно обмеженими та найчастіше трапляються протягом пори року та/або в районах затоки, де рекреація є низькою або відсутньою. Модель передачі захворювання дала змодельовані оцінки ризику для відпочинку в затоці, які були нижчими від прийнятих US EPA (0,9 захворювань на 1000 заходів відпочинку). Прогнозується, що заходи контролю, спрямовані на зменшення навантаження патогенів у Ньюпорт-Бей, зменшать ризик додатково на 16%-50%. Результати цього дослідження вказують на те, що для інтерпретації наслідків фекального забруднення рекреаційних вод для здоров'я населення може знадобитися більш суворий підхід, ніж зараз використовується.

Фекальне забруднення залишається серйозною проблемою для управління якістю рекреаційних вод в усьому світі. У відповідь на це зростає інтерес до використання методів кількісної ПЛР у реальному часі (qPCR) для отримання повідомлення в той же день про якість рекреаційної води та пов'язаний із цим ризик для здоров'я населення, а також для характеристики джерел фекального забруднення для цілеспрямованого реагування. Однак успішне широке впровадження цих технологій вимагає розробки та доступу до високоякісного стандартного контрольного матеріалу. Повідомляється [29] про єдину лабораторну оцінку продуктивності qPCR стандартного еталонного матеріалу Національного інституту стандартів і технологій 2917 (NIST SRM® 2917). Експерименти з продуктивністю вказують на створення стандартних кривих із ефективністю підсилення в діапазоні від $0,95 \pm 0,006$ до $0,99 \pm 0,008$ і значеннями коефіцієнта детермінації ($R^2 \geq 0,980$). Незалежно від аналізу qPCR варіабельність у повторних вимірюваннях на кожному рівні розведення була дуже низькою (стандартні відхилення порогу кількісного визначення $\leq 0,657$) і демонструвала характер-

ну для стандартних кривих qPCR тенденцію. Результати показали, що NIST SRM® 2917 працює з усіма методами qPCR. Майбутнє використання цього контрольного матеріалу вченими та менеджерами з якості води має допомогти зменшити варіабельність оцінок та зробити результати більш узгодженими між лабораторіями.

У роботі [30] оцінювали бактеріальні популяції на спорідненість між усіма гіпотетичними фекальними джерелами та рекреаційними водами зони серфінгу для двох міських пляжів Каліфорнії шляхом секвенування генів кодування 16S рПНК, і аналізу даних за допомогою програм SourceTracker і FEAST. Морські бактеріальні популяції домінували в зоні прибою, тоді як фекальні (людини, собаки або чайки) або стічні води (або очищені стоки очисних споруд) були присутні в низьких пропорціях. Виходячи з відносної кількості родів бактерій, які конкретно пов'язані з фекаліями людини, кількості HF183 у бактеріальних популяціях, а також результатів FEAST і SourceTracker при порівнянні з HF183, основними джерелами HF183 у водах зони серфінгу були фекалії людини та очищені стоки очисних споруд. У той час як пропорції послідовності зони прибою з людських джерел (фекалії, стічні води та очищені стоки з очисних споруд) не корелювали з попередньо отриманими результатами qPCR HF183, пропорції фекалій людини та послідовностей потенційних патогенів людини у водах зони прибою підвищувалися, коли було більше плавців (тобто у другій половині дня робочих днів, у свята та на вихідні, а також на змаганнях). Це підтверджує раніше опубліковані висновки на основі qPCR про те, що купальщики сприяють низькому рівню фекального забруднення морської води. Секвенування бактеріальних популяцій також показало, що очищені стоки очисних споруд потрапляли в зону прибою. Таким чином, секвенування бактеріальних популяцій не

тільки підтверджує виявлення маркерів людини на основі qPCR HF183, але також дозволяє підтвердити фекальні джерела, для яких результати кількісного визначення окремих маркерів можуть бути сумнівними.

Метод оцінки мікробного ризику (QMRA) був застосований для оцінки ризику для здоров'я населення від впливу інфекційних мікроорганізмів у зонах купання трьох річок у Бангладеш [31]. QMRA оцінила ймовірність захворювання внаслідок випадкового проковтування річкової води, що потрапила під вплив неочищених стічних вод. Спрощений QMRA базувався на середніх концентраціях чотирьох еталонних патогенів *Escherichia coli* (*E. coli*) O157:H7, *Cryptosporidium spp.*, норовірусу та ротавірусу відносно бактерії-індикатора *E. coli*. Ризик для здоров'я населення оцінювався як ймовірність інфікування та захворювання від одноразового контакту з купальщиками. Ризик захворювання становив від 7 до 10% для *E. coli* O157:H7, від 13 до 19% для *Cryptosporidium*, від 7 до 10% для норовірусу та від 12 до 17% для ротавірусу. Загальний ризик захворювання на річках був дещо вищим у дітей (9–19%) порівняно з дорослими (7–16%). Ризик захворювання в осіб, які піддавалися купанню в річці, був неприйнятно високим, перевищуючи прийнятний ризик USEPA 3–6 захворювань на 100 випадків купання. Це дослідження дає основу для зменшення тягаря захворювань серед населення шляхом застосування належного управління ризиками. Висновки та методи цього дослідження будуть корисними для інших країн із подібними соціально-економічними та географічними умовами.

Моніторинг фекального забруднення все ще покладається на підрахунок *E. coli*, незважаючи на те, що цей мікроорганізм може виживати протягом тривалого періоду часу та, як було показано [32], легко переноситься з піску в навколишні води через хвилі та стоки, таким чином більше не

відображаючи нещодавніх подій фекального забруднення. Експериментально показано, що незалежно від джерела хазіяїна певні генетично відмінні підгрупи або філотипи виживають довше за інші в умовах, типових для пляжів Великих озер. Виявлено, що поживні речовини є основним рушієм виживання та можуть справді сприяти росту, а присутність місцевих мікроорганізмів модулює ці ефекти. Ці відомості про динаміку та чинники виживання покращають інтерпретацію вимірювань кишкової палички на пляжах і сформулюють стратегії, які можуть зосередитися на зменшенні надходження поживних речовин на пляжі або підтримці міцного природного мікробіому в пляжному піску.

Збільшення інфекцій *Vibrio spp.* пов'язано зі зміною клімату, зокрема з нагріванням морської води та спекою. Однак існує явний брак досліджень патогенних *Vibrio spp.* в помірному Північному морі, особливо в Німецькій затоці дослідження на вібріони все ще нечасті. Це дослідження [33] зосереджено на просторово-часовій кількісній оцінці та характеристиках патогенності *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* і *V. cholerae* протягом 14 місяців. Видоспецифічна MPN-PCR, проведена на селективно збагачених пробах поверхневих вод, виявила сезонні закономірності всіх трьох видів із підвищеною чисельністю протягом літніх місяців. Тривалий період теплої морської води збігся з тривалою наявністю *Vibrio spp.* у морській воді Німецької затоки. Температура та нітрит були факторами, що пояснювали численні варіації *Vibrio spp.* Специфічна детекція патогенних маркерів методом PCR виявила наявність trh-позитивного *V. parahaemolyticus*, патогенного *V. vulnificus* (nanA, manIIA, PRXII) та *V. cholerae* серотипу O139. Крім того, просторово-часові варіації профілей вірулентності *V. cholerae* з кількома допоміжними генами, асоційованими з вірулентністю, дозволили виявити гемолізін варіанту Ель-Тор (hlyAET),

ацилтрансферазу кластера повторів у токсинах (rtxC), *Vibrio* 7th pandemic island II (VSP-II), систему секреції типу III (TTSS) і токсин холікс (chxA). Загалом це дослідження підкреслює, що патогенні для людини *Vibrio spp.* містять резервуар асоційованих з вірулентністю генів у Німецькій затоці, особливо в естуарних регіонах. Через їх відому велику генетичну пластичність можлива поява високопатогенних штамів *V. cholerae*. Зокрема, наявність *V. cholerae* серотипу O139 є незвичайним і потребує термінового постійного спостереження. Враховуючи прогнози щодо подальшого потепління та частіших хвиль спеки, патогенні для людини *Vibrio spp.* слід серйозно розглядати як розвиток ризику для здоров'я людини в Німецькій затоці.

В Айові (США) проведено широке дослідження для оцінки взаємозв'язку між забрудненням кишковою паличкою води прибережних пляжів і пляжними пісками в трьох рекреаційних пляжних/озерних системах [34]. Результати показують, що концентрації *E. coli*, які спостерігаються у водах для плавання, постійно відрізняються від концентрацій у відкритому озері. Концентрації кишкової палички у воді для плавання корелювали з підвищеним рівнем *E. coli* на пляжі. Зразки, зібрані з піску пляжу, виявили концентрацію, яка у 86 500 разів перевищує концентрацію у прилеглих водах для плавання. Результати цього дослідження вказують на те, що піски прибережних пляжів служать основним джерелом фекальних індикаторних бактерій (FIB).

Поява кишкових вірусів людини на пляжах для купання становить потенційний ризик для здоров'я плавців. Вони можуть надходити з кількох джерел, але розуміння сезонного внеску джерел зараження у появу вірусу все ще відсутнє. У січні–грудні 2018 року було проведено спостереження за кишковими вірусами людини на першому пляжі для купання в Циндао (Китай) [35]. Для визначення джерела вірус-

ного зараження аналізували на часовому та просторовому рівнях поширеність кишкових вірусів за допомогою кількісної полімеразної ланцюгової реакції (qPCR). В зоні для плавання були знайдені лише астровіруси (AstVs) і аденовіруси (HAdVs). Їх поява суттєво корелювала із забрудненою стічними водами територією, але HAdV були виявлені лише восени, а AstV навесні. Тим часом кишкові віруси в зоні для плавання показали значно вищі рівні, ніж в оточенні, особливо AstV влітку серед великої кількості плавців. Усі ці дані свідчать про те, що скидання стічних вод (1) і плавці (2) сприяють забрудненню вірусами за сезонною схемою, причому перші більш зосереджені в теплу пору року (навесні та осені), а другі – у жаркі пори року (влітку). Ці результати показують, що для покращення здоров'я населення на пляжах для купання слід уникати скидання стічних вод і натовпу плавців, як небезпечних умов для купання.

Якість прибережної води стикається з дедалі більшою загрозою через діяльність людини. Забруднення стічними водами створює значний ризик для навколишнього середовища та здоров'я населення. Автори [36] мали на меті дослідити наявність резистентних до антибіотиків *Enterococcus* у пляжних водах. Протягом 10 місяців зразки були зібрані з чотирьох пляжів у штаті Сан-Паулу (Бразилія). Ізоляти *Enterococcus* пройшли секвенування для точної ідентифікації роду та виду. Антимікробну чутливість до 14 антибіотиків оцінювали за допомогою методу дискової дифузії з подальшою класифікацією за мультирезистентністю (MDR). Для виявлення генів антимікробної резистентності (ARG) використовували метод qPCR-ампліфікації. Результати показали поширеність *Enterococcus faecalis*, *E. faecium* та *E. hirae*. Зі 130 ізолятів 118 були стійкі до кількох антибіотиків. Виявлення генів резистентності довело потенційну передачу стійкості до антибіотиків у навколишньому середовищі.

Висновки підкреслюють необхідність постійних досліджень і нагляду для покращення розуміння механізмів патогенності та протимікробної резистентності *Enterococcus*, що має вирішальне значення для впровадження ефективних заходів для збереження цілісності прибережних екосистем.

Escherichia coli містить високий рівень генетичного різноманіття. Як правило її пов'язують з кишечником теплокровних тварин і людини. Але відомо існування *E. coli* у вторинних середовищах поза господарями. Автори [37] використали ізоляти *E. coli*, виділених у фактичних умовах пляжу, для геномного аналізу на популяційному рівні з метою ідентифікації додаткових генів виживання у середовищі пляжного піску. Штами *E. coli*, здатні виживати, були відібрані шляхом посіву ізолятів, що походять із піску, стічних вод і відходів чайок (n=528; 176 з кожного джерела). Встановлено, що виживання в навколишньому середовищі було пов'язане з великою різноманітністю генетичних факторів, більшість з яких відповідає метаболічним ферментам і транспортним білкам. З 414 ідентифікованих унікальних функцій більшість були присутні у філогрупах *E. coli*, за винятком B2, який часто асоціюється з патогенами людини. Генні модулі, які були збагачені в популяціях, що вижили, включали шлях біосинтезу бетаїну, який виробляє осмопротектор, і шлях біосинтезу ГАМК (гамма-амінобутирату), який сприяє гомеостазу рН і універсальності використання поживних речовин. Загалом ці результати демонструють, що генетична гнучкість цього виду дозволяє виживати в навколишньому середовищі протягом тривалих періодів.

Прісноводні види спорту наражають спортсменів на контакт з патогенними мікроорганізмами у водному середовищі та можуть призвести до інфікування. Автори [38] мали на меті оцінити поширеність інфекційних захворювань, пов'язаних із прісноводними видами спорту. серед плавців

в Бретані, Франція. Отит, кон'юнктивіт і подразнення шкіри/свербіж шкіри були найпоширенішими захворюваннями. Незважаючи на високий рівень знань про профілактичні заходи, їх виконання спортсменами та клубами залишається низьким. Необхідні подальші дослідження, щоб визначити практики, пов'язані з інфекційним ризиком у прісноводних видах спорту.

Дослідження [39] мало на меті встановити контрольні показники критичної концентрації на основі ризику для значущих кишкових патогенів, наприклад, норовірусу, ротавірусу, аденовірусу, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia lamblia*, *Campylobacter jejuni*, *Salmonella spp.* та *Escherichia coli* O157:H7. Застосовуючи контрольний показник ризику 0,036 до морського та прісноводного середовища, дослідження визначило найнижчі критичні концентрації для дітей, які є найбільш сприйнятливою групою. Норовірус, *C. jejuni* та *Cryptosporidium* показали найнижчі середні критичні концентрації для вірусів, бактерій та найпростіших відповідно: 0,74 GC, 1,73 КУО та 0,39 життєздатних ооцист на 100 мл відповідно у прісній воді для дітей. Отримані дані можуть надати основу для моделі встановлення порогових значень патогенів у рекреаційних водах. Це допоможе органам охорони здоров'я в прийнятті рішень, посиленні моніторингу патогенів та покращенні точності тестування якості води для покращеного захисту здоров'я.

Забруднені стічними водами рекреаційні води часто використовуються для катання на човнах, каное, риболовлі, каякінгу та веслування. Однак мало що відомо про ризики для здоров'я, пов'язані з цими розважальними видами відпочинку на воді з обмеженим контактом.

У роботі [40] оцінили частоту захворювань та їх тяжкість, зв'язок між впливом води та захворюванням, а також ризик захворювання, пов'язаного з відпочинком на воді з обмеже-

ним контактом у водах, забруднених стоками стічних вод, і на водах, дозволених для відпочинку загального користування (таких як плавання).

Для телефонного опитування (Чікаго, США) було задіяно 11 297 учасників. Контрольна група представляла осіб, які відпочивали без контакту з водою. Виявлено, що відпочинок на воді з обмеженим контактом був пов'язаний з розвитком гострого шлунково-кишкового захворювання в перші 3 дні після відпочинку на воді в обох випадках. На кожні 1000 рекреантів 13,7 і 15,1 випадки захворювань шлунково-кишкового тракту були пов'язані з обмеженим контактом у водах, забруднених стічними водами, і водах загального користування відповідно. Результати вказують на зв'язок обмеженого контакту з рекреаційними водами і підвищеним ризиком шлунково-кишкових захворювань.

Дослідження [41] охарактеризувало ризики для здоров'я, пов'язані з рекреаційним плаванням, спричиненими ентерококами на 13 пляжах Тайваню. Використовували кількісну оцінку мікробного ризику. Результати дослідження показали, що хоча ризики для здоров'я, пов'язані з рекреаційним плаванням, не перевищували прийнятну позначку в 0,019 захворювань щодня на всіх пляжах, на деяких пляжах вони наблизилися до цієї позначки.

Цілі огляду [42] полягали у виявленні випадків забруднення бактеріями, вірусами та найпростішими в прибережному регіоні Тунісу та виробленні рекомендацій щодо подальших досліджень. Фекальні індикатори, такі як *Escherichia coli* та *Salmonella spp.* були виявлені в пробах молюсків і мідій. Види *Vibrionaceae* також були зареєстровані в морській воді, осадах, риби та молюсках у різних місцях з півночі на південь з домінуванням *Vibrio alginolyticus*. Було виявлено, що двостулкові молюски, зібрані з узбережжя Тунісу, містять віруси, а також найпростіші. Крім того, ізоляція мультуре-

зистентних бактеріальних штамів доводить їх значне поширення. Пропонується інтенсивний моніторинг і передові технології очищення стічних вод для покращення якості морської води та збереження біорізноманіття водних організмів. Рекомендується розробка методів швидкого виявлення найважливіших патогенних мікроорганізмів у морепродуктах і морській воді, щоб зменшити ризик для здоров'я людини.

Показано, що вода для купання сприяє передачі захворювань і є резервуаром і шляхом розповсюдження стійких до антимікробних препаратів (ARM) мікроорганізмів. Поточні правила якості води для купання зосереджені на підрахунку фекальних мікроорганізмів-індикаторів і не призначені для виявлення конкретних мікроорганізмів, що переносяться у воді. Це є загрозою для громадського здоров'я від антибіотикорезистентних (ARB) бактерій або вірусів. Це дослідження [43] представляє перший загальний огляд наявності водних мікроорганізмів, що становлять занепокоєння для громадського здоров'я у визначених природних водах для купання в Європейському Союзі (ЄС). Мета полягала у критичній оцінці потенційного ризику впливу на людину та оцінці відповідності діючих правил ЄС щодо води для купання для захисту здоров'я населення. Це передбачало виявлення та узагальнення всієї літератури, що стосується вибору бактерій (*Campylobacter spp.*, *Escherichia coli*, *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Vibrio spp.*, *Pseudomonas spp.*, ARB), вірусів (Hepatitis spp. ентеровіруси, ротавіруси, аденовіруси, норовіруси) та найпростіших (*Lambliа spp.* і *Cryptosporidium spp.*) у водах ЄС для купання. Шістдесят досліджень було визначено як придатні для включення і дані були вилучені. Включено рецензовані дослідження з 18 країн ЄС, загалом 87 досліджень протягом 35 років, 30% з яких опубліковано між 2011 і 2015 роками. Було визначено різноманітні водойми, 27 досліджень оцінювали виключно

прибережні води. Водні мікроорганізми були класифіковані на три категорії; бактерії, віруси та найпростіші; що становило відповідно 58%, 36% та 17% від загальної кількості досліджень. Загальна кількість зразків у всіх дослідженнях становила 8118, з виявленням одного або кількох мікроорганізмів у 2449 (30%) з них. Віруси були виявлені в 1281 (52%) з усіх зразків, потім бактерії (865 -35%) і найпростіші (303 -12%). Під час оцінки 442 зразків бактерії AMR мали 47% виявлення, що підкреслює їх широке поширення у водах для купання. Результати цього огляду підкреслюють потенційний ризик для здоров'я населення від впливу вод для купання, які зазвичай залишаються непоміченими в рамках поточних параметрів моніторингу.

Рекомендації щодо якості води для відпочинку захищають населення від ризиків для здоров'я, пов'язаних із відпочинком на воді, допомагаючи запобігти неприйнятним концентраціям патогенних організмів у навколишній воді. Однак ризик захворювання пов'язаний як з концентрацією патогенів у воді, так і зі ступенем контакту з цими збудниками. Різні види рекреаційної діяльності можуть призвести до різного рівня контакту з водою, яка містить патогенні мікроорганізми, що передаються через воду.

Автори [44] провели систематичний огляд літератури та мета-аналіз, щоб оцінити ризики захворювання, пов'язані з різними видами рекреаційної діяльності та різними рівнями контакту з навколишніми поверхневими водами. Відібрано 8618 потенційно релевантних досліджень для кількісних показників ризику, використовуючи критерії включення/виключення, встановлені заздалегідь. Класифіковано рекреаційні заходи у вигляді плавання, контактів, пов'язані зі спортом, мінімального контакту і контакту з піском. Об'єднано відносні ризики за допомогою мета-аналізу випадкових ефектів для категорій несприятливих наслідків

для здоров'я, що представляють шлунково-кишкові захворювання, респіраторні захворювання, шкіру, очі, вуха, ніс, горло та застуду/грип.

Визначено 92 дослідження, які відповідають критеріям включення. Зведені оцінки ризику вказують на значне підвищення частоти захворювань шлунково-кишкового тракту з категоріями рекреаційної активності: плавання (2,19, 95% ДІ: 1,82, 2,63); контакти, пов'язані зі спортом (2,69, 95% ДІ: 1,04, 6,92); незначне підвищення частоти захворювань шлунково-кишкового тракту з мінімальним контактом (1,27, 95% ДІ: 0,74, 2,16). Також виявлено значне підвищення частоти респіраторних захворювань під час плавання (1,78, 95% ДІ: 1,38, 2,29); контактів, пов'язаних зі спортом (1,49, 95% ДІ: 1,00, 2,24); відсутність підвищення частоти респіраторних захворювань при мінімальному контакті (0,90, 95% ДІ: 0,71, 1,14).

Це дослідження показує, що вплив різних видів рекреаційної діяльності є важливою характеристикою при оцінці ризику захворювання, пов'язаного з відпочинком у поверхневих водах.

3.2 Стійкі органічні забруднювачі (СОЗ)

Під час бурхливої індустріалізації після Другої світової війни почалося широке використання стійких органічних забруднювачів (СОЗ). Ці синтетичні хімічні речовини були дешевшими за своїх природних попередників і тому СОЗ були введені в комерційне використання на благо економіки [45]. Вони довели свою ефективність у боротьбі зі шкідниками та хворобами, сільському господарстві, при застосуванні в промисловості тощо. Оскільки СОЗ тривалий час циркулюють у біосфері та передаються від одного виду до іншого через харчовий ланцюг, вони мають серйозний негативний вплив, який десятиліттями загрожує здоров'ю людини та екосистемі

[46]. СОЗ – це небезпечні хімічні речовини, яким нещодавно приділяється велика увага на міжнародному рівні. Вони мають специфічні фізичні та хімічні властивості, що дозволяють їм біоакумулюватися, протистояти розкладанню та переноситися на великі відстані. Поліхлоровані біфеніли (ПХБ), дихлордифенілтрихлоретан (ДДТ) та діоксини є одними з найвідоміших СОЗ. СОЗ були кількісно визначені на кожному континенті та в усіх кліматичних умовах [47].

Стійкість, токсичність, біоаккумуляція та перенесення на великі відстані – це чотири основні властивості СОЗ. Завдяки своїй стійкості до численних процесів навколишнього середовища, включаючи хімічне, біологічне та фотолітичне руйнування, СОЗ зберігаються протягом тривалого часу. Вони погано розчинні у воді та високо розчинні у ліпідах (звідси термін «ліпофільні»), що призводить до їх біоаккумуляції в жирових тканинах живих істот [47]. В результаті харчовий ланцюг біомагніфікується. Тому найвищі концентрації СОЗ виявляються у істот на вершині харчового ланцюга та зазвичай присутні скрізь у навколишньому середовищі та біоті, включаючи людей [48]. Завдяки процесу, відомому як «ефект коника», їхня напівлетючість полегшує їм міграцію на величезні відстані в повітрі або поглинання твердими частинками, що переносяться повітрям або водою [49].

Кожен живий вид, включаючи людину, містить у своєму організмі певну кількість СОЗ, близьку до небезпечного рівня. Навіть найменша кількість СОЗ може загрожувати тканинам тварин і людини, призводити до раку, пошкоджувати нервову систему, спричиняти захворювання імунної системи та спричиняти репродуктивні проблеми та розлади розвитку [50]. Вплив стійких органічних забруднювачів (СОЗ) пов'язують з низкою екотоксикологічних наслідків, включаючи імунотоксичність, вплив на шкіру, вроджені порушення,

рак, зниження репродуктивної функції та загальне скорочення популяції. Численні види дикої природи страждають від імунодефіциту внаслідок впливу певних СОЗ, зокрема ПХБ, хлордану, гексахлорбензолу (ГХБ), діоксинів, токсафену та ДДТ [51, 52]. Вплив СОЗ також спричиняє репродуктивні проблеми і скорочення популяції морських свиней, дельфінів, тюленів та білух. Люди відчувають широкий спектр наслідків для здоров'я, від генотоксичності до репродуктивних аномалій, змін імунної системи, підвищеного ризику раку, ендокринних, нейроповедінкових порушень та збільшення вроджених дефектів, коли піддаються впливу навіть невеликої кількості СОЗ. СОЗ можуть передаватися від матерів до їхніх ненароджених дітей через плаценту та через грудне молоко у ссавців, включаючи людей. Однак важливо пам'ятати, що грудне вигодовування має переваги, які переважають ймовірні занепокоєння.

Вважається, що багато різних процесів згоряння, включаючи ті, що використовуються на електростанціях, промислових котлах, печах, сміттєспалювальних установках та домашньому опалювальному обладнанні, утворюють СОЗ. Повномасштабні спалювальні установки можуть бути значними генераторами СОЗ через величезний масовий потік димових газів, що викидаються установкою. Загальні викиди СОЗ від малих приладів згоряння, таких як побутові дров'яні та мазутні печі, також можуть бути значними через величезну кількість встановлених установок поблизу густонаселених районів [51, 53].

У травні 2001 року близько 90 країн, включаючи Європейський Союз, об'єднали зусилля для створення історичної Стокгольмської конвенції для вирішення проблеми СОЗ. Зараз у конвенції 179 учасників. Дванадцять основних СОЗ, які часто називають «Брудною десяткою», підлягають скороченню або ліквідації згідно з цим договором [47]. До

них належать поліхлоровані дибензо-п-діоксини (ПХДД), ПХБ, поліхлоровані дибензофурани (ПХДФ), токсафен, альдрин, ендрин, ДДТ, хлордан, дільдрин, мірекс, гептахлор та ГХБ. Відтоді до неї були включені трибутилолово та канцерогенні поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) [48, 54]. Конвенція накладає зобов'язання на сторони, включаючи проведення досліджень, визначення забруднених СОЗ територій, ідентифікацію забруднених СОЗ територій, обмеження та викорінення виробництва та використання СОЗ, а також надання фінансової підтримки та стимулів для конвенції. Перш ніж стати стороною, держава або регіональна організація економічної інтеграції повинна подати депозитарію метод сертифікації, прийняття, затвердження або приєднання. СОЗ були відомі як благословення та прокляття, причому останнє зрештою переважувало перше. У статті [55] проведено ретельний аналіз стійких органічних забруднювачів (СОЗ) та їх класифікацій, а також їхніх джерел, характеристик, впливу на навколишнє середовище та живі організми в усьому світі, стратегій пом'якшення наслідків тощо.

3.2.1 Класифікація СОЗ

СОЗ – це небезпечні органічні сполуки, які розкладаються природним шляхом в атмосфері протягом тривалого часу та можуть накопичуватися в живих організмах та екосистемах. Через стійкість СОЗ в екосистемах, біологічне збільшення та накопичення в екосистемах, а також їхній серйозний негативний вплив на здоров'я людини, існують значні занепокоєння щодо них на глобальному рівні. СОЗ поділяються на три різні групи: пестициди, хімічні речовини, що використовуються в промисловості, та ненавмисне створення [56, 57].

3.2.1.1 Навмисні СОЗ

Розрізняють дві категорії СОЗ, навмисні та ненавмисні [58]. Навмисні стійкі органічні забруднювачі (СОЗ) складаються з пестицидів та промислових хімікатів, тривале використання яких шкодить навколишньому середовищу. Деякі з них — це ПХБ, гексахлорбензоли (ГХБ), альдрин, мірекс та фурани. СОЗ були розроблені приблизно на початку 1920-х років. З бумом у промисловому секторі, після Другої світової війни, комерційно корисні СОЗ почали поширюватися по всьому світу. СОЗ також сприяли збільшенню виробництва сільськогосподарських культур, завойовуючи цю сферу виробництва [58].

Пестициди

Пестициди найбільш позитивно вплинули на економіку. Однак, при перевищенні допустимих меж вони мають негативний вплив на різні аспекти навколишнього середовища та людей через їх повсюдне проявлення та токсичність. Тому слід докласти зусиль для зменшення залишків пестицидів шляхом належного використання та ефективного виявлення [59].

Деякі з найпоширеніших пестицидів – це ПХБ, пентахлорфенол, діоксини (дибензофурани), ДДТ, ГХБ, мірекс, альдрин, хлордан та токсафен.

Такі методи, як хроматографія та мас-спектрометрія, виявилися корисними для виявлення пестицидів [60, 61]. Металоорганічні каркаси (MOF) вважаються досить ефективними для виявлення стійких органічних забруднювачів (СОЗ). У MOF ліганди – це пов'язані іони металів або кластери, які створюють тривимірні структури [62]. MOF з чітко визначеними кристалічними структурами та порівняно високою пористістю можуть у деяких випадках досягати понад 7000 м²/г [63].

Хімікати промислового використання

Деякі промислові хімічні речовини, що значною мірою сприяють забрудненню, це перфторовані сполуки, полібромовані дифенілові ефіри (ПБДЕ), ДДТ та ПХБ. Ці хімічні речовини мають негативний вплив на дику природу через скидання хімічних речовин у струмки, річки та озера, що часто призводить до біоаккумуляції токсинів у хижаках верхнього трофічного рівня через харчовий ланцюг [64, 65]. Вищі концентрації стійких органічних сполук (СОЗ), що містяться в їжі, мають хронічні негативні наслідки для здоров'я, включаючи рак, нейротоксичність, порушення ендокринної системи та пошкодження плода, що розвивається [66, 67].

3.2.1.2 Ненавмисні СОЗ

Ненавмисно вироблені СОЗ (UP-POPs) – це небажані побічні продукти, що утворюються під час хімічних процесів. Ненавмисні СОЗ є леткими та токсичними, і створюють небезпеку для здоров'я. Деякі з поширених UP-POPs – це ГХБ, ПХДФ, ПХБ та ПХДД [58]. Поліхлоровані нафталіни – це окремих клас СОЗ, які можуть утворюватися в результаті різноманітних процесів та термічних процедур [68, 69]. Основними джерелами UP-POPs є спікання залізної руди, спалювання побутових відходів та матеріали, що контактують з харчовими продуктами [70-72].

Джерела можна загалом класифікувати на первинні та вторинні. Термін «первинні» описує джерела, рівні викидів яких можна контролювати. Вторинні джерела, які також називають повторними викидами, – це ті, рівні викидів яких неможливо контролювати.

Первинні джерела виробляють СОЗ навмисно для однієї або кількох цілей, ненавмисно як побічні продукти промис-

лової діяльності або випадково у відповідь на діяльність людини [73].

З дюжини СОЗ, спочатку названих Стокгольмською конвенцією, вісім є пестицидами. Це ГХБ, дільдрин, альдрин, гептахлор, ДДТ, ендрин, мірекс та хлордан. Ці пестициди використовуються, оскільки вони хімічно стабільні в екологічних умовах. Пестициди, такі як конгенери токсафену, мають період напіврозпаду 14 років, а деякі були виявлені як залишки у воді більш ніж через десять років після їх заборони. Продовольча та сільськогосподарська організація ООН (ФАО) визнає значною глобальною проблемою забруднення СОЗ водойм внаслідок використання заборонених та застарілих пестицидів. Через свою близькість до людської діяльності пестициди викликають серйозне занепокоєння в затоках та гаванях. Рівні СОЗ необхідно контролювати, дотримуючись лімітів, встановлених для ґрунтових вод, рибогосподарських вод, питної води та морської води [74].

ПХБ та ПБДЕ є ключовими представниками промислово вироблених СОЗ. Хоча ПХБ досягли піку в минулому, ПБДЕ вироблялися у великих обсягах в останні роки. ГХБ також створювався навмисно, доки Стокгольмська конвенція не заборонила його [75].

3.2.1.3 Ненавмисні побічні продукти

Найпоширенішими СОЗ, що утворюються ненавмисно, є ПХДД та ПХДФ. Наразі рівні викидів та концентрації не можуть бути належним чином оцінені через різноманітність виробництва та використання. Однак можна перерахувати певні надійні джерела, включаючи клінічні відходи, викиди з агломераційних заводів, чорної та сталеливарної промисловості, виплавки кольорових металів та спалювання вугілля [72].

3.2.1.4 Різні джерела

ГХБ вважається різноманітним СОЗ. Завдяки своїй термодинамічній стабільності, ГХБ утворюється в невеликих кількостях у різних реакціях. Наприклад, під час виробництва численних інсектицидів, що містять хлор, залишки ГХБ утворюються на стадії хлорування. ГХБ також утворюється у високоенергетичних реакціях, що поєднують хлор та графітоподібні сполуки, такі як сажа [76].

Потрібні додаткові дослідження для покращення кількісних знань про порівняльну значущість первинних та повторних викидів для численних СОЗ. Для деяких СОЗ необхідно враховувати відносну значущість природних викидів стосовно регіонального та глобального балансу маси. PCDD/Fs є корисними прикладами з цієї точки зору. У випадку PCDD/Fs зростаюча кількість даних свідчить про те, що діоксини, ймовірно, з'явилися в навколишньому середовищі набагато раніше, ніж на початку «хлорного буму». Мультимедійний компонент викиду хімічних речовин може мати вирішальне значення для оцінки їх загальних екологічних наслідків за певних обставин та для високолетких СОЗ. Наприклад, промислові стічні води безпосередньо викидають деякі леткі речовини у водні середовища існування. Ці сполуки згодом можуть випаровуватися з водного розчину в навколишнє середовище. Окрім очевидної потреби в покращеній характеристиці викидів, необхідні подальші оцінки дозування в навколишньому середовищі, з яких можна вивести закономірності, порівняння з моделюваннями та перевірку даних про викиди. Кінцева мета полягає в покращенні та захисті навколишнього середовища, в якому живуть усі люди [77]. Протягом багатьох років до списку, який спочатку

складався з 12 СОЗ, було додано нещодавно виявлені СОЗ. Серед цих хімічних речовин є кілька, які були виявлені в прісних водоймах.

3.2.2 Потенційні ризики

Через свою схильність до біоаккумуляції з часом СОЗ відомі як тихі вбивці. Їх можна знайти в усіх частинах нашого оточення, включаючи людей, тварин і рослин. Вони є причиною кількох смертельних захворювань та екологічних проблем. СОЗ пов'язані з різноманітними розладами, включаючи ожиріння, діабет, рак, гормональний дисбаланс, серцеві захворювання, проблеми з репродукцією та екологічні проблеми [78]. Найпоширенішими СОЗ є мірекс, діоксини, ПХБ, поліхлоровані дибензодіоксини (ПХДД), ПБДЕ, ПХДФ, ГХБ та хлоровані вуглеводні, такі як альдрин, ДДТ, ендрин та дільдрин. Їх можна знайти в широкому асортименті товарів та продуктів, таких як антипірени, покриття для дерев'яних підлог, гідравлічні рідини, клеї, покриття для електропроводки та електронні компоненти з полівінілхлориду, піни, фарби, комп'ютери, текстиль, телевізори, меблі та автомобілі, а також промислові та комерційні поверхнево-активні речовини [79].

Основними забруднювачами, що спричиняють забруднення СОЗ, є діоксини, дибензофурані, ПАВ, хлорорганічні пестициди (ХОП) та ПХБ. Оскільки ці речовини не є біорозкладними, вони залишаються в навколишньому середовищі в аномально неушкодженому стані протягом тривалого часу. Накопичення цих хімічних речовин роблять їх надзвичайно небезпечними. Потрапляючи в харчовий ланцюг, вони накопичуються в жировій тканині організму та можуть негативно впливати як на навколишнє середовище, так і на здоров'я людини [80].

СОЗ отруюють їжу, воду та інші організми, що знаходяться вище в харчовому ланцюзі, включаючи людей, білих ведмедів, косаток та орлів. Існують докази того, що велика кількість людей у світі може мати достатню кількість СОЗ у жировій тканині, де вони можуть накопичуватися та мати значний негативний вплив на здоров'я, що може призвести до захворювань і навіть смерті. В останні роки деякі СОЗ також пов'язують зі зниженням імунітету у маленьких дітей та дорослих, а також з одночасним збільшенням кількості інфекцій. Їх також пов'язують з аномаліями розвитку, нейроповедінковими порушеннями, злоякісними новоутвореннями та індукцією або сприянням розвитку пухлин та раку. Деякі СОЗ також вважаються значними факторами ризику розвитку раку молочної залози у людей. У молодшому віці СОЗ може викликати серйозні побічні ефекти, включаючи вроджені вади розвитку, рак, множинні пухлини, порушення імунної системи, репродуктивні проблеми, зниження стійкості до хвороб, затримку росту та довгострокове порушення функції мозку [54].

3.2.3 Вплив на довкілля

Взаємозв'язок між повітрям, водою, тваринами та людьми в довкіллі є складним. СОЗ впливають на біотичні, абіотичні, соціальні, культурні та технічні аспекти довкілля. Забруднення СОЗ порушує природний баланс, ставлячи під загрозу екосистему та добробут усіх живих істот. СОЗ накопичуються у водних тваринах, спричиняючи їхню загибель. В результаті виникає диспропорція в екології моря. СОЗ часто зберігаються в довкіллі понад 20 років, а деякі – століття. ГХБ, ДДТ, ПХДД, ендрин, фурани та мірекс можуть зберігатися в довкіллі 10-20 років. Для СОЗ характерний ефект «коника», який включає циклічні випаровування та конденсації.

сацію. Ці хімічні речовини переміщуються з тепліших у холодніші регіони. Коли температура падає, вони осідають, але коли температура підвищується, вони випаровуються. Цей циклічний рух СО₂ може певним чином впливати на глобальне потепління [81, 82].

Концентрації СО₂ зазвичай нижчі в полярному кліматі, ніж у теплому. У полярних тварин деякі СО₂ (ПХБ та ДДТ) зменшуються, інші (фторовані та бромовані антипірени) зростають. Зростання глобального виробництва та використання цих забруднювачів є основною причиною цього зростання. Лабораторні та польові дослідження продемонстрували, що концентрації СО₂ у сизих чайках, псових та ведмедах грізлі з цих регіонів перевищують пороги впливу, що свідчить про те, що поточні рівні СО₂ змінюють поведінкові, біохімічні, фізіологічні та імунологічні показники [83].

Забруднення СО₂ відбувається через непередбачувану діяльність, канали та процеси. СО₂ розкладаються довго, а існуючі міжнародні механізми контролю є повільними та неефективними. Це свідчить про те, що контроль СО₂ має бути директивним та уникати ризиків з самого початку [84]. Враховуючи токсикологічні/екотоксикологічні ризики та ризики для громадського здоров'я, що виникають через СО₂, ці сполуки не повинні бути дозволені в нашому довіллі [85].

3.2.4 Небезпека для здоров'я

Органічні забруднювачі, стійкі до розкладання, протягом тривалого періоду часу погіршують стан навколишнього середовища [86]. СО₂ відповідають за біомагніфікацію, оскільки вони накопичуються та передаються через харчовий ланцюг тваринам на вищих трофічних рівнях. Як наслідок, можна стверджувати, що кожна людина в сучасній ситуації має СО₂ в своєму організмі. Нещодавні дослідження також

виявили СОЗ у плодах та ембріонах. Вплив цих СОЗ призводить до низки проблем зі здоров'ям, включаючи ожиріння, рак, серцево-судинні захворювання, діабет та гормональні порушення. Агентство з охорони навколишнього середовища США (EPA) стверджує, що ПХБ є найнебезпечнішими СОЗ, а діоксини – канцерогенними СОЗ [87, 88].

3.2.4.1 Ендокринні або гормональні порушення

СОЗ руйнують ендокринну функцію, імітують різні гормони та перешкоджають їхній функції, що призводить до різноманітних розладів, таких як діабет, репродуктивні проблеми та затримка росту [78, 89, 90]. Ці речовини приєднуються до білків, що перешкоджає гормональній функції [91]. ПХБ, фталати, ПБДЕ, діоксини та пестициди містять молекули с-галогенів в різних типах деградації [92, 93]. Від зачаття через розвиток, ріст і дозрівання до смерті біологічна активність організму регулюється ендокринною системою [94-97]. Пестициди, фунгіциди та інші хімічні речовини часто призводять до ендокринних порушень. Речовини, що взаємодіють з гормональною системою, відомі як «ендокринні руйнівники» (дезраптори), які часто мають шкідливі наслідки для організму, включаючи збільшення ваги, млявий рефлекс і порушення зорового розпізнавання, що видно з раннього віку [97].

3.2.4.2 Рак

Різні злоякісні новоутворення виникають через більший розподіл СОЗ у ліпопротеїнах низької щільності, включаючи ПХДД, ПБДЕ, ПХБ та дибензофурани (PCDD/Fs) [98]. Отруєння цими СОЗ морських організмів зумовлене біомагніфікацією. Тому вживання морепродуктів підвищує ризик розвитку раку.

3.1.4.3 Ожиріння

Ожиріння – це розлад, що супроводжується надмірним вмістом жиру, що може призвести до інших ускладнень [99], зокрема, остеоартриту та серцево-судинних захворювань [100]. Сполучені Штати мають найвищий рівень ожиріння, близький до 74%. Кілька оглядів базуються на ролі СОЗ в ожирінні [101, 102]. Було виявлено позитивну кореляцію між ендокринними порушеннями та СОЗ, що призводять до ожиріння, яке є одним із ускладнень ендокринних порушень. Коли оцінювали рівні експресії генів маркерів ожиріння, було виявлено, що ПХБ є основним фактором, що сприяє ожирінню [103].

3.1.4.4 Серцево-судинні захворювання

Серцево-судинні розлади є однією з основних причин смертності [78]. Чотирма найпоширенішими серцево-судинними захворюваннями є аритмія, підвищений кров'яний тиск, зупинка серця та ішемічна хвороба серця. Оскільки СОЗ, як відомо, є ліпофільними, більшість з них накопичуються в організмі та викликають серцево-судинні проблеми шляхом біомагніфікації [98]. СОЗ, включаючи ПХБ, полібромовані біфеніли та хлорорганічні інсектициди, викликають серцево-судинні розлади. Високий рівень діоксинів та ПХБ пов'язаний з гіпертензією, підвищеним рівнем тригліцеридів та гіперглікемією.

3.1.4.5 Діабет

Біоаккумуляція СОЗ у людей також призводить до виникнення діабету. Розвиток метаболічного синдрому без-

посередньо пов'язують з ПХБ та хлорованими пестицидами. Крім того, було встановлено зв'язок між діоксинами та метаболічним синдромом. За даними авторів, діабет 2 типу приблизно в 1,6-2,25 рази частіше зустрічається при високих концентраціях СО₂. Більше того, було показано, що зв'язок між діабетом 2 типу та транс-нонахлором та оксихлорданом був значно вищим у людей з ожирінням. Було оцінено, чи збільшують ПХБ та низка інших хімічних речовин ймовірність розвитку діабету [104]. Проведено опитування випадкової вибірки жителів Америки в рамках національного обстеження здоров'я та харчування. Встановлено, що СО₂ є основними причинами розвитку діабету у людей. Можливий механізм полягає у зміні під впливом СО₂ кількості виробленого інсуліну.

Використання СО₂ можна зменшити, визначивши альтернативи для їх заміни, які є набагато безпечнішими для глобального здоров'я та навколишнього середовища. Підхід функціонального заміщення забезпечує простіший та більш доцільний метод пошуку безпечних альтернатив, що залишає багато варіантів заміни хімічних речовин з вищим вмістом токсичності безпечною альтернативою. З розширенням досліджень у галузі нанотехнологій, наноматеріали, виходячи зі своєї природи, можуть виявитися перспективним засобом для видалення СО₂ з високою ефективністю. Зміна клімату впливає на проблеми впливу СО₂ та процеси транспорту в різних середовищах, включаючи газообмін повітря-грунт, викиди від танення льодовиків, газообмін повітря-вода та біоаккумуляцію в харчовому ланцюзі.

Збільшення реемісії СО₂ з ґрунту, води та льодовиків, а також збільшення концентрації СО₂ у полярних районах світу – це лише деякі з багатьох наслідків зміни клімату. Тому терміново потрібно активізувати розробку та дослідження більш екологічних, сталих альтернатив для зменшення впли-

ву СОЗ. Впровадження фіторемедіації, широко використовуваного інтегрованого підходу, який використовує бактерії та рослини для розщеплення токсинів, може видалити СОЗ без шкоди для навколишнього середовища. Однак основна увага приділяється максимальному викоріненню використання СОЗ, а не їхньому видаленню.

Література

1. Fleming, L. E., et al. (2006). Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 545–560.

2. Kite-Powell, H. L., et al. (2008). Linking the oceans to public health: Current efforts and future directions. *Environmental Health*, 7(2), Article 6.

3. Knap, A., et al. (2002). Indicators of ocean health and human health: Developing a research and monitoring framework. *Environmental Health Perspectives*, 110(9), 839–845.

4. Stewart, J. R., et al. (2008). The coastal environment and human health: Microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environmental Health*, 7(2), Article 3.

5. Dewailly, E., et al. (2002). Indicators of ocean and human health. *Canadian Journal of Public Health*, 93(1), 34–38.

6. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. (2001). *Protecting the oceans from land-based activities* (GESAMP Rep. No. 71).

7. Soden, D. L., & Steel, B. S. (1999). Evolving principles in coastal management: From concept to action. In *Handbook of global environmental policy and administration* (pp. 691–714). Marcel Dekker.

8. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1999). *The state of the world fisheries and aquaculture 1998* [CD-ROM]. FAO Fisheries Department.

9. National Research Council. (1999). *From monsoons to microbes: Understanding the ocean's role in human health*. National Academy Press.

10. Henrickson, S. E., et al. (2001). Marine swimming-related illness: Implications for monitoring and environmental policy. *Environmental Health Perspectives*, 109, 645–650.

11. Wade, T. J., et al. (2008). High sensitivity of children to swimming-associated gastrointestinal illness: Results using a rapid assay of recreational water quality. *Epidemiology*, 19(3), 375–383.

12. Elmir, S. M., et al. (2007). Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. *Water Research*, 41(1), 3–10.

13. Vezzulli, L., et al. (2009). Benthic ecology of *Vibrio* spp. and pathogenic *Vibrio* species in a coastal Mediterranean environment (La Spezia Gulf, Italy). *Microbial Ecology*, 58(4), 808–818.

14. Johnson, C. N., et al. (2010). Relationships between environmental factors and pathogenic vibrios in the Northern Gulf of Mexico. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(21), 7076–7084.

15. Pianetti, A., et al. (2004). Microbial characteristics of marine sediments in bathing areas along the Pesaro–Gabicce coast (Italy): A preliminary study. *Journal of Applied Microbiology*, 97(4), 682–689.

16. Garrido-Pérez, M. C., et al. (2008). Microbial indicators of faecal contamination in waters and sediments of beach bathing zones. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 211(5–6), 510–517.

17. Shibata, T., et al. (2004). Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. *Water Research*, 38(13), 3119–3131.

18. Abdelzaher, A. M., et al. (2010). Presence of pathogens and indicator microbes at a non-point source subtropical recreational marine beach. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(3), 724–732.

19. Shah, A. H., et al. (2011). Indicator microbes correlate with pathogenic bacteria, yeasts and helminths in sand at a subtropical recreational beach site. *Journal of Applied Microbiology*, 110(6), 1571–1583.

20. Ortega, C., et al. (2009). Correlations between microbial indicators, pathogens, and environmental factors in a subtropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1374–1381.

21. Obiri-Danso, K., & Jones, K. (2000). Intertidal sediments as reservoirs for hippurate-negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU-recognised bathing waters in North West England. *Water Research*, 34(2), 519–527.

22. Noble, R. T., et al. (2003). Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research*, 37(7), 1637–1643.

23. Ferguson, D. M., et al. (2005). Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California. *Journal of Applied Microbiology*, 99(3), 598–608.

24. Davies, C. M., et al. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(5), 1888–1896.

25. Luna, G. M., et al. (2010). Extraintestinal *Escherichia coli* carrying virulence genes in coastal marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(17), 5659–5668.

26. Anastasi, E. M., et al. (2010). Prevalence and persistence of *Escherichia coli* strains with uropathogenic virulence characteristics in sewage treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(17), 5882–5886.

27. Ishii, S., & Sadowsky, M. J. (2008). *Escherichia coli* in the environment: Implications for water quality and human health. *Microbes and Environments*, 23(2), 101–108.
28. Soller, J. A., Eisenberg, J. N. S., DeGeorge, J. F., Cooper, R. C., Tchobanoglous, G., & Olivieri, A. W. (2006). A public health evaluation of recreational water impairment. *Journal of Water and Health*, 4(1), 1–18.
29. Willis, J. R., et al. (2022). Performance of NIST SRM® 2917 with 13 recreational water quality monitoring qPCR assays. *Water Research*, 212, Article 118114.
30. Li, D., et al. (2022). Assessing multiple fecal sources to surf zone waters of two recreational beaches by bacterial community analysis. *Water Research*, 221, Article 118781. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118781>
31. Islam, M. M. M., & Islam, M. A. (2020). Quantifying public health risks from exposure to waterborne pathogens during river bathing as a basis for reduction of disease burden. *Journal of Water and Health*, 18(3), 292–305. <https://doi.org/10.2166/wh.2020.045>
32. Rumball, N. A., Mayer, H. R. C., & McLellan, S. L. (2021). Selective survival of *Escherichia coli* phylotypes in freshwater beach sand. *Applied and Environmental Microbiology*, 87(4), e02473-20. <https://doi.org/10.1128/AEM.02473-20>
33. Hackbusch, S., et al. (2020). Potentially human pathogenic *Vibrio* spp. in a coastal transect: Occurrence and multiple virulence factors. *Science of the Total Environment*, 707, Article 136113.
34. Palmer, J. A., Law, J.-Y., & Soupir, M. L. (2020). Spatial and temporal distribution of *Escherichia coli* contamination on three inland lake and recreational beach systems in the upper Midwestern United States. *Science of the Total Environment*, 722, Article 137846. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137846>
35. Wei, Z.-L., et al. (2020). Contamination sources of the en-

teric virus in recreational marine water shift in a seasonal pattern. *Science of the Total Environment*, 743, Article 140641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140641>

36. Santiago, G. S., et al. (2024). Antimicrobial resistance characterization of *Enterococcus faecium*, *Enterococcus faecalis* and *Enterococcus hirae* isolated from marine coastal recreational waters in the State of São Paulo, Brazil. *Journal of Water and Health*, 22(9), 1628–1640. <https://doi.org/10.2166/wh.2024.098>

37. Rumball, N. A., Alm, E. W., & McLellan, S. L. (2022). Genetic determinants of *Escherichia coli* survival in beach sand. *Applied and Environmental Microbiology*, 89(1), e01423-22. <https://doi.org/10.1128/aem.01423-22>

38. Velardo, F., et al. (2022). A cross-sectional study on infectious health risks regarding freshwater sports practice in Brittany, France. *Journal of Water and Health*, 20(2), 356–368. <https://doi.org/10.2166/wh.2022.232>

39. Denpetkul, T., et al. (2024). Risk-based critical concentrations of enteric pathogens for recreational water criteria and recommended minimum sample volumes for routine water monitoring. *Science of the Total Environment*, 950, Article 175234. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175234>

40. Dorevitch, S., et al. (2012). Health risks of limited-contact water recreation. *Environmental Health Perspectives*, 120(2), 192–197. <https://doi.org/10.1289/ehp.1103934>

41. Jang, C.-S., & Liang, C.-P. (2018). Characterizing health risks associated with recreational swimming at Taiwanese beaches by using quantitative microbial risk assessment. *Water Science and Technology*, 77(2), 534–547. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.571>

42. Ghozzi, K., Nakbi, A., Challouf, R., & Ben Dhiab, R. (2023). A review on microbial contamination cases in Tunisian coastal marine areas. *Water Science and Technology*, 87(9), 2142–2158. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.123>

43. Farrell, M. L., et al. (2021). Evaluating the potential for exposure to organisms of public health concern in naturally occurring bathing waters in Europe: A scoping review. *Water Research*, 206, Article 117711. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117711>

44. Russo, G. S., et al. (2020). Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: A systematic review and meta-analysis. *Water Research*, 176, Article 115729. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115729>

45. Duttagupta, S., Mukherjee, A., Bhattacharya, A., & Bhattacharya, J. (2020). Wide exposure of persistent organic pollutants (POPs) in natural waters and sediments of the densely populated Western Bengal basin, India. *Science of the Total Environment*, 717, Article 137187.

46. Boulkhessaim, S., Gacem, A., Khan, S. H., Amari, A., Yadav, V. K., Harharah, H. N., Elkhaleefa, A. M., Yadav, K. K., Rather, S. U., Ahn, H. J., & Jeon, B. H. (2022). Emerging trends in the remediation of persistent organic pollutants using nanomaterials and related processes: A review. *Nanomaterials*, 12(13), Article 2148.

47. Fitzgerald, L., & Wikoff, D. S. (2014). Persistent organic pollutants. In *Encyclopedia of toxicology* (3rd ed., Vol. 3, pp. 820–825). Elsevier.

48. Fernandez, A., Singh, A., & Jaffe, R. (2007). A literature review on trace metals and organic compounds of anthropogenic origin in the Wider Caribbean Region. *Marine Pollution Bulletin*, 54(11), 1681–1691.

49. Liu, Z., Ren, X., Duan, X., Sarmah, A. K., & Zhao, X. (2023). Remediation of environmentally persistent organic pollutants (POPs) by persulfates oxidation system (PS): A review. *Science of the Total Environment*, 863, Article 160818.

50. Mishra, A., Kumari, M., Kumar, R., Iqbal, K., & Thakur, I. S. (2022). Persistent organic pollutants in the environment:

Risk assessment, hazards, and mitigation strategies. *Bioresource Technology Reports*, 19, Article 101143.

51. Lee, C. W., Lemieux, P. M., Gullett, B. K., Ryan, J. V., & Kilgroe, J. D. (1998). Research on emissions and mitigation of POPs from combustion sources. In T. Schneider (Ed.), *Air pollution in the 21st century: Priority issues and policy* (Studies in Environmental Science, Vol. 72, pp. 361–378). Elsevier Science.

52. Devi, N. L. (2020). Persistent organic pollutants (POPs): Environmental risks, toxicological effects, and bioremediation for environmental safety and challenges for future research. In G. Saxena & R. Bharagava (Eds.), *Bioremediation of industrial waste for environmental safety: Volume I* (pp. 53–76). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7_4

53. Adithya, S., Jayaraman, R. S., Krishnan, A., Malolan, R., Gopinath, K. P., Arun, J., Kim, W., & Govarthanan, M. (2021). A critical review on the formation, fate and degradation of the persistent organic pollutant hexachlorocyclohexane in water systems and waste streams. *Chemosphere*, 271, Article 129866.

54. El-Shahawi, M. S., Hamza, A., Bashammakh, A. S., & Al-Saggaf, W. T. (2010). An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants. *Talanta*, 80(5), 1587–1597.

55. Mandal, A., Kumar, P. S., Poorvaa, C. S., Raju, L. S., Balasubramani, S. R., & Rangasamy, G. (2024). Research progress of persistent organic pollutants in water: Classification, sources, potential risks, and treatment approaches. *Water Practice & Technology*, 19(3), 937–956. <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.031>

56. Nguyen, V. H., Smith, S. M., Wantala, K., & Kajitvichyanukul, P. (2020). Photocatalytic remediation of persistent organic pollutants (POPs): A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 13(11), 8309–8337.

57. Tang, K. H. D. (2021). Interactions of microplastics with persistent organic pollutants and the ecotoxicological effects: A review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, 1(1), 24–34.

58. Kodavanti, P. R. S., Royland, J. E., & Rao, K. S. (2014). Toxicology of persistent organic pollutants. In *Reference module in biomedical sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801238-3.00211-7>

59. Parra-Arroyo, L., Gonzalez-Gonzalez, R. B., Castillo-Zacarias, C., Melchor Martínez, E. M., Sosa-Hernandez, J. E., Bilal, M., Iqbal, H. M. N., Barceló, D., & Parra-Saldivar, R. (2022). Highly hazardous pesticides and related pollutants: Toxicological, regulatory, and analytical aspects. *Science of the Total Environment*, 807, Article 151879.

60. Pang, S., Yang, T., & He, L. (2016). Review of surface-enhanced Raman spectroscopic (SERS) detection of synthetic chemical pesticides. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 85, 73–82.

61. Stachniuk, A., & Fornal, E. (2016). Liquid chromatography–mass spectrometry in the analysis of pesticide residues in food. *Food Analytical Methods*, 9(6), 1654–1665.

62. Vikrant, K., Tsang, D. C. W., Raza, N., Giri, B. S., Kukkar, D., & Kim, K.-H. (2018). Potential utility of metal–organic framework-based platform for sensing pesticides. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 10(10), 8797–8817.

63. Farha, O. K., Eryazici, I., Jeong, N. C., Hauser, B. G., Wilmer, C. E., Sarjeant, A. A., Snurr, R. Q., Nguyen, S. T., Yazaydin, A. O., & Hupp, J. T. (2012). Metal–organic framework materials with ultrahigh surface areas: Is the sky the limit? *Journal of the American Chemical Society*, 134(36), 15016–15021.

64. Karthigadevi, G., Manikandan, S., Karmegam, N., Subbaiya, R., Chozhavendhan, S., Ravindran, B., Chang, S. W., & Awasthi, M. K. (2021). Chemico-nanotreatment methods for the removal of persistent organic pollutants and xenobiotics in water: A review. *Bioresource Technology*, 324, Article 124678.

65. Qiao, J., & Xiong, Y. (2021). Electrochemical oxidation technology: A review of its application in high-efficiency treatment of wastewater containing persistent organic pollutants. *Journal of Water Process Engineering*, 44, Article 102308.

66. Chen, Y., Zhi, D., Zhou, Y., Huang, A., Wu, S., Yao, B., Tang, Y., & Sun, C. (2021). Electrokinetic techniques, their enhancement techniques and composite techniques with other processes for persistent organic pollutants remediation in soil: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 97, 163–172.

67. Tripathi, S., Chandra, R., Purchase, D., Bilal, M., Mythili, R., & Yadav, S. (2022). Quorum sensing: A promising tool for degradation of industrial waste containing persistent organic pollutants. *Environmental Pollution*, 292, Article 118342.

68. Odabasi, M., Dumanoglu, Y., Kara, M., Altiok, H., Elbir, T., & Bayram, A. (2017). Polychlorinated naphthalene (PCN) emissions from scrap processing steel plants with electric-arc furnaces. *Science of the Total Environment*, 574, 1305–1312.

69. Weber, R., Herold, C., Hollert, H., Kamphues, J., Ungemach, L., Blepp, M., & Ballschmiter, K. (2018). Life cycle of PCBs and contamination of the environment and of food products from animal origin. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(17), 16325–16343.

70. Tuppurainen, K., Halonen, I., Ruokojärvi, P., Tarhanen, J., & Ruuskanen, J. (1998). Formation of PCDDs and PCDFs in municipal waste incineration and its inhibition mechanisms: A review. *Chemosphere*, 36(7), 1493–1511.

71. Winkler, J. (2015). High levels of dioxin-like PCBs found in organic-farmed eggs caused by coating materials of asbestos-cement fiber plates: A case study. *Environment International*, 80, 72–78.

72. Shen, J., Yang, L., Liu, G., Zhao, X., & Zheng, M. (2021). Occurrence, profiles, and control of unintentional POPs in the

steelmaking industry: A review. *Science of the Total Environment*, 773, Article 145692.

73. Breivik, K., Alcock, R., Li, Y.-F., Bailey, R. E., Fiedler, H., & Pacyna, J. M. (2004). Primary sources of selected POPs: Regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution*, 128(1–2), 3–16.

74. Hu, J., Zhu, T., & Li, Q. (2007). Organochlorine pesticides in China. *Developments in Environmental Science*, 7, 159–211.

75. Rashed, M. N. (2022). Persistent organic pollutants (POPs): Monitoring, impact and treatment. In *Environmental sciences*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.95151>

76. Fenstad, A. A., Jenssen, B. M., Gabrielsen, K. M., Øst, M., Jaatinen, K., Bustnes, J. O., Hanssen, S. A., Moe, B., Herzke, D., & Krokje, Å. (2016). Persistent organic pollutant levels and the importance of source proximity in Baltic and Svalbard breeding common eiders. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(6), 1526–1533.

77. Kallenborn, R., Breivik, K., Eckhardt, S., Lunder, C. R., Mano, S., Schlabach, M., & Stohl, A. (2013). Long-term monitoring of persistent organic pollutants (POPs) at the Norwegian Troll station in Dronning Maud Land, Antarctica. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(14), 6983–6992.

78. O. M., Khattab, R. A., & Ali, I. (2018). Health and environmental effects of persistent organic pollutants. *Journal of Molecular Liquids*, 263, 442–453.

79. Islam, R., Kumar, S., Karmoker, J., Kamruzzaman, M., Rahman, M. A., Biswas, N., Tran, T. K. A., & Rahman, M. M. (2018). Bioaccumulation and adverse effects of persistent organic pollutants (POPs) on ecosystems and human exposure: A review study on Bangladesh perspectives. *Environmental Technology & Innovation*, 12, 115–131.

80. Gaur, N., Narasimhulu, K., & PydiSetty, Y. (2018). Recent advances in the bioremediation of persistent organic pollutants

and its effect on environment. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1602–1631.

81. Everaert, K., & Baeyens, J. (2002). The formation and emission of dioxins in large-scale thermal processes. *Chemosphere*, 46(3), 439–448.

82. Altarawneh, M., Dlugogorski, B. Z., Kennedy, E. M., & Mackie, J. C. (2009). Mechanisms for formation, chlorination, dechlorination and destruction of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs). *Progress in Energy and Combustion Science*, 35(3), 245–274.

83. Ismail, M., Khan, M. I., Khan, S. A., Qayum, M., Khan, M. A., Anwar, Y., Akhtar, K., Asiri, A. M., & Khan, S. B. (2018). Green synthesis of antibacterial bimetallic Ag–Cu nanoparticles for catalytic reduction of persistent organic pollutants. *Journal of Materials Science: Materials in Electronics*, 29(24), 20840–20855.

84. Zhu, J. X., & Kang, S. G. (2014). Development and application of plasma technology for POPs waste treatment in China. *Advanced Materials Research*, 878, 638–644.

85. Marshall, L., Weir, E., Abelsohn, A., & Sanborn, M. D. (2002). Identifying and managing adverse environmental health effects: 1. Taking an exposure history. *CMAJ*, 166(8), 1049–1055.

86. Ritter, L., Solomon, K. R., Forget, J., Stemeroff, M., & O’Leary, C. (1995). *A review of selected persistent organic pollutants* (IPCS, PCS/95.39, Vol. 65). World Health Organization.

87. Safe, S. (1990). Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *Critical Reviews in Toxicology*, 21(1), 51–88.

88. Tanabe, S., Kannan, N., Subramanian, A., Watanabe, S., & Tatsukawa, R. (1987). Highly toxic coplanar PCBs: Occurrence,

source, persistency and toxic implications to wildlife and humans. *Environmental Pollution*, 47(2), 147–163.

89. Jacobson, J. L., Jacobson, S. W., & Humphrey, H. E. (1990a). Effects of exposure to PCBs and related compounds on growth and activity in children. *Neurotoxicology and Teratology*, 12(4), 319–326.

90. Jacobson, J. L., Jacobson, S. W., & Humphrey, H. E. (1990b). Effects of in utero exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children. *The Journal of Pediatrics*, 116(1), 38–45.

91. Predieri, B., Bruzzi, P., Bigi, E., Ciancia, S., Madeo, S. F., Lucaccioni, L., & Iughetti, L. (2020). Endocrine disrupting chemicals and type 1 diabetes. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(8), Article 2937.

92. Dichiarante, V., Cavallo, G., & Metrangolo, P. (2021). Endocrine-disrupting pollutants properties affecting their bioactivity, remediation, and detection. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 30, Article 100485.

93. Gonsioroski, A., Mourikes, V. E., & Flaws, J. A. (2020). Endocrine disruptors in water and their effects on the reproductive system. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(6), Article 1929.

94. Nowak, K., Jabłońska, E., & Ratajczak-Wrona, W. (2019). Immunomodulatory effects of synthetic endocrine disrupting chemicals on the development and functions of human immune cells. *Environment International*, 125, 350–364.

95. Yilmaz, B., Terekeci, H., Sandal, S., & Kelestimur, F. (2020). Endocrine disrupting chemicals: Exposure, effects on human health, mechanism of action, models for testing and strategies for prevention. *Reviews in Endocrine and Metabolic Disorders*, 21(1), 127–147.

96. Dahiya, V., Anand, B. G., Kar, K., & Pal, S. (2021). Analyzing organophosphate pesticide–serum albumin binding interaction: A combined STD NMR and molecular docking study.

Journal of Biomolecular Structure and Dynamics, 39(5), 1865–1878.

97. Street, M. E., & Bernasconi, S. (2020). Endocrine-disrupting chemicals in human fetal growth. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(4), Article 1430.

98. Ljunggren, S. A., Helmfrid, I., Salihovic, S., van Bavel, B., Wingren, G., Lindahl, M., & Karlsson, H. (2014). Persistent organic pollutants distribution in lipoprotein fractions in relation to cardiovascular disease and cancer. *Environment International*, 65, 93–99.

99. Chaput, J.-P., Doucet, E., & Tremblay, A. (2012). Obesity: A disease or a biological adaptation? An update. *Obesity Reviews*, 13(8), 681–691.

100. Thayer, K. A., Heindel, J. J., Bucher, J. R., & Gallo, M. A. (2012). Role of environmental chemicals in diabetes and obesity: A National Toxicology Program workshop. *Environmental Health Perspectives*, 120, 779–789.

101. Hectors, T. L. M., Vanparys, C., Van der Ven, K., Martens, G. A., Jorens, P. G., Van Gaal, L. F., Covaci, A., De Coen, W., & Blust, R. (2011). Environmental pollutants and type 2 diabetes: A review of mechanisms that can disrupt beta cell function. *Diabetologia*, 54(6), 1273–1290.

102. Myre, M., & Imbeault, P. (2014). Persistent organic pollutants meet adipose tissue hypoxia: Does cross-talk contribute to inflammation during obesity? *Obesity Reviews*, 15(1), 19–28.

103. Pereira-Fernandes, A., Dirinck, E., Dirtu, A. C., Malarvannan, G., Covaci, A., Van Gaal, L., Vanparys, C., Jorens, P. G., & Blust, R. (2014). Expression of obesity markers and persistent organic pollutants levels in adipose tissue of obese patients: Reinforcing the obesogen hypothesis? *PLoS ONE*, 9(1), e84816.

104. Carpenter, D. O. (2008). Environmental contaminants as risk factors for developing diabetes. *Reviews on Environmental Health*, 23(1), 59–74.

Розділ 4

ТАЛАСОГЕННІ ІНФЕКЦІЇ І ЗАХВОРЮВАННЯ

4.1 Стан питання

В аналітичній роботі [1] представлено результати 22 досліджень взаємозв'язку збільшення кількості індикаторних бактерій у рекреаційних водах із збільшенням ризику для здоров'я плавців. У більшості робіт встановлено значний відносний ризик (RR) для плавання у забрудненій воді порівняно з чистою водою ($1,0 < RR < 3,0$). Визначено, що індикаторними мікроорганізмами, які найкраще співвідносяться з оцінкою впливу на здоров'я, є ентерококи/фекальні стрептококи для морської та прісної води та кишкова паличка для прісної води. Як у морській, так і в прісній воді підвищений ризик патології шлунково-кишкового тракту було зазначено на рівні забруднення від кількох КУО/100 мл до 30 КУО/100 мл, які порівняно менші з встановленими рівнями у прибережних рекреаційних водах. На думку автора, причиною більш високого порогу для підвищеного ризику в деяких країнах є імунорезидентність населення через ендемічність або нижче співвідношення патогенного мікроорганізму до індикаторних показників в природних водах.

Огляд переконливо підтверджує залежний від дози взаємозв'язок між шлунково-кишковими патологіями та якістю рекреаційних вод на основі певного рівня забруднення індикаторними бактеріями.

Численні спалахи та випадки, пов'язані з плаванням у рекреаційних водах, змусили розробити рекомендації щодо якості води, придатної для відпочинку та спорту, для органів охорони здоров'я, а також широкої громадськості, включаючи туризм та управління пляжними курортами у всьому світі. Епідеміологічні дослідження взаємозв'язку між ризиком здоров'я та плаванням проводилися по всьому світу з 1950-х років. Це стосувалося переважно шлунково-кишкових симптомів, очних інфекцій, захворювань шкіри, вуха, носа, інфекційних захворювань горла та дихальних патологій. Було вивчено наступне: (1) залежність «ефекту від дози» між наслідками для здоров'я та якістю рекреаційної води; (2) існування порогових значень бактерій-індикаторів з точки зору наслідків для здоров'я; (3) можлива диференціація серйозності результатів як функції мікробіологічної якості води.

Передбачається, що певні особливості можуть бути індивідуальною реакцією, а не наслідком мікробіологічної якості води, наприклад, роздратування шкіри або судоми [2]. Крім того, купальщики та некупальщики можуть відрізнитися за станом здоров'я; невміючі плавати також можуть зазнати впливу води низької якості, оскільки віруси можуть з аерозолем поступати з води у повітря [3]. Таким чином, оцінка захворювань, пов'язаних з плаванням, повинна враховувати некупальщиків на березі, оскільки ці групи визначають недооцінку справжнього ефекту.

Для незалежної оцінки кожного фактора ризику в цьому огляді [1] вивчали такі асоціації:

- показники захворюваності для плавання у відносно незабрудненій воді порівняно з показниками захворюваності невміючих плавати з метою оцінки ризику контакту з самою водою;

- показники захворюваності для плавання у забрудненій воді порівняно з показниками захворюваності плавців у відносно незабрудненій воді з метою оцінки ризику через мікробіологічну якість води.

Для повноти оцінки досліджуваної асоціації були виключені:

1. Наслідки для здоров'я, які не пов'язані з якістю води.
2. Дослідження лише порівняння коефіцієнтів захворюваності плавців у забрудненій воді з коефіцієнтами захворюваності невміючих плавати.
3. Оцінка впливів або результату суттєво відрізняється серед експонуємих осіб.
4. Дослідження недостатньо задокументоване для визначення асоціативності.
5. Досліджена популяція занадто мала (три або менше пацієнтів в експонуємій групі).
6. Частка тих, хто відповів, низька (менше 50 %).
7. Вода для плавання та купання штучно хлорувалась.

У цьому огляді було обрано 22 [4-25] з 36 [4-39] досліджень (табл. 4.1).

Вони включали 18 проспективних когортних досліджень, два ретроспективні когортні дослідження [17, 24] та лише два [4, 10] рандомізовані контрольовані дослідження. Проспективні когортні дослідження підходять для вивчення взаємозв'язків, однак вони мають два основні обмеження: мінливість складу в різних групах впливу та труднощі з обліку рекреантів у загальній популяції. У ретроспективних когортних дослідженнях оцінка впливу якості води може бути неточною.

Рандомізовані контрольовані дослідження дозволяють більш точно оцінити вплив води, дати її якісну оцінку та оптимізувати порівняння груп експозиції. Однак у них є теоретичні (наприклад, вплив води низької якості або включення дітей) та практичні (наприклад, вибір достатньої кількості учасників) проблеми.

Перелік окремих досліджень

Перший автор	Рік	Країна	Дизайн	Вода	Коментар
1	2	3	4	5	6
Fletcher [4]	1996	Великобританія	рандомізоване	морська	d
Haile [5]	1996	США	проспективне	морська	
van Dijk [6]	1996	Великобританія	проспективне	морська	c
Bandaganayake [7]	1995	Нова Зеландія	проспективне	морська	d
Kueh [8]	1995	Гонконг	проспективне	морська	b
Medical Research Council [9]	1995	Південна Африка	проспективне	морська	a, c
Kay [10]	1994	Великобританія	рандомізоване	морська	d
Pike [11]	1994	Великобританія	проспективне	морська	a, b, c
Corbett [12]	1993	Австралія	проспективне	морська	a, d
Fewtrell [13] *	1992	Великобританія	проспективне	прісна	d
UNEP/WHO № 46 [14]	1991	Ізраїль	проспективне	прісна	d
UNEP/WHO № 53 [15]	1991	Іспанія	проспективне	морська	b, d
Cheung [16]	1989	Гонконг	проспективне	морська	a, b
Ferley [17]	1989	Франція	ретроспективне	прісна	a, b, c
Lightfoot [18]	1989	Канада	проспективне	прісна	
Fallal, UNEP/WHO [19]	1987	Ізраїль	проспективне	морська	b, d
Seyfried [20]	1985	Канада	проспективне	прісна	

1	2	3	4	5	6
Dufour [21]	1984	США	проспективне	прісна	a, b
Cabelli [22]	1983	Єгипет	проспективне	морська	a, b, c
Gabelli [23]	1982	США	проспективне	прісна, морська	a, b
Міґегієго [24]	1982	Іспанія	ретроспективне**	морська	b, a
Stevenson, 3-денне дослідження [25]	1953	США	проспективне	прісна	b, c, d

a: використання сезонних середніх для аналізу результатів.

б: контроль менше трьох респондентів або його відсутність

с: вплив не визначався як переважаючий вплив води (занурення голови)

d: <1700 купальщиків та 1700 некупальщиків, які брали участь у дослідженні.

** вплив під час вестування на каное; вплив води, ймовірно, внаслідок вдихання крапель води.*

*** однократне обстеження.*

Примітка: *два дослідження [6, 11] аналізували однакові набори даних, але отримали різні висновки.*

Усі дослідження оцінювали якість води на мікроорганізми-індикатори, найчастіше бактерії фекального походження. Використано різні показники: ентерококи та кишкові палички *Escherichia coli*. Лише у кількох дослідженнях також визначали патогенні мікроорганізми.

У 11 з вибраних досліджень [4, 5, 7, 8, 10, 13, 14, 18-20, 25] якість поверхневих вод оцінювали щодня (або навіть під час впливу [4, 10], а дані аналізували відповідно до окремого дня впливу. У більшості інших досліджень було проаналізовано лише сезонні зміни якості рекреаційної води для зв'язку з результатами.

Дванадцять досліджень повідомили про контроль менше трьох факторів ризику, не пов'язаних з водою [8, 11, 14-17, 19, 21-25], три з чотирьох включали потенційні фактори [7, 12, 13, 20] та шість досліджень повідомили про сім і більше обстежених [4-6, 9, 10, 18]. Заважаючі фактори включали споживання їжі та напоїв, вік, стать, історію певних захворювань, вживання наркотиків, особистий контакт, додаткове купання, інсоляція, соціально-економічні фактори тощо.

Результати проведених досліджень були наступними. У 19 з 22 вибраних досліджень зростання певних особливостей або груп ознак було суттєво пов'язано з кількістю фекальних бактерій-індикаторів або бактеріальним збудником [4, 5, 7-11, 13-17, 19-25]. В одному дослідженні [24] мікоз очей та вушні інфекції були обернено пропорційні кількості фекальних бактерій-індикаторів. Автор цього дослідження зазначає, що таке парадоксальне явище може відбуватися через незадовільний метод визначення якості води, заснований виключно на фекальних кишкових паличках для оцінки мікробіологічної якості прибережних вод за певних умов. У трьох дослідженнях [6, 12, 18] будь-який значний зв'язок з фекальними показниками не було виявлено.

Кілька досліджень повідомили про частіші симптоми у молодших вікових групах [11, 14, 19, 22].

Більшість асоціацій були виявлені між шлунково-кишковими симптомами (включаючи «дуже ймовірні» або «об’єктивні» шлунково-кишкові симптоми) та показниками (ентерококи, фекальні стрептококи, термостабільні кишкові палички та *E. coli*). Порівняно небагато досліджень повідомили про асоціації інших симптомів.

Для оцінки ризику контакту з самою водою відносні ризику (RR) наслідків відносно чистої води порівнювали з особами, які не купалися. Для шлунково-кишкових симптомів RR становив 1,0 — 2,5 [10, 11, 13, 17, 21, 23]. Для інших симптомів наявних даних недостатньо.

Мікроорганізми-індикатори, які найкраще співвідносяться з наслідками для здоров’я, були ентерококами/фекальними стрептококами для морської та прісної води, *E. coli* для прісної води. Інші показники, що показують кореляцію, — це фекальні кишкові палички та стафілококи. Останнє, як і очікувалося, співвідноситься з щільністю купання (кількість купальщиків на область водного дзеркала) [16, 19] і суттєво пов’язано з певними симптомами для вуха, шкіри, дихальних та кишкових патологій [16, 19, 20]. Змінність щільності стафілококів може бути пояснена лише передачею інфекції серед купальщиків [40], хоча для підтвердження цієї гіпотези необхідні подальші дослідження. Лише в одному дослідженні було виявлено значну кореляцію між шлунково-кишковими симптомами та певними патогенними бактеріями [8].

Результати Kay et al. [10] вказують на більш виражений зв’язок між впливом води та шлунково-кишковими симптомами порівняно з іншими дослідженнями. Це єдине доступне рандомізоване контрольоване дослідження шлунково-кишкових симптомів дозволяє оцінити окремий ефект (якість

води, ступінь контакту з водою). Те саме стосується рандомізованого контрольованого дослідження Fleisher [4] для дослідження певних захворювань. Порівняння з іншими дослідженнями неможливо, оскільки це перше дослідження таких патологій відповідно до міжнародної класифікації захворювань (МКБ-10).

У дискусії автор [1] зазначає причини та наслідки помилок в епідеміологічних дослідженнях рекреаційних вод (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

**Основні причини та наслідки помилок
в епідеміологічних дослідженнях рекреаційних вод**

Причини	Наслідки
Використання індикаторів для оцінки якості води	Ймовірне заниження ефекту ^a
Вибір нетипової популяції для дослідження	Недооцінка ефекту, якщо досліджувана популяція (наприклад, дорослі) є більш невразливою, ніж група впливу
Оцінка впливу	Зазвичай недооцінка ефекту
Повідомлення про захворювання	Зниження або переоцінка ефекту
Відсутність контролю за захворюваннями	Недооцінка або переоцінка ефекту

^a *Це може бути переоцінкою ефекту у випадку хлорування стічних вод (наприклад, Cabelli [23]), оскільки рівні інактивації індикаторних організмів перевищують певні збудники.*

Використання мікроорганізмів-індикаторів для оцінки наслідків якості води є одним з основних джерел помилок у таких дослідженнях. Тимчасова та просторова різноманітність індикатора є важливою для окремих купальщиків

[41], особливо за відсутності дизайну досліджень [4, 10]. Використання сезонних, а не щоденних оцінок якості води збільшує помилку. Крім того, обмежена точність методів обчислення індикаторних мікроорганізмів додавала значну помилку вимірювання [42]. Очевидно, що мікроорганізми-індикатори не пов'язані з вірусами, які можуть представляти важливу частину етіологічних агентів. Ці фактори призводять до зниження впливу якості води на здоров'я.

Деякі дослідження не враховували потенційний шлях зараження внаслідок занурення голови або ковтання води [6, 9, 11, 17, 22, 25].

На помилку, ймовірно, також впливали наступні фактори.

1. Більшість досліджень, заснованих на спостереженні, ґрунтувались на самоповідомленнях про ознаки. Перевірка симптомів за допомогою медичного обстеження [4, 10] може зменшити потенційні помилки.

2. Частка тих, хто відповів, становила понад 70 — 80 % у більшості досліджень. Диференціація повідомлень з більш точними відповідями учасників із симптомами, ймовірно, мінімізує помилки.

3. Метод опитування всіх, хто є на березі, майже у всіх дослідженнях.

Згідно з розрахунками [43], значення досліджуваної сукупності повинно бути щонайменше 1700 плавців та 1700 неплавців відповідно до гіпотези 5%-го фонового рівня захворюваності та надлишку 50 %-го рівня для значного результату. Не всі дослідження досягли цієї кількості учасників [4, 7, 10, 12-15, 19, 25]. Однак, в деяких дослідженнях використовували надмірний рівень, що може призвести до значних результатів.

Особливу увагу слід приділяти низьким пороговим значенням. Неправильна оцінка впливу — це низькі пороги

для підвищеного ризику. Одне рандомізоване контрольоване дослідження з аналізом шлунково-кишкових симптомів [7] (яке повинно дати найбільш точні результати), пропонує поріг 33 КУО фекальних стрептококів/100 мл для підвищеного ризику гастроентериту, що вище, ніж в інших дослідженнях. Окрім помилок у спостережних дослідженнях, різниця в порогах може виникнути через вивчену популяцію, обмежену дорослими в рандомізованому контрольованому дослідженні. Їх імунний статус при діарейних захворюваннях, ймовірно, вищий, ніж для середньої популяції [44]. Крім того, досліджувана чисельність населення в Гонконзі [16] та Єгипту [22] мали більшу захворюваність. Крім того, в рамках єгипетського дослідження туристи (з іншого міста) демонстрували більшу частоту шлунково-кишкових симптомів, ніж місцеве населення. Ці результати не могли бути пояснені похибками впливу імунного статусу на сприйнятливість до якості води або менше співвідношення збудника до показника в природних водах. Можна також знизити поріг впливу збільшення об'єму вибірки. Ці дослідження повідомили про шлунково-кишкові симптоми як про найпоширенішу проблему зі здоров'ям, пов'язану з кількістю індикаторних бактерій у рекреаційних водах. Були також досліджені захворювання дихальної системи, очей, оторіноларінгологічні та дерматологічні проблеми, симптоми пошкодження слизових оболонок у плавців, тоді при цьому виявлені подібні асоціації. Були отримані порівняно невеликі епідеміологічні дані про більш серйозні наслідки для здоров'я (наприклад, гепатит, лептоспіроз, черевний тиф).

Критерії доказів захворюваності через екологічні причини, запропоновані Bradford Hill [45], та їх інтерпретація для асоціацій представлена в табл. 4.3.

**Критерії причинної обумовленості в екологічних дослідженнях (за даними Bradford Hill [45]).
Застосування до взаємозв'язку якості рекреаційних вод із шлунково-кишковими симптомами**

Критерій	Виконання
1	2
Сила асоціації	Так, була виявлена значна асоціація. Рівень ризику 1 — 3
Послідовність	Так, асоціація спостерігалася в кількох країнах та різних авторів
Специфіка асоціації	Ні, конкретний тип впливу не пов'язаний з конкретною інфекцією або захворюванням
Тимчасовий характер	Так, більшість досліджень показують, що вплив передує захворюванню, а не іде за нею
Біологічний градієнт	Так, більшість вибраних досліджень показують значні залежності “дозі-ефекту”
Правдоподібність	Так, результати відповідають результатам для внутрішнього прийому інфекційних доз патогенів
Послідовність	Причинно-наслідкова інтерпретація даних не суперечить іншим знанням про захворювання
Експеримент	Ні, запобіжні заходи не були описані в дослідженнях
Аналогія	Так, шлунково-кишкові симптоми після впливу рекреаційних вод схожі на такі після прийому питної води, забрудненої кишковою мікрофлорою.

На закінчення, автор огляду [1] 22 вибраних досліджень свідчить про те, що між шлунково-кишковими симптомами та якістю рекреаційних вод існує причинно-наслідковий зв'язок, виміряний концентрацією бактерій-індикаторів. Це пояснюється вираженим послідовним зв'язком з тимчасовим характером та залежністю «ефекту від дози», а також біологічною достовірністю та аналогією з клінічними випадками при забрудненні питної води.

У 19 з 22 досліджень, вибраних у цьому огляді, ріст певних симптомів або симптомокомплексів суттєво пов'язаний з кількістю фекальних бактерій-індикаторів в рекреаційних водах. Шлунково-кишкові симптоми є найпоширенішими наслідками для здоров'я, які підтверджують повідомлення про значну силу асоціацій. Рівень симптомів зазвичай був вищим у молодших вікових групах.

Для опису якості води в досліджуваних дослідженнях було використано кілька показників. Однак, незважаючи на різні показники, тенденція в асоціаціях відповідала даним різних авторів.

Для морської та прісної води є низькі порогові значення для підвищеного ризику порівняно з якістю рекреаційних вод із залежністю від «дози» між кількістю бактерій та симптомів. Результати рандомізованих контрольованих досліджень [4, 10] є найбільш точними, оскільки вплив води на захворювання набагато точніше оцінюються, ніж у спостережних дослідженнях. Однак, ці результати в першу чергу свідчать про дорослу популяцію в помірному кліматі. Повідомлення про більш високі пороги та рівень захворюваності (для дорослого населення) передбачають підвищений імунітет, що є гіпотезою, але вимагає подальших досліджень.

Експертна група ВООЗ дійшла висновку щодо впровадження регуляторних правил для рекреаційних вод [46].

Більш детальний аналіз цитованих [23, 41] та пізніших робіт показує наступне.

Систематизація даних [48] щодо цієї проблеми в Сполучених Штатах визначає кількість асоціацій між мікробними показниками у рекреаційних водах та шлунково-кишковими захворюваннями (GI). Вторинною метою була оцінка відповідності потенціалу GI з поточними регуляторними вимогами. З 976 потенційно релевантних досліджень було виявлено 27 адекватних цілей. Підтверджено використання ентерококів у морській воді та *E. coli* в прісній воді як бактеріальних показників. Збільшення log ентерококів було пов'язане зі збільшенням відносного ризику GI 1,34 [95% довірчих інтервалів (CI), 1,00-1,75] у морських водах, для *E. coli* — 2,12 (95% ДІ, 0,925-4,85) у прісних водах. Вірусні показники забруднення були надійними індикаторами GI у прісних та морських водах. Відмічено значну неоднорідність результатів досліджень. Наприклад, у дослідженнях, які використовували неплаваючу контрольну групу, ті, хто вивчав дитячий контингент, спорт чи рекреаційні події, мали більш високі відносні ризики. Майбутні дослідження повинні зосередитись на нових, швидших та більш специфічних мікробіологічних методах оцінки впливу на здоров'я рекреаційних вод, у тому числі, серед сприйнятливих осіб.

За даними авторів роботи [49], усі раніше опубліковані епідеміологічні дослідження впливу на здоров'я купання в морських водах, забруднених стічними водами, містять три основні методологічні помилки в дизайні дослідження, які полягають у відмові: (1) від моніторингу кількості мікроорганізмів-індикаторів у часових та просторових аспектах; як показано, це стосується лише кількох годин у воді навколо купальщика; (2) пов'язати концентрацію індикаторного мікроорганізму безпосередньо з індивідуальним купальщиком; та (3) суворо враховувати неводні фактори ри-

зику у зв'язку між купанням у морських водах та захворюваннями серед таких купальщиків. Тут повідомляється про результати двох досліджень, цілеспрямовано розроблених для мінімізації цих методологічних помилок. Автори обмежували себе гастроентеритом купання, оскільки це найпоширеніша нозоформа, пов'язана з купанням у морських водах, що базується на сучасних американських критеріях якості приморських вод та інших стандартах, що використовуються у всьому світі. Результати показують, що фекальний стрептокок (ентерокок) є єдиним санітарно-показовим мікроорганізмом, що вказує на можливість гастроентериту серед купальщиків. Споживання трьох різних харчових продуктів, які відомі або підозрюються як вектори при передачі гастроентериту, а також врахування одного нехарчового фактору, не пов'язаного з водою, значно збільшив ризик гастроентериту серед купальщиків. Багаторазове моделювання показало, що фактори ризику, які не були пов'язані з водою, мали помірний вплив на взаємозв'язок між наслідками впливу морських вод із зміною рівнів фекальних стрептококів та виникненням гастроентериту серед купальщиків. Крім того, ці дослідження показали, що ризик виникнення гастроентериту для індивідуального купальщика, не збільшує ризик гастроентериту серед купальщиків, що піддаються впливу води з відносно високим рівнем фекальних стрептококів. На закінчення автори обговорюють значення цих результатів щодо правомірності існуючих критеріїв якості морських вод та потреби в роботі дизайну епідеміологічних досліджень у майбутньому.

Мета дослідження [50] полягала в оцінці ризику для купальщиків субтропічних рекреаційних морських вод, джерела забруднення яких невідомі, враховуючи інтенсивний мікробіологічний контроль морської води. Загалом було досліджено 1303 дорослих у дослідній та контрольній групах. Паралельно було проведено регулярне дослідження морської

води на ентерококи. Встановлено, що купальщики в 1,76 рази частіше повідомляли про шлунково-кишкові захворювання [95% довірчого інтервалу (CI) 0,94-3,30; $P = 0,07$]; 4,46 рази – про гострі дихальні захворювання (95% CI 0,99-20,90; $p = 0,051$) та 5,91 рази –про шкірні захворювання (95% CI 2,76-12,63; $p < 0,0001$) порівняно з неплаваючими. Підтвердження дози-відповіді було виявлено між захворюваннями шкіри (не для шлунково-кишкових та дихальних захворювань) та збільшенням log ентерококів серед купальщиків в 1,46 рази (95% CI 0,97-2,21; $p = 0,07$). Це дослідження показало, що купальщики мають підвищений ризик кількох захворювань відносно некупальщиків навіть за відсутності будь-якого відомого джерела стічно-фекальних вод. У той же час, взаємозв'язок між гастроентеритом та підвищенням рівня забруднення ентерококами не був встановлений, незважаючи на те, що багато поточних стандартів контролю води використовують гастроентерит як основну патологію в цьому випадку.

Епідеміологічні дослідження часто повинні покладатися на ознаки захворювання, про які повідомляють самі пацієнти. У ряді рандомізованих тестів оцінюються значення та ефект можливого «нахилу сприйняття ризику» при передачі інфекційних захворювань через морські рекреаційні води з незначним забрудненням стічних вод. З п'яти досліджуваних захворювань результати «нахилу сприйняття ризику» встановлені лише на шкірні захворювання. Хоча купальщики можуть мати в 3,5 рази більше шансів повідомляти про хвороби шкіри відносно некупальщиків, аналіз показав помилковість цього висновку. Купальщики з упередженими поняттями щодо будь-якого ризику здоров'я в 10,63 рази більш імовірно повідомляють про шкірні захворювання щодо некупальщиків (95% CI 2,36-47,8, $p = 0,0002$), тоді як купальщики без упередженого ризику не повідомляли про шкірні захворювання (OR = 0,60, 95%CI 0,11-3,24, $p = 0,71$). Подальший ана-

ліз експериментальної групи показав, що купальщики з упередженням додаткового ризику в 4,78 рази частіше повідомляли про шкірні захворювання (95% СІ 1,04-21,86, $p = 0,03$) відносно купальщиків без будь-якого упередження (95% СІ 0,70-19,60, $p = 0,10$). Це дослідження показує, що сильний «нахил сприйняття ризику» може призвести до помилкових асоціацій [51].

В прибережні води Лос-Анджелеса цілий рік скидаються необроблені зливи води. Багато інших прибережних районів стикаються з такою ж ситуацією. Автори роботи [52] провели масштабні епідеміологічні дослідження когорти населення, яке використовує такі забруднені рекреаційні морські води (плавання, купання). Визначено відстань від вивільнення колектора зливових вод в залежності від бактеріальних показників (загальні та фекальні колі-форми, ентерококи та *E. coli*) та наявності кишкових вірусів. Було виявлено більш високі ризики захворюваності в широкому діапазоні, включаючи інфекції верхніх дихальних шляхів та шлунково-кишкового тракту для осіб, що плавають (а) ближче до колектора, (в) у воді з високим рівнем окремих бактеріальних показників та низьким співвідношенням загальних колі-форм до фекальних та (с) у воді, де виявлено кишкові віруси.

Програми епідеміологічних та мікробіологічних досліджень, проведених у Нью-Йорку (1973-1975), о. Pontchartrain, Луїзіана (1977-1978) та Бостоні, штат Массачусетс (1978), передбачали оцінку взаємозв'язку якості морської води для плавання та купання з шлунково-кишковими захворюваннями. Загальна кількість ентерококів показала найбільшу кореляцію з «дуже ймовірними» шлунково-кишковими симптомами, частота яких також мала високий ступінь асоціації з відстанню від відомих джерел скиду муніципальних стічних вод. Встановлено зв'язок дуже низьких рівнів ентерококів та кишкової палички у воді (10 КУО/100 мл) з помітними рів-

нями (10/1000) для «дуже ймовірних» шлунково-кишкових симптомів. Крім того, співвідношення купальщиків до некупальщиків показало, що плавання та купання в навіть злегка забрудненій морській воді є важливими факторами гастроентериту [23].

4.2 Ретроспектива досліджень

Перше (1986) узагальнення проблеми таласогенних захворювань належить Н. І. Shuval [53].

У передмові автор обґрунтовує необхідність вивчення захворювань, пов'язаних з купанням. Початковою складністю завдання було визначити «безпеку» або «прийнятність» якості води для купання. На додаток до естетичного сприйняття, найважливішим критерієм, очевидно, є ризик для здоров'я, пов'язаний з купанням, але виявилось важко отримати статистично значущі дані про взаємозв'язок якості таких вод із захворюваністю. Це призвело до багатьох національних правил та стандартів, які часто базувалися на емоційному сприйнятті своїх авторів, ніж на наукових доказах.

Міжнародна морська програма по захисту довкілля ООН (ЮНЕП) зіткнулася з необхідністю координувати численні регіональні конвенції, розроблені в рамках цієї програми, щоб сформулювати наукову точку зору щодо зазвичай прийнятних критеріїв екологічної якості, які можуть бути передані на національні правила. Визначення критеріїв прийнятної якості пляжів було одним з пріоритетних завдань.

Програма на той час (1986) включала десять регіонів (Середземномор'я, Кувейт, Карибський, Західний та Центральний, Африка, Червоне море та Аденська затока, Південноазіатські моря, Східна Африка, Східноазіатські моря, Південний та Південно-Східний Тихий океан), яка включала більше 120 прибережних держав.

Визначення таласогенних інфекцій вперше запропоновано Mosley (1974) [54], що означає людські інфекції, джерелом яких є море (грецька: *thalass* = Sea + походження).

Цей огляд [53] аналізує форми таласогенних інфекцій, пов'язаних з мікробним забрудненням внаслідок скидів стічних вод у море та/або мікробного забруднення безпосередньо з тіл купальщиків в обмежених прибережних місцях для плавання. Такий вплив забрудненої морської води, що містить збудники людини, може призвести до зараження купальщиків через мимовільне ковтання невеликої кількості морської води. У цьому фрагменті не розглядаються таласогенні інфекції після споживання риби чи морепродуктів, особливо молюсків.

Таласогенні інфекції можуть бути викликані умовно-патогенними мікроорганізмами *Staphylococcus aureus*, *Clostridium welchi*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Candida albicans*, які часто присутні в організмі людини, але стають збудниками при зниженні імунітету, наприклад, при тривалому купанні у холодній воді [55]. Ці мікроорганізми також можуть спричинити інфекцію внаслідок розриву слизової оболонки у вусі або носі через травму, пов'язану з дайвінгом. Незважаючи на те, що вищезгадані чотири види бактерій можна знайти у забрудненій воді, Mood and Moore (1976) [55] попередили, що зараження з забрудненої води «слід розглядати за відсутності переконливих доказів зворотного».

Більшість прибережних районів відпочинку розташовані поблизу міст. Скиди міських стічних вод, забруднених патогенними мікроорганізмами, в море неминуче заражають воду рекреаційних зон, що завжди викликало певну стурбованість органів охорони здоров'я як можлива причина захворюваності купальщиків. Тому, виникає необхідність епідеміологічного обґрунтування кількісних мікробних рекомендацій та стандартів морських вод.

Історія питання наступна. У 1918 році Американська асоціація громадського здоров'я (АРНА) організувала комітет з питань купання, який провів опитування державних санітарних лікарів та практикуючих лікарів про поширення інфекцій, пов'язаних з плаванням. В результаті розроблено попередню пропозицію використовувати загальну кількість бактерій та колі-титр як показники якості води в медичній оцінці місць для купання [56]. Потім АРНА офіційно рекомендувала встановити ці показники як рекомендації щодо якості води для басейнів та прийняла рекомендацію про їх використання в природних місцях для купання. Однак, через багато років той самий комітет заявив про «відсутність епідеміологічної інформації» і що «це не переконано, що місце для купання є серйозною проблемою для здоров'я». У той же час АРНА запропонував систему класифікації на основі середньої кількості води для купання [57].

У Сполучених Штатах рекомендації щодо якості води, придатної для купання та плавання, засновані на дослідженні W.J. Scott (1932) [58] пляжів Коннектикуту, в яких він встановив кореляцію результатів бактеріологічного аналізу по колі-формам із санітарним станом пляжів. Його рекомендації викладені в табл. 4.4.

Таблиця 4.4

**Рекомендації щодо якості води для купання
(W.J. Scott, 1932) [58]**

Клас	Кількість кишкових паличок/100 мл	Санітарний стан
A+	0-10	Відмінний
A-	11 — 50	Добрий
B	51-500	Прийнятний
C	501 — 1000	Задовільний
D	понад 1000	Незадовільний

Перша федеральна директива щодо якості води, придатної для купання та плавання в Сполучених Штатах, була опублікована у 1968 році Федеральним управлінням запобігання забрудненню води Міністерства внутрішніх справ. Згідно з цим документом рекомендується, як максимальне значення в середньому 200 фекальних колі-форм на 100 мл для води, призначеної для купання та плавання. Також регламентується не більше 10 % зразків у поточному місяці із надлишком 400 фекальних колі-форм/100 мл. Ця директива була прийнята американським ЕРА та більшістю штатів. Документ ґрунтується на багатьох дослідженнях, згідно з якими фекальні колі-форми є певними показниками можливої присутності кишкових патогенів від людини або інших теплокровних тварин. Ці дослідження також показали, що середнє значення 200 фекальних колі-форм приблизно еквівалентне 2400/100 мл загальних колі-форм.

Однак у критеріях якості води (ЕРА, 1973) ці рекомендації відсутні через те, що «не існує конкретних рекомендацій щодо наявності або концентрації мікроорганізмів у воді для купання через відсутність переконливих епідеміологічних даних». Подальша мотивація такого скасування полягала у сумніві використовувати колі-індекс як єдиний критерій «санітарної чистоти», оскільки необхідно знати максимальну «прийнятну» концентрацію мікроорганізму. Однак при цьому не погоджено поділ «прийнятності» та «неприйнятності».

Тим не менш, у звіті максимальний рівень фекальних колі-форм 1000/100 мл пропонується для можливого розгляду. Однак у 1976 році ЕРА відновила рекомендації 1968 року 200/100 мл фекальних колі-форм (USEPA, 1976) [59].

Мікробні стандарти або рекомендації для пляжів були створені багатьма країнами ЄС та програмою WOO/UNEP

NED-POL Середземноморського плану дій. Залишалося дискусійним питання достатності епідеміологічних доказів для таких документів [60-62].

Тільки в середземноморському басейні мікробні стандарти води, придатної для відпочинку та спорту, суттєво відрізнялися від найбільш суворих вимог в Італії (у 80 % зразків кількість кишкової палички повинна бути $\leq 100/100$ мл) до найбільш ліберальних вимог в Югославії (100 % вибірки -20 000 загальних колі-форм /100 мл). Багато середземноморських держав мали верхні межі 1000 кишкової палички/100 мл [63]. В ЄЕС 80 % зразків повинні дорівнювати рівню фекальних колі-форм $\leq 1000/100$ мл та ≤ 100 фекальних стрептококів/100 мл. Таким чином, вимоги змінюються в найширших межах [64].

Cabelli (1983) [62] рекомендував певний критерій: «вимірювані зв'язки між концентрацією мікроорганізму-індикатора у морській воді та потенційним впливом на здоров'я людини при використанні води для рекреаційних цілей». Такий критерій заснований на великих епідеміологічних дослідженнях.

Якщо такий критерій досягається, вимоги є економічно та соціально прийнятними.

Існують різні точки зору щодо концепції «прийняттого ризику». Mood і Moore (1976) [55] стверджували: «Якщо ризик для здоров'я незначний, недоцільно на користь здоров'я та благополуччя відмовляти людям у використанні прибережних районів як місць відпочинку».

З іншого боку, ризик для здоров'я у зв'язку із скидом стічних вод у море поблизу зони відпочинку не повинен розглядатися як частина нормальних ризиків для здоров'я.

Інформація про таласогенні інфекції та/або захворювання через мікробне забруднення моря можна отримати з двох основних джерел:

а) звіти про дослідження спалахів захворювань, пов'язаних з мікробним забрудненням морських або прісних рекреаційних вод;

б) ретроспективні або проспективні епідеміологічні дослідження, метою яких є визначення взаємозв'язку між таласогенними інфекціями та/або захворюваннями та мікробіологічними показниками морської води.

Третій можливий спосіб — це інформація щодо ризиків таласогенних інфекцій на основі мінімальної інфекційної дози, кількості проковтненої морської води, імунного стану та інших можливих екологічних та індивідуальних змінних [61, 65].

Автор [53] представляє огляд добре відомих повідомлень про спалахи таласогенних інфекцій, пов'язаних з купанням у забруднених морських та прісних водах.

Черевний тиф.

Мабуть, найдавніший зареєстрований спалах таласогенної інфекції, пов'язаної з забрудненою мікробами водою для купання, датується 1888 р. Мова йде про 49 випадків черевного тифу після плавання у річці Ельба (Німеччина), вода якої була забруднена каналізаційними стоками [66]. Reese (1909) описав спалах черевного тифу в Королівському морському таборі в Уолмері на узбережжі Кента на південному сході Англії. Спалах був пов'язаний з плаванням у закритому басейні, який періодично наповнювався морською водою, інтенсивно забрудненою стічними водами інфекційної лікарні [67]. В 1921 році Камполіні описав спалах черевного тифу через купання в морській воді, забрудненої стічною, в дитячому таборі поблизу Нью-Хейвена (Коннектикут, США).

У 1929 році Winslow та Нохон повідомили про ймовірну передачу тифу серед купальщиків в забруднених водах гавані Нью-Хейвена. Аналогічний звіт з підозрою на тиф після купання у забрудненій морській воді гавані Нью-Йорка був

опублікований у 1932 році (департамент охорони здоров'я Нью-Йорка). Однак, Mood і Мооге висловили думку про те, що обидва звіти були «погано задокументовані» [55].

Спалах черевного тифу в Західній Австралії (10 випадків) після купання в забрудненій прибережній зоні через стічні води розбитого каналізаційного колектора описаний Snow (1959). Частота черевного тифу в Алабамі (США) була відмічена після плавання в забрудненій стічній воді [68]. У Луїзіані спалах черевного тифу в Національному парку Ковінгтона був пов'язаний з плаванням в інтенсивно забрудненій річковій воді нижче скиду із зламаної колекторної мережі [69]. Sabelli (1983) [62] повідомив про чотири випадки тифу в Олександрії (Єгипет), пов'язані з плаванням на пляжі, сильно забрудненому стічними водами. Багато випадків тифу серед дітей із схожою причиною відбулися в Тель-Авіві (Ізраїлі) [70].

Вірусні інфекції.

Ряд авторів описує ізоляцію певних ентеровірусів з рекреаційних вод, придатних для відпочинку та спорту. Найдавніша публікація стосується спалаху вірусного захворювання, етіологічним агентом якого був Coxsackie virus B1, який одночасно ізольований з води міського дитячого басейну [71]. Аналогічна ситуація була описана в Берліні, в якій вірусологічний аналіз води міського басейну протягом одного літа показав наявність Coxsackie virus B3 у 20 % зразків води. Цей вірус також був переважним збудником менінгіту або енцефаліту у дітей [72]. Встановлено взаємозв'язок ізоляції Coxsackie virus з води двох дитячих басейнів протягом двох місяців із одночасно перевіреною інфекцією з цим агентом у той же період [73].

Невеликий спалах хвороби, спричинений Coxsackie virus A16, стався у п'яти дітей через кілька днів після купання в озері [74]. Coxsackie virus A16 був виділений з 10-літрових

зразків озерної води та з ректальних проб двох пацієнтів. У 1973 році Hawley et al. [75] повідомили про дещо більший спалах із ізоляцією етіологічного агента з води озера. Цей спалах включав 21 випадок гострого вірусного захворювання у дітей у літньому таборі, розташованому на березі озера Шамплен. Coxsackie virus b5 був виділений у 62 % хворих і у 17 % безсимптомних осіб. Цей самий вірус також був виділений з прибережної води озера, де купалися діти. Однак епідеміологічний аналіз спалаху показав, що основний шлях передачі був пероральним.

Аналогічна ситуація описується Paffenbarger et al. (1959) [76]. Вірус було ізольовано влітку у 37 із 681 туристів, в той час як він був відсутній у табірному басейні з щотижневим контролем.

Представлені дані свідчать про те, що джерелами ентеровірусів можуть бути не тільки забруднені стічні водами, а самі купальщики. Ілюструючи неповність багатьох таких досліджень, Mosley (1974) [54] аналізує результати дослідження випадків вірусної інфекції, спричиненої вірусом Коксакі В5, у літньому дитячому таборі через плавання у забрудненій воді озера [75]. Виявляється, вірус був знайдений в одному з двох зразків води із зони купання, які були відібрані після спалаху і, можливо, були виділені пацієнтами, тоді як бактеріологічні зразки не були відібрані. Можливі способи забруднення стічними водами не досліджувались. Мослі [54] приходять до висновку про недостатню повноту таких досліджень.

Cabelli (1983) [22] робить висновок, що докази вищезгаданих трьох спалахів сумнівні. У той же час Bryan et al. (1974) [77] припустили, що спалах гепатиту А пов'язаний з плаванням у забрудненому озері.

Найбільший спалах внаслідок плавання у забруднених водах стався в липні 1979 року, коли протягом трьох днів

187 людей захворіли гатроентеритом після плавання у двох озерах у парку (Мічіган) (CDC, 1979). Незважаючи на те, що етіологічний агент не був спочатку встановлений, клінічний перебіг (короткий інкубаційний період, відносно легкий гастроентерит з короткою тривалістю) свідчив про ймовірну інфекцію ротавірусом, вірусом Норволка та/або парвоподібним вірусом. CDC (1983) повідомив про два спалахи інфекції, спричинені вірусом Норволка, пов'язаним з плаванням у штаті Міннесота. Cabelli (1983) [22] переконаний, що результати його власних досліджень підтверджують цей факт.

D'Alesio et al. (1980) [78] провели дослідження вірусної передачі під час плавання в прибережних водах прісних озер та води в басейнах у Медісоні (Вісконсін). Ретроспективне дослідження полягало в спостереженні за останнім плаванням та захворюваннями 3774 дітей, які відвідали дитячу клініку. Діти з клінічно очевидними гострими вірусними інфекціями були обстежені в лабораторії. Характерною особливістю цього дослідження було перевірка гіпотези про те, що вода, придатна для рекреації та спорту, які не забруднені стічними водами, може слугувати середовищем для передачі вірусних інфекцій, особливо спричинених ентеровірусами. Згідно з повідомленням, у зону купання не було скидів стічних вод.

Висновки полягають у наступному :

1. Був продемонстрований статистично значущий зв'язок між плаванням та ентеровірусною інфекцією.

2. Не було зв'язку між частотою купання у зоні плавання та захворюваннями.

3. Дані свідчать про те, що вода слугувала середовищем передачі ентеровірусу, хоча це дослідження не дає прямих доказів з цього питання.

4. Результати свідчать про те, що ризик ентеровірусної інфекції може бути більшим для плавання в озерах, ніж у басейнах [78].

Дослідники [78] висунули гіпотезу: якщо ентеровіруси, як збудники інфекції серед плавців, не попали у воду з стічними водами, тоді вони виділяються плавцями з дихальних шляхів або кишкового тракту як джерела забруднення води. Автори також розглядають можливість передачі вірусної інфекції при контакті під час плавання, а не через воду під час купання.

Це дослідження [78] вказує на два кардинально слабких місця, визнані самими дослідниками. По-перше, фактичне плавання суб'єктів не було відомо. Було вказано лише, що суб'єкти «відвідали» місце для купання. По-друге, дослідники не перевіряли мікробіологічну якість води, тоді як у місті Медісон в басейні її контролювали щотижня. Якість води для купання згідно з аналізами на фекальні колі-форми та ентерококи суттєво відрізнялася під час дослідження. Середня кількість для ентерококів для всіх днів відбору на узбережжі становила 71/100 мл у 1976 році та 108/100 мл у 1977 році з численними окремими результатами понад 1000/100 мл. Таким чином, передача вірусного захворювання після плавання у воді, забрудненої стічними водами або безпосередньо іншим купальщиком, є дуже ймовірною.

Однією з перших спроб систематизувати інформацію щодо взаємозв'язку інфекційних захворювань з купанням було здійснено в 1921 році, коли Комітет Американської асоціації громадського здоров'я [56] провів опитування (2000 анкет) окулістів, окориноларингологів та санітарних лікарів щодо їхньої думки стосовно цього питання. З 571 відповідей, в яких респонденти відповіли щонайменше на одне запитання, комітет дійшов висновку, що певні спалахи можуть бути пов'язані з плаванням, включаючи 7 спалахів кон'юнктивіту, 2 середнього отиту, 2 фарингіту та ангіни та 1 синуситу. Згідно з Mood та Moore (1976) [55], подібний взаємозв'язок є сумнівним: «Людина має інфікування носових пазух та се-

реднього вуха, як правило, мікроорганізмами з носоглотки, які можуть бути механічно перенесені в ці порожнини під час плавання та дайвінгу».

У 1955 році Bell et al. [79] опублікували перше епідеміологічне дослідження фарингокон'юнктивіту, який, як виявилося в даний час, викликається аденовірусами. Це високоінфекційне гостре захворювання, що характеризується високою температурою, фарингітом та кон'юнктивітом. Висловлено припущення, що забруднена вода басейну, можливо, була «можливим джерелом передачі зараження від людини до людини». Подібні спалахи описані в періоди недостатнього хлорування води в басейні (Foy et al., 1968) [80]. Більш висока частота фарингокон'юнктивальної лихоманки у плавців у поєднанні з неефективним хлоруванням води в басейні свідчить про наявність «реакції дози-відповіді», коли купання спричинило захворювання [55].

Mood і Moore (1976) [55] вважають, що в цьому випадку, за відсутності забруднення води для купання стічними водами єдиний спосіб трансферу збудника — «від купальщика до купальщика».

У 1981 році Calderon та Mood [81] опублікували звіт про два дослідження зовнішнього отиту у плавців. Цю хворобу іноді називають «вухом плавця». Один звіт (1979) відображав проспективне дослідження порівняння частоти захворюваності підлітків після плавання у прісному озері з плаваннями у хлорованій воді басейну. Іншим звітом було ретроспективне дослідження, проведене в Єльському університеті протягом літа 1980 року. У проспективному дослідженні 3 % дітей повідомили про захворювання вуха протягом наступного тижня після табору, але жоден не мав зовнішнього отиту, підтвердженого лікарем. Ретроспективне дослідження порівняло 29 випадків з 29 у контролі, що відповідало віку та статі.

Автори зробили такі висновки з цих двох досліджень:

1. Особи віком до 18 років хворіють на зовнішній отит.

2. Гаряче і вологе повітря є непрямую причиною зовнішнього отиту.

3. Плавання, ймовірно, пов'язане із зовнішнім отитом, але ще важливішим, є тривалість плавання.

4. Зовнішній отит, ймовірно, не пов'язаний з бактеріальними показниками якості води, такими як ентерококи або *P. aeruginosa*. Тому бактеріальні індекси цих мікроорганізмів малоінформативні в оцінці потенційного ризику захворювання зовнішнім отитом у плавців, що купаються в цих водах.

5. *P. aeruginosa* є переважаючим ізолятом у більшості випадків зовнішнього отиту. Слід вивчити роль інших мікроорганізмів: *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Staphylococcus*, *Enterobacter*.

Одним із обмежень цього дослідження була відсутність інформації щодо тривалості плавання та, зокрема, відносно дайвінгу, що є вирішальною причиною для вушних інфекцій.

Simchen et al. (1984) [82] було проведено ще одне дослідження асоціації вушних інфекцій та плавання в басейнах з різною якістю води серед маленьких дітей у кібуцах в Ізраїлі. Це стосується виявлення зовнішнього отиту серед 346 дітей у віці 3-6 років після купання в басейнах у 11 різних кібуцах. Діти купалися майже щодня протягом літніх місяців і були клінічно обстежені місцевим медичним персоналом. У той же час було враховано кількість занурювань (дайвінгу).

Інформація про якість мікробної води була дуже обмежена (невелика кількість тестів на загальні та фекальні коліформи, загальне мікробне число та залишковий активний хлор).

Результати показали, що зовнішній отит був досить поширеним серед купальщиків, ймовірно, через мікробіологічні

показники. Однак, сильніший статистично значущий зв'язок виявлений серед дітей, які плавали в басейнах з водою поганої мікробної якості. Серед дайверів зовнішній отит був високим незалежно від якості води.

Це дослідження підтверджує попередні результати, що вушні інфекції пов'язані з плаванням. Однак є переконливі докази збільшення захворюваності зі збільшенням частоти дайвінгу.

Бактеріальна дизентерія.

Один з найбільш досліджуваних спалахів, який надає цінну інформацію про передачу бактеріальної дизентерії внаслідок купання в воді, забрудненій стічними водами, відбувся в 1976 році на 8-кілометровій ділянці річки Міссісіпі нижче м. Dubuque (Айова) [83]. З 45 досліджуваних випадків у 43 (96 %) була консультація з лікарем, 18 (40 %) були госпіталізовані. 23 захворілих купалися у воді річки протягом трьох днів після появи симптомів. Тринадцять з них плавали в парковій зоні у воді, середній рівень забруднення якої за фекальними колі-формами становив 17 500/100 мл. *Shigella sonnei*, судячи з антибіограми та типу коліцину, виділена у семи плавців, а також з води, в якій вони плавали. Аналізи «випадок-контроль», ретроспективний, когортний ще 262 осіб показали статистично значущу кореляцію інфекції з плаванням ($p \leq 0,001$), але не з питною водою із свердловини або споживанням їжі. Захворювання визначено як діарея з лихоманкою та судомами, які з'являються протягом трьох днів. Захворюваність серед плавців у парку становила 12 %. Найвищий відсоток захворюваності та кореляції спостерігався у дітей та підлітків (віком до 20 років), які купалися в забрудненій воді річки.

Ці результати мають певні обмеження, оскільки оцінка якості води була проведена після завершення спалаху, а джерела *Shigella* та індикаторних мікроорганізмів у воді точно не

встановлені. Cabelli (1983) [22] стверджує, що, тим не менш, цей спалах певною мірою пов'язаний з плаванням у воді, забрудненій фекальними стоками. Що ще важливіше, вплив на здоров'я відбувся за відсутності погіршення запаху води, чого було б достатньо для запобігання купання у забрудненій воді.

Це перше дослідження про переконливий взаємозв'язок плавання у забрудненій стічними водами воді та інфікуваням бактеріальною дизентерією. Раніше показано, що ця інфекція може бути викликана їжею, яка містить 10 — 100 бактерій. Тут підтверджено значний ризик інфікування плавців при попаданні у рот та ковтанні невеликого обсягу забрудненої води під час купання.

Рівень фекальних коли-форм у річці Міссісіпі (17 500/100 мл) приблизно в 80 разів вищий, ніж рекомендований американською EPA (200/100 мл) і в 9 разів вищий, ніж рекомендована величина ЄЕС для коли-форм (2000/100 мл).

Два спалахи бактеріальної дизентерії, пов'язані з плаванням у забрудненій прісній воді, були зареєстровані в 1983 році [84].

Через відсутність кількісних епідеміологічних даних, які поєднують ризик для здоров'я під час купання у забрудненій морській воді з концентрацією мікроорганізмів індикаторів, були розроблені прогностичні математичні моделі. Початкові параметри були мінімальною інфекційною дозою; співвідношенням патогенів до мікроорганізмів індикаторів; очікуваною кількістю води, яку проковтував плавець, та рівнем імунорезистентності.

Перша модель була зроблена Streeter у 1951 році на основі більш ранніх досліджень Kehr і Butterfield (1943) [85] і базувалась на розрахунку очікуваного ризику попадання per os тифозної бактерії (*Salmonella typhi*). У цьому дослідженні розраховано передбачуване відношення загальних коли-форм (ЗКФ)

до тифозних бактерій у стічних та поверхневих водах як функцію рівня захворюваності на черевний тиф у популяції.

Наприклад, згідно з їх оцінками, якщо частота захворюваності на тиф становить 10 випадків/10000, то співвідношення *S. typhi* до ЗКФ було б 8:10⁶. Автори припустили, що концентрація ЗКФ у стічних водах залишається більш-менш постійною, а концентрація патогенів є функцією рівня захворюваності, тобто, кількості людей, що виділяють патоген. Стандартний ЗКФ 1000/100 мл, прийнятий у Сполучених Штатах у 1950-х роках, частково базувався на аналізі Streeter [65] та частково на концепції «досяжності» Scott (1951) [58].

Cabelli (1984) [62] розкритикував такі моделі, а аналіз Streeter [65], зокрема, як непродуктивні в цілому, оскільки вони ґрунтувалися на припущенні мінімальної інфекційної дози одного мікроорганізму сальмонели як причинного агента черевного тифу. Це на кілька порядків менше, ніж доза, отримана в дослідженні на волонтерах [86]. У будь-якому випадку, в даний час, при майже повному зникненні черевного тифу у більшості розвинених країн, втрачається значення оцінки ризику купання у забрудненій морській воді у зв'язку з цією інфекцією.

Автор [53] зробив власну спробу оцінити ризик для здоров'я у зв'язку з купанням у забрудненій морській воді [61], що включало наступні параметри.

4.3 Розрахунок ризику для здоров'я у зв'язку з купанням у забрудненій морській воді

4.3.1 Мінімальна інфекційна доза.

Встановлено, що для певних ентеровірусів мінімальна інфекційна доза для людини — це лише одна тканинна інфекційна доза [87-89].

За даними Cabelli (1983) [22], найбільш вірогідними етіологічними агентами шлунково-кишкових інфекцій, пов'язаних з купанням, є ротавірус та/або вірус Norwalk. Передбачається, що ці патогени у високих концентраціях дуже вірулентні і мають низьку мінімальну інфекційну дозу. У початковій оцінці автор [61] припустив, що лише 1 з 10 купальщиків, який ковтає один віріон, заражений і лише в 1 з 10 випадків розвивається клінічно виявлена хвороба. Таким чином, лише 1 % тих, хто проковтнув мінімальну інфекційну дозу, насправді захворіють. З небезпечним патогенним вірусом і для дуже сприйнятливої молодшої вікової групи (до 10 років) це може бути від 1 до 10.

4.3.2 Співвідношення патогенів і індикаторних мікроорганізмів.

Автор [61] встановив, що ЗКФ мають набагато швидший рівень відмирання в морській воді, ніж ентеровіруси. Якщо початкове співвідношення ентеровірусів до ЗКФ у неочищеній стічній воді становить 1:100 000 або 1:10 000, то в морській воді на відстані 1,5 км від вихідного колектора каналізації, це співвідношення становить 1: 1000 або менше [61, 90] завдяки швидкому рівню відмирання кишкових паличок. У первинній оцінці автор прийняв співвідношення певного вірусу як етіологічного агента, пов'язаного з інфекцією внаслідок купання, до ЗКФ 1:10000.

Згідно з автором, те саме співвідношення може бути характерним для ентерококів у зоні купання — 1:1000. Однак Cabelli (1983) [22] висловлює думку, що концентрація небезпечних ротавірусів у стічних водах та морській воді може бути дуже високою, а їх співвідношення з ентерококами може становити 1: 100 або 1:10.

4.3.3 Об'єм води, який проковтують плавці.

Mechalás et al. (1972) [90] припустили, що 10 мл — це середній об'єм води, який проковтують плавці під час плавання. За даними Steiniger (1954) [91] у басейнах з високоякісною прісною водою в Німеччині ця цифра становить 50 мл. Існують індивідуальні відмінності в кліматичних зонах. Наприклад, дитина, що проводить день на теплому середземноморському пляжному курорті, може провести 2-4 години у воді і проковтнути 100 мл морської води протягом дня. У той час як купальщик на більш холодному скандинавському курорті проводитиме набагато менше часу у воді і, відповідно, проковтне набагато менше води. Передбачається, що купальщики ковтають приблизно 10 мл на день.

4.3.4 Гіпотетичний ризик захворювання.

На основі вищезгаданих припущень можна обчислити діапазон гіпотетичного ризику зараження та/або хвороби при одноразовому впливі води у забрудненій зоні купання з будь-якою концентрацією індикаторного мікроорганізму.

Ковтання морської води з концентрацією ентерококів 100/100 мл; з співвідношенням небезпечних вірусних збудників до ентерококів 1:100; з мінімальною інфекційною дозою 1; враховуючи, що 10 % сприйнятливої вікової групи до 10 років захворюють; із середнім обсягом проковтнутої води 10 мл можна підрахувати, що в середньому буде одна вірусна інфекційна доза на 100 мл морської води і що один із 10 купальщиків отримає цю інфекційну дозу при ковтанні. З них лише 10 % захворюють. Таким чином, згідно з цією моделлю, 1 % купальщиків (до 10 років) можуть захворіти внаслідок щоденного впливу купання у воді з концентрацією ентерококів 100/100 мл. Якщо припустити, що співвідношен-

ня вірусів до ентерококів 1:10, а не 1:100, як це прийнято в першому розрахунку, могли б захворіти 10 % купальщиків. Тобто, можна припустити, що ризик захворювання для дітей після одноразового впливу купання в морській воді зі 100 ентерококами/100 мл змінюється в діапазоні 1-10 %.

Це лише гіпотетичні розрахунки оцінки ризику. Однак це дає можливість вимірювати ризик для здоров'я, пов'язаного з купанням у забруднених каналізаційними стоками рекреаційних водах, і цей ризик може співвідноситись із концентрацією надійного індикаторного бактеріального мікроорганізму. Перевірка цього припущення тоді (1974) не була доступною.

4.4 Епідеміологічні дослідження щодо виявлення кореляції між таласогенною інфекцією та мікробною контамінацією води для купання

Лише обмежена кількість епідеміологічних досліджень присвячена пошуку відповіді на питання про те, чи існує кореляція між ризиком здоров'я (тобто, таласогенної інфекції) та концентрацією певних мікробів як показників забруднення води.

Перше систематичне проспективне епідеміологічне дослідження щодо інфекційних захворювань від рекреаційних вод з використанням концентрації індикаторних мікроорганізмів як ключової змінної провели Stevenson (1953) та його колеги в U.S. Public Health Service.

Проведено три дослідження. Перше стосувалося двох узбережжів озера Мічиган поблизу Чикаго. Друге вивчало показники смертності осіб у двох місцях: жителів Кентукки та сусіднього забрудненого пляжу на річці Огайо. Третє дослідження було проведено на двох морських узбережжях у протоці Лонг-Айленда: одне в New Rochelle, Нью-Йорк, а друге у Mataponck, Нью-Йорк.

Основний висновок складався з статистично значущої надлишкової ($p = 0,01$) захворюваності серед купальщиків після купання у прісній воді в Чикаго та вздовж річки Огайо з концентрацією ЗКФ близько 2 400/100 мл. Крім того, дослідники виявили надлишок захворюваності, особливо вуха, носа та інфекційних захворювань горла серед невміючих плавати незалежно від якості води, придатної для купання та плавання. Автори пояснили це тим, що «вода — це неправильне природне середовище для людини, незалежно від її бактеріальної якості» [25].

Moore (1974) [60] та Cabelli (1983) [22] в детальних критичних аналізах поставили під сумнів ці результати.

Незважаючи на це, National Technical Advisory Committee (NTAC) Federal Water Pollution Control Administration (FWPCA), який була попередником EPA, зробив такий висновок [92]:

«Дослідження на озері Мічіган та річці Огайо показали епідемічно значний вплив на здоров'я при рівнях кишкових паличок 2 300-2 400/100 мл. У роботі на річці Огайо було встановлено, що кількість фекальних коли-форм (ФКФ) становила 18 % від ЗКФ. Тобто, вплив, що «піддається виявленню» на здоров'я може статися при рівні ФКФ приблизно 400/100 мл. Рівні вірусного забруднення вторинно очищених стічних вод становлять 1 БОЕ/мл при співвідношенні 1 вірус на 10 000 ФКФ. У воді для купання при рівні ФКФ 400/100 мл, очікується 0,02 вірусу/100 мл (1 вірус на 5 л)».

Виходячи з цього аналізу, рекомендується наступне: «Кількість фекальних коли-форм (ФКФ) слід використовувати як індикаторний показник для оцінки мікробіологічної придатності води для рекреації та спорту. Вміст ФКФ у таких водах не повинен перевищувати середній показник 200/100 мл, тоді як не більше 10 % зразків у будь-якому 30-денному періоді не повинно перевищувати 400/100 мл».

Пізніше (1976 р.) U.S. EPA прийняло цю рекомендацію, незважаючи на попередню оцінку робочої групи Національної академії наук у 1972 році, яка прийшла до висновку, що «певні рекомендації щодо наявності або концентрації мікроорганізмів у воді для купання не можуть бути зроблені через відсутність переконливих епідеміологічних даних». З цією заявою Національна академія наук відхилила обґрунтованість дослідження Stevenson.

З 1953 по 1959 рр. British Public Health Laboratory Service на чолі з Dr. Brandon Moore провели масштабне бактеріологічне та епідеміологічне дослідження купання в прибережних водах, забруднених стічними водами. Обстежено понад 3000 дітей, які купались загалом на 40 локаціях морського узбережжя. Виявлено 4 випадки паратифа у дітей, які купались на двох надзвичайно забруднених пляжах. На одному пляжі було відібрано та досліджено 348 зразків води, на другому 51. В обох випадках середній рівень ФКФ становив 7000/100 мл. На закінчення було відмічено, що «плавання в морській воді, забрудненій каналізаційними стоками, було лише невеликим ризиком для здоров'я, навіть на пляжах, які є естетично незадовільними», і що цей ризик, ймовірно, пов'язаний з випадковим контактом із зараженими людьми.

Раніше методологія та висновки Мооре були піддані критиці насамперед через відсутність наступної інформації: чи зайшли так звані «купальщики» у воду із зануренням голови, що дійсно піддає їх єдиному реальному ризику, пов'язаному з купанням та мимовільним ковтанням води [61]. Було встановлено, що «експозиція ризику суттєво змінюється серед відвідувачів пляжів, оскільки деякі можуть енергійно плавати протягом багатьох годин, ковтаючи значні обсяги води, а інші ледь зволожують щиколотки».

Залишається питання, чи Мооре та його колеги мають рацію у своїх рекомендаціях для громадськості в цілому:

«... Плавання в забрудненій каналізацією морській воді несе лише незначний ризик для здоров'я навіть на пляжах, які є естетично дуже незадовільними»; «Мікробіологічні стандарти води для купання мають мало наукової обґрунтованості»; «...Необхідно перевірити відповідність такому стандарту з потребами в охороні здоров'я» [61].

Ці висновки та рекомендації визнаного авторитетного вченого мали значний вплив у багатьох країнах. Вони призвели до зменшення підтримки регулювання та контролю забруднення пляжів стічними водами. В одному випадку автор [53] був особистим свідком того, як міський голова найбільшого міста в Ізраїлі успішно використовував рекомендації Мооге, запобігаючи обмеженню громадського купання на багатьох сильно забруднених пляжах у його місті. Також сумнівно, чи можна висновки Мооге для відносно прохолодних пляжів у Великобританії екстраполювати до Середземного моря, де дуже молоді та дуже сприйнятливі купальщики часто знаходяться у воді із ковтанням значних обсягів води.

Очевидно, лише добре розроблене, валідне та масштабне епідеміологічне дослідження всіх порушених питань може нарешті вирішити цю проблему.

4.5 Масштабне проспективне епідеміологічне та мікробіологічне обстеження

У 1972 році Cabelli та його колеги з U.S. EPA розпочали масштабне проспективне епідеміологічне та мікробіологічне обстеження, яке включало морську та прісну воду. Дослідження тривало шість років і включало приблизно 26 000 осіб у 3 штатах США — Нью-Йорк (Нью-Йорк); озеро Pontchartrain, Новий Орлеан (Луїзіана); Бостонська гавань (Массачусетс). Додаткове дослідження було проведено в Олександрії (Єгипет). Усі американські дослідження вико-

ристовували найбільш ідентичну методологію для подолання багатьох вразливих нюансів, показаних у дослідженнях Stevenson и Moore, згаданих раніше.

Cabelli (1983) [22] описав характеристики дизайну, які зробили їх дослідження унікальним, таким чином.

Учасники опитувались приблизно через 7-10 днів по телефону або особистим інтерв'ю (поштові профілі, як показав попередній досвід, дали незадовільний результат) відносно симптоматики, яка розвивалася після плавання. Інші функції дизайну включали наступне:

1. Тільки ті особи були класифіковані як плавці, чиї отвори верхнього тіла були піддані воді природного походження, враховуючи тривалість плавання. Як контроль, була використана неплаваюча група осіб.

2. Вплив був обмежений одним днем або в найбільш послідовні вихідні дні. Це збільшило розмір досліджуваної популяції, але обмежило період спостереження за захворюванням терміном 8-10 днів. Ця особливість дослідження сприяла аналізу даних «за днями», тим самим усуваючи вплив щоденної мінливості рівня забруднення. Однак це усувало захворювання з інкубаційними періодами понад дев'ять днів, особливо інфекційний гепатит (це було частиною єгипетського дослідження).

3. Вплив мінливості забруднення залежно від часу протягом дня, пов'язаний із припливами, не можна було усунути. Однак у перші два роки досліджень у Нью-Йорку була зроблена спроба мінімізувати цей вплив, за зразком дати, коли мінімальний приплив збігався з піковими періодами використання пляжів (як правило, з 11:00 до 17:00).

4. Населення було демографічно схожим за віком, статтю, етнічними та расовими характеристиками.

5. Респондентів опитували, чи залишалися вони вдома в ліжку та чи зверталися за медичною допомогою. Ця

інформація була використана для врахування непрацездатності.

6. Була створена система валідації шлунково-кишкової (ГІ) симптоматики. Дуже ймовірні ознаки ГІ (НСГІ) були визначені як: (1) блювота, (2) діарея з лихоманкою як достатня причина непрацездатності (людина залишилася вдома, була в ліжку або зверталася за медичною допомогою або (3) біль у шлунку або нудота, що супроводжувалися лихоманкою.

7. Анкета включала інформацію про проблеми шкіри, верхніх дихальних шляхів, очей та вух.

Зразки води відбирали в стерильні пляшки трохи нижче поверхні води періодично за час, коли люди були у воді, у 2-3 місцях уздовж узбережжя. Загалом 3-4 зразки були відібрані з 11:00 до 17:00, тобто під час максимального плавання. Зразки тестували протягом шести годин після відбору.

Мікроорганізми-індикатори включали колі-форми, *E. coli*, *Klebsiella enterococci*, *C. perfringens*, *Bifidobacteria*, *Coliphage*, *C. albicans*, *P. aeruginosa*, *A. hydrophila*, *V. parahaemolyticus*, *Salmonella* та ентеропатогенну кишкову паличку. Визначено також хімічний індикатор у вигляді копростерину фекалій. Результати звіту (1983) EPA Cabelli et al. (1983) [22] коротко узагальнили наступним чином.

«Результати чітко показують, що ризик гастроентериту, пов'язаного з плаванням у морських водах, забруднених міськими стічними водами, пов'язаний з якістю води у вигляді середнього індексу ентерокока у воді. Крім того, ризик може бути при надзвичайно низьких рівнях забруднення. Відповідно до критеріїв Hill (1965) [45] щодо асоціації (association) та випадковості (casuality) можна зробити такі висновки. По-перше, асоціація – висока; у деяких випробуваннях рівень гастроентериту, пов'язаний з плаванням, був у три – чотири рази більший, ніж у неплаваючих. По-друге, була послідовність в асоціації, за якої вона спостерігалася в

декількох локаціях за кілька років. По-третє, асоціація між кишковою інфекцією та фекальним забрудненням реальна за своєю природою. По-четверте, асоціація послідовна, оскільки така ж ситуація спостерігається з іншими водними маршрутами передачі, тобто, при споживанні молюсків та питної води».

«Також було зрозуміло, що ентерококи як мікроорганізми-індикатори найкраще співвідносяться з плаванням і зв'язком з гастроентеритом. Для отриманої асоціації важливі дві основні характеристики індикатора: послідовність фекального походження та «добре» виживання під час очищення стічних вод та трансферів у водному середовищі. З досліджених індикаторів ентерококи та *E. coli* найкраще задовольняють першу вимогу: ентерококи мають кращі характеристики виживання, хоча їх питома вага в неочищених або оброблених стічних водах на 1-2 порядки менша, ніж *E. coli*».

Коефіцієнт кореляції в нью-йоркському фрагменті досліджень між дуже ймовірними шлунково-кишковими симптомами (HCGI) та концентрацією ентерококів у воді для купання становив $r = 0,96$ ($p < 0,001$); для інших потенційних показників це були *E. coli* — 0,58; ЗКФ — 0,65; ФКФ — 0,51. Дані для всіх американських досліджень дали $r = 0,75$ для ентерокока та $r = 0,54$ для *E. coli*.

У 1979 році Dufour з EPA [93] розпочав інші дослідження в Tulsa (Оклахома) та Erie (Пенсильванія). Ці дослідження були завершені в 1982 році. У цьому випадку не було зв'язку між ФКФ та плаванням, пов'язаним з гастроентеритом ($r = 0,081$).

Виходячи з результатів цих досліджень, Cabelli et al., (1983) [22] узагальнили співвідношення між кількістю ентерококів у морській воді та впливом на здоров'я, з яких можна розробити кількісний критерій морських рекреаційних вод: збудники зникають у концентраціях нижче мінімальної ін-

фекційної дози перш, ніж ентерококи більше не знаходяться у зразку води в 100 мл. Це не стосується *E. coli*.

Хоча дослідження Cabelli (1983) [22] не позбавлені недоліків, вони є одним з найбільш ретельно виконаних із проведених досліджень, що забезпечує основу для висновків та рекомендацій.

4.6 Розвиток критеріїв якості рекреаційних вод

У 1977 році група експертів ВООЗ та ЮНЕП в рамках скоординованої програми моніторингу та вивчення забруднення Середземного моря (Med Pol) запропонувала рекомендації щодо епідеміологічних та мікробіологічних досліджень для розвитку критеріїв якості води, придатних для відпочинку. Професор V.J. Cabelli із своїм досвідом був провідним експертом у розробці цих рекомендацій. Основною метою була розробка методології, яка б дозволила отримати адекватні епідеміологічні дані для забезпечення якості води, придатної для купання, відповідно до критеріїв, для подолання недоліків попередніх досліджень [94]. Ці рекомендації були оновлені та змінені консультаціями WHO/UNEP щодо кореляції між якістю прибережних вод та впливом на здоров'я (Follonika, Italy, жовтень 1985 р.).

V.J. Cabelli (1983) [22] у своїх дослідженнях отримав дані для ліній регресії для повних ознак GI та для «дуже ймовірних» ознак GI (HCGI) (тобто нудоти, блювоти, діареї та болю в шлунку).

У 1984 році американське ЕРА запропонувало проект критеріїв щодо «конкретної кількості індикаторних бактерій у контексті різних рівнів захисту від ризиків шлунково-кишкової інфекції від плавання у забруднених водах».

У документі зазначається: Дослідження ЕРА продемонстрували, що «ентерокок має набагато кращу кореляцію з

інфекцією, пов'язаною з плаванням у морських та прісних водах; ФКФ та *E. coli* мають кореляцію у прісній воді, рівну ентерококу, але не у морській воді».

Подальші рекомендації ЕРА США були такими: рівень 200 ФКФ/100 мл це рівень ризику 15 випадків шлунково-кишкової хвороби для 1000 плавців у морських водах та 6 на 1000 плавців у прісній воді.

ЕРА пропонує нові критерії:

- морська вода 3 ентерококи / 100 мл
- прісна вода 20 ентерококів / 100 мл або 77 *E. coli* / 100

мл.

Отримавши нові кількісні рекомендації щодо морських вод, придатних для відпочинку та спорту, ЕРА USA підтвердило згоду на результати досліджень та рекомендації V.J. Кабеллі.

Таким чином, результати вищезазначених досліджень представили переконливі докази того, що купання в морській або прісній воді, забрудненій каналізаційними стоками, може спричинити значне зростання шлунково-кишкових інфекцій, при цьому рівень захворюваності корелює з кількістю ентерококів та кишкових паличок. Це дозволяє на основі епідеміологічних доказів, висловлених для обґрунтування критеріїв якості, розробити рекомендації та стандарти морських вод, придатних для відпочинку та спорту.

4.7 Оцінка глобального навантаження захворювання (global burden of disease — GBD) інфекційних патологій, пов'язаних із забрудненими водами для купання

Мета статті [96] полягала в оптимізації попередніх оцінок автора [95] з метою розробки більш розвиненої методології оцінки глобального навантаження захворю-

вання (global burden of disease — GBD) інфекційних патологій, пов'язаних із забрудненням стічними водами вод для купання. Слід зазначити, що тут представлено лише фрагмент цієї статті стосовно впливу рекреаційних вод на здоров'я рекреантів. Глобальний тягар захворювання — це новий кількісний підхід до оцінки соціально — економічного впливу захворювання. З метою цього дослідження рівні кожного з негативних впливів на здоров'я людини, пов'язаного із забрудненою морською водою для купання, оцінювались з точки зору концепції глобального навантаження захворювання, вимірюваного в DALY (disability-adjusted life year) (роки життя, скориговані за непрацездатністю) [97].

Визначення GBD включає: (а) втрати від передчасної смерті, яка визначається як різниця між фактичним віком, коли сталася смерть, і середньо ймовірною тривалістю життя населення того ж віку з низькою смертністю; та (б) роки втрати здорового життя у зв'язку з інвалідністю.

Слід сказати, що команда ВООЗ під керівництвом доктором Murray постійно вдосконалює методологію оцінки GBD та DALY. Версія, представлена в цій статті [96] — це їх раніше спрощений підхід для орієнтовної попередньої оцінки на основі обмежених даних, доступних для цього дослідження. Напевно, це стимулюватиме в майбутньому на отримання кращих оцінок захворювання та впливу на різні категорії населення.

Кінцева мета цього дослідження повинна стимулювати розвиток моделі, яка надасть можливість країнам та/або регіонам зробити оцінки GBD як надійний та раціональний інструмент для розвитку регіональної та громадської охорони здоров'я та програм профілактики захворювань, спричинених забрудненням стічними водами морських вод для купання.

Значення вартості одного життя, втраченого передчасно за 20 років, за підрахунками різних авторів та в різних країнах становило від 50 000 до 50 000 000 \$. Для цього дослідження вважається, що економічна втрата одного продуктивного року життя або одного DALY становить приблизно 4000 доларів.

4.7.1 Інфекційні захворювання, пов'язані з плаванням у морських прибережних водах, забруднених стічними водами

4.7.1.1 Епідеміологічний фон

В даний час є достатньо епідеміологічних доказів того, що кишкові/шлунково-кишкові та дихальні захворювання можуть бути пов'язані з плаванням у прибережних морських водах, забруднених патогенними мікроорганізмами (фекальними бактеріями та вірусами), джерелом яких є побутові стічні води [1, 19, 98].

Докази 22 проспективних епідеміологічних досліджень, згідно з аналізом ВООЗ, підтверджують, що рівень певних кишкових та респіраторних інфекцій та захворювань серед купальщиків порівняно з некупальщиками постійно збільшується із ростом концентрації мікроорганізмів-індикаторів фекального забруднення в залежності від «доза-ефект». Ці дослідження свідчать про те, що купальщики стикаються з надмірним ризиком кишкового та респіраторного захворювання порівняно з контролем навіть при низьких рівнях забруднення прибережних вод, якість яких відповідає нинішнім мікробним стандартам Європейського Союзу ЄЕС (1976) та США ЕРА (1986). Залежності «доза-ефект», представлені у цих дослідженнях, дають сильну основу для оцінки ризику зараження та хвороб серед морських купальщиків як функції

мікробної якості води. Слід сказати, що багато ентеровірусів, що передаються фекально-оральним шляхом, можуть викликати як кишкові, так і респіраторні симптоми. Хоча інфекції для вуха та очей часто асоціюються з плаванням та купанням у морі та прісній воді, є мінімальні докази їх зв'язку з концентрацією фекальних індикаторних мікроорганізмів або патогенів, походження яких пов'язане із скидом стічних вод у морські прибережні води. Вважалося, що дорослі купальщики можуть проковтнути приблизно 10-100 мл морської води за 20-30 хвилин енергійного плавання, в якому вони занурюють голову у воду, тоді як діти можуть проковтнути ще більшу кількість.

З метою цієї оцінки передбачалося, що більшість купальщиків у всьому світі піддаються морській воді, що чергується від середнього до низького рівня забруднення стічними водами, що більш-менш відповідає поточним прийнятним мікробним рекомендаціям та 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 [96] називає такі пляжі «прийнятними». Термін «прийнятний» означає лише те, що ці води, придатні для рекреації та спорту, відповідають рекомендованим стандартам та рекомендаціям і вважаються прийнятними більшістю органів охорони здоров'я. Найбільш достовірні епідеміологічні дослідження ризику захворювання у зв'язку з наявністю мікроорганізмів- індикаторів після купання та плавання у забрудненій прибережній морській воді, які ґрунтуються на рандомізованих контрольованих клінічних дослідженнях на добровольцях, виконані Kay et al. (1994) [10] та Fleisher et al. (1998) [99].

Ці дослідження, які повністю кореспондуються із 22 іншими дослідженнями, були прийняті ВООЗ та її на-

уковим консультативним комітетом. Вони використовувались як основа для підготовки проекту «Guidelines for Safe Recreational-Water Environments» (ВООЗ, 1998).

Дослідження Kay et al. (1994) [10] та Fleisher et al. (1998) [99] встановили, що серед дорослих 18 років і старше, які активно купалися та занурювали голову в «прийнятні» морські води і, мабуть, проковтнули трохи морської води, рівень забруднення якої комунальними та побутовими стічними водами незначний, існує значна кількість надлишкових випадків гастроентериту та гострих лихоманкових респіраторних інфекцій (AFRI). Середня тривалість захворювання, залежно від тяжкості, становила від 4 до 8 днів, приблизно 7-26 % повідомили про втрату від 1 до 3 днів нормального життя, включаючи неможливість працювати на роботі, 4-22 % звернулися за медичною допомогою Fleisher et al. (1998) [99].

Який відносний ризик надмірного випадку гастроентериту та AFRI від купання у морській воді, забрудненій фекальним матеріалом?

ВООЗ (1998) встановила наступне: купання в «прийнятних» морських водах із середньою концентрацією 50 фекальних стрептококів/100 мл (рівень 95-% вірогідності) означає, що на кожні 100 здорових дорослих, що піддаються єдиному ефекту купання в таких морських прибережних водах, буде п'ять надмірних клінічних випадків хвороби. На основі епідеміологічних досліджень Kay et al. (1994) [10] та Fleisher et al. (1998) [99] та інших подібних досліджень можна припустити, що для місцевих дорослих купальщиків є значні рівні надлишкової захворюваності AFRI за умови «прийнятності» якості рекреаційної води мікробним стандартам та рекомендаціям у помірному кліматі. Консультації з клініцистами показали, що 1 % дорослих та 5 % дітей, хворих на AFRI, після плавання/купання у забрудненій воді, отримують ризик розвитку більш серйозних інфекцій нижніх дихальних шля-

хів (LRTI). За даними Murray & Lopez (1996) [97], ці епізоди LRTI можуть включати в середньому приблизно 90-100 днів хвороби/непрацездатності та/або відсутності на роботі з рівнем серйозності непрацездатності 0,28 (у масштабі 0-1). Крім того, Murray & Lopez (1996) [97] підраховали, що 0,35 % немовлят у віці 0-4 внаслідок LRTI отримає серйозні віддалені легеневі ускладнення, такі як хронічний бронхіт та емфізема з рівнем серйозності інвалідності 0,1 протягом 60 років. Приблизно 0,3 % випадків серед таких дітей можуть бути смертельними. Необхідно зробити багато екстраполяцій та спрощень цих оцінок ризику, щоб покрити повний спектр вразливого населення після плавання в морі залежно від навколишніх умов. Вони включають плавання в прибережній зоні без забруднення або купання на дуже забруднених пляжах. Це також включає оцінки для дітей та іноземних туристів, які вважаються більш сприйнятливими, ніж місцеві здорові дорослі з певним ступенем резистентності до місцевих ендемічних інфекційних захворювань.

Підсумок припущень та оцінки надмірних випадків гастроентериту/дихальних захворювань, спричинених купанням у морській воді, для іноземних туристів та місцевих жителів наступний.

Місцеві жителі.

Для дорослих 50% місцевої прибережної популяції:

- Незабруднені пляжі – надлишкові випадки гастро/респіраторних хвороб від купання – нульові.
- Прийнятні пляжі – 5% надлишкових випадків гастроентериту і 2% AFRI від морського купання.
- Забруднені пляжі – 10% надлишкових випадків гастроентериту і 4% AFRI від морського купання.

Для дітей 50 % місцевого прибережного населення:

- Незабруднені пляжі – надлишкові випадки гастро/респіраторних хвороб від купання – нульові.

- Прийнятні пляжі – 7,5% надлишкових випадків гастроентериту і 3% AFRI від морського купання.

- Забруднені пляжі – 15% надлишкових випадків гастроентериту та 6% AFRI від морського купання.

Іноземні туристи.

Для 50 % дорослих іноземців на пляжі:

- Незабруднені пляжі – надмірні випадки гастро/респіраторних хвороб від купання – нульові.

- Прийнятні пляжі – 7,5% надлишкових випадків гастроентериту і 3% AFRI від морського купання.

- Забруднені пляжі – 15% надлишкових випадків гастроентериту та 6% AFRI від морського купання.

Для 50% дітей іноземців на пляжі:

- Незабруднені пляжі – надлишкові випадки гастро/респіраторних хвороб від купання – нульові.

- Прийнятні пляжі – 11,25% надмірних випадків гастроентериту і 4,5% AFRI від морського купання.

- Забруднені пляжі – 22,5% надлишкових випадків гастроентериту і 9% AFRI від морського купання.

4.7.1.2 Глобальна оцінка плавання в морі (дні впливу/рік)

Одним із найскладніших параметрів глобальної оцінки є кількість днів купання в морі або впливів на рік. Всесвітня організація туризму (COT) збирала офіційну національну статистику після прибуття туристів на 40 найпопулярніших місць відпочинку, що становило 635 мільйонів у 1998 році (за винятком відвідувачів того ж дня) [100].

Місцевий туризм не включається в офіційну статистику COT, але, на думку експертів COT, це, як правило, в 10 разів більші цифри, ніж для іноземного туризму, особливо із відвідуванням місцевих сімей на пляжних курортах [101].

Виходячи з досвіду СОР, вважалося, що лише приблизно 15 % повних туристичних днів було проведено під час купання на курортах [101]. В результаті консультацій з експертами СОР та екстраполяції з декількох джерел було отримано попередню оцінку, що по всьому світу морське купання становить близько двох мільярдів днів протягом усього року.

Згідно з оцінками ризику та вищезазначеними припущеннями орієнтовна оцінка загальної кількості випадків гастроентериту внаслідок плавання/купання в забрудненій воді становить 120312000 клінічних випадків/рік.

На основі даних Kay et al. (1994) [10] та Fleisher et al. (1998) [99] були зроблені наступні припущення щодо 4 днів хвороби/ліжкового режиму для одного випадку та рівня непрацездатності = 0,05 для випадків легкої форми гастроентериту (цей рівень коливається від 1 для повної інвалідності або смерті до 0,05 для найбільш помірних форм захворювання).

Таким чином, передбачуваний глобальний щорічний DALY від шлунково-кишкових захворювань, пов'язаних з купанням у прибережних водах, забруднених стічними водами, становить 65924 (\approx 66000 DALY).

DALY від респіраторних захворювань після купання у забрудненій морській воді.

Орієнтовна кількість випадків AFRI та LRTI:

Повний AFRI = 48 125 000 випадків на рік.

Повний LRTI = 1 636 250 випадків на рік.

Хронічні ускладнення LRTI лише серед дітей = 1444 випадки на рік.

Смертельні випадки LRTI лише серед дітей = 1444 випадки на рік.

Для обчислення DALY були зроблені наступні припущення.

Слід мати на увазі 6 днів хвороби/ліжкового режиму для одного випадку з AFRI (згідно з Kay et al. (1994) [10])

та Fleisher et al. (1998) [100]) та 90 днів для LRTI (за даними Murray & Lopez, 1996).

Фактор непрацездатності для епізодів AFRI = 0,05.

Фактор непрацездатності для епізодів LTRI = 0,28.

Фактор непрацездатності для ускладнень LTRI = 0,1.

Розрахунок DALY при респіраторному захворюванні:

Епізоди AFRI: 39555 DALY.

Епізоди LTRI: 11297 DALY.

Хронічний LTRI: 5776 DALY.

Смерть від LTRI: 57760 DALY.

Повний DALY від AFRI/LTRI = 114398 \approx 114000 DALY.

Таблиця 4.5

Резюме повного глобального DALY внаслідок морського купання

Тип хвороби	DALY
Шлунково-кишкові інфекції	66000
AFRI та LTRI	114000
Загальна кількість	180000

Забруднені пляжі, пов'язані з ризиком інфекційних захворювань, можуть мати ще більший економічний вплив на туризм, особливо при інтенсивному забрудненні прибережних рекреаційних зон. Узбережжя курортів, які мають «погану репутацію» через незадовільну санітарію та пов'язаний з цим ризик захворювання, стикаються з зменшенням кількості туристів.

4.7.1.3 Розрахунок GBD з точки зору DALY

Таким чином, можна розробити рейтинг GBD в одиницях DALY через інфекційні кишкові та респіраторні захворювання після купання на прибережних пляжних курортах, забруднених стічними водами. Як показано вище, ця оцінка

базується на багатьох припущеннях, оскільки повне представлення багатьох початкових факторів можна оцінити лише приблизно.

Вплив на економіку.

Глобальні фінансові втрати внаслідок захворювань через купання/плавання в прибережній воді, забрудненій стічними водами, можна оцінити (у доларах США) 4000/DALY або 724 000 000 доларів США \approx 700 000 000 доларів на рік.

Ця робота є попередньою оцінкою значення GBD, пов'язаного з плаванням/купанням у прибережних водах, забруднених стічними водами. Однак ця оцінка може розглядатися як основа для визначення стану цих проблем, які, безсумнівно, мають глобальний серйозний вплив на здоров'я населення та економічні наслідки щорічно. Таким чином, сформульована проблема гідна включення до глобального порядку денного запобігання та моніторингу забруднення моря.

Раніше [102] була зроблена спроба узагальнити результати епідеміологічних досліджень щодо впливу рекреаційних вод на здоров'я населення на основі даних щодо контролю та профілактики захворювань (CDC). Агентство із охорони навколишнього середовища США (Centre of diseases control and prevention (CDC) of U.S. Environmental Protection Agency /EPA/) тісно співпрацює з радами штатів та територіальними епідеміологами (Council of State and Territorial Epidemiologists /CSTE/). Проводиться ретельне дослідження та аналіз спалахів водно-обумовлених захворювань (waterborne-disease outbreaks /WBDOS/) із врахуванням відповідності/невідповідності мікробіологічної якості води нормативним вимогам [48]. Аналіз спалахів показав певне коливання кількості спалахів з 1991 по 1998 рік та значне зростання в наступні роки (1999-2004 pp.) з мінімальними коливаннями [59-62].

Провідні «водні» епідеміологи США G.F. Craun, R.L. Calderon, M.F. Craun [49] проаналізували загальну кількість спалахів внаслідок використання рекреаційних вод за 30 років і встановили, що більшість (77 %) таких спалахів спричинені бактеріями або найпростішими.

Епідеміологічне дослідження структури спалахів показало, що *Shigella*, *E. coli* O157: H7 та *Naegleria* були етіологічними агентами спалахів, пов'язаних з плаванням у поверхневих водах (річках, озерах, ставках); *Cryptosporidium* та *Giardia* — пов'язані з обробленою водою басейнів. Важливими джерелами зараження як для оброблених, так і для необроблених рекреаційних вод були самі купальщики.

4.8 Рекреаційні води та ймовірність інфекційних захворювань: гострі наслідки, захворюваність та смертність

У масштабному (260 сторінок) огляді літератури [113] автор, Kathy Pond, надає детальну характеристику мікроорганізмів рекреаційних вод, що можуть спричинити серйозні наслідки після інфекції. Було проведено ідентифікацію та кількісний аналіз таких збудників. Представлена структура ускладнень інфекцій та методологія систематизації рейтингу небезпеки для здоров'я. Інформація представлена про певні бактеріальні, найпростіші, вірусні збудники та гельмінти, а також рівень взаємозв'язку передачі кожного збудника через рекреаційне використання води.

У передмові автор зазначає, що ВООЗ брала активну участь у захисті здоров'я людини при використанні рекреаційних вод з 1970-х років. У 2003 та 2005 роках були опубліковали рекомендації щодо безпеки рекреаційних вод (*Guidelines for Safe Recreational Water Environments*) у 2 томах [114, 115]. Рекомендації представляють оцінку ризику для здоров'я,

пов'язаного з використанням рекреаційних вод, контролю та управління з точки зору небезпеки, пов'язаної з впливом таких вод. Обґрунтовано докази епідеміологічних досліджень щодо взаємозв'язку між гастроентеритом, гострою лихоманковою респіраторною інфекцією (AFRI), вушними інфекціями та іншими зазвичай легкими захворюваннями внаслідок впливу забруднених рекреаційних вод.

У більшості випадків таласогенні інфекції проходять в гострій формі. Клінічні симптоми включають діарею, блювоту та гострі респіраторні інфекції. Рідше спостерігаються більш серйозні та потенційно смертельні захворювання, особливо у певній сприйнятливій популяції. Наприклад, це первинний амебний менінгоенцефаліт, тиф, лептоспіроз. Багато інфекцій можуть призвести до ускладнень, які є більш серйозними, ніж першопричина, наприклад, ниркова недостатність при зараженні *E. coli* O157: H7, серцеві та метаболічні розлади.

Огляд [113] надає таку інформацію:

- всебічний огляд етіологічних факторів;
- докази частоти та серйозності різних видів ускладнень, що потенційно пов'язані з захворюваннями, які можуть передаватися за допомогою рекреаційного використання води;
- широкий огляд інформації щодо сприйнятливих субпопуляцій, які особливо чутливі до серйозних захворювань, пов'язаних з певними збудниками;
- модифікована система класифікації для ранжування рівня ризику захворювання через вплив рекреаційних вод;
- об'єктивна система оцінки серйозності захворювання, яка сприятиме встановленню пріоритетних заходів для органів охорони здоров'я;
- узагальнення доступної інформації про інфекційність; сприйнятливі підгрупи населення; екологічний розподіл; доказ передачі захворювання через рекреаційні води; рівень

ймовірності маршрутів для передачі захворювання через рекреаційні води для кожного збудника.

Для оцінки взаємозв'язку захворювання з наслідками впливу рекреаційних вод автор [113] використовує підхід «Вага доказів», який враховує епідеміологію, мікробіологію та інформацію про якість води. Тому спалахи, пов'язані з рекреаційними водами, класифікуються як «сильно», «ймовірно» або «можливо».

Вираженість захворювання базується на трьох факторах:

- гострі симптоми захворювання;
- ймовірність розвитку ускладнень;
- захворюваність в певних сприйнятливих субпопуляціях.

Кожен фактор можна розглядати незалежно або в поєднанні з одним або обома іншими факторами. Було створено та застосовано спрощений показник серйозності захворювань, враховуючи можливі ускладнення. Ознаками відносної серйозності є рівень смертності, середня тривалість захворювання, середній відсоток випадків госпіталізації, частота розвитку ускладнень та серйозність ускладнень. Індекс серйозності обмежений доступністю даних і не враховує ймовірність зараження після впливу. Цей показник призначений для того, щоб допомогти медичним працівникам у ранжуванні управлінських рішень для рекреаційних вод та зменшити потенціал для розвитку серйозних захворювань.

4.8.1 Збудники таласогенних інфекцій

Campylobacter jejuni.

Одна з найпоширеніших причин бактеріального гастроентериту та хронічних ускладнень. Патоген був виділений з рекреаційної води у багатьох випадках. Повідомлялося

про кілька випадків хвороби через цей маршрут передачі. Джерелом забруднення рекреаційних вод є відходи тваринництва та стічно-фекальні води.

E. coli O157.

Повідомлялося про багато спалахів після використання рекреаційних вод, особливо при недостатньому хлоруванні води у басейнах. Може розвинути гемолітичний-уремічний синдром з можливими тривалими ускладненнями, хоча тривалі обстеження осіб після зараження внаслідок використання рекреаційних вод не проводилися. Гострі захворювання є помірними за симптомами та тривалістю.

Helicobacter pylori.

Вода є одним із шляхів передачі, хоча виявлення збудника утруднене. Тому водно-обумовленість інфекції *H. pylori* потребує досліджень. Поточні докази зв'язку з рекреаційними водами незначні.

Legionella spp.

Існує багато повідомлень про хворобу легіонерів, пов'язаних із застосуванням джакузі. Хвороба вважається серйозною з високим ризиком смерті та гострими симптомами. Існує багато зареєстрованих випадків ускладнень у людей внаслідок інфекції *Legionella spp.*

Mycobacterium avium complex.

Є чіткі докази асоціації з рекреаційними водами. Види мікобактерій, пов'язані з водою, викликають багато захворювань. Деякі, як *M. ulverans*, є патогенними для здорових людей, інші, як *M. avium*, інфікують осіб з явищами імунодефіциту. Більшість випадків, пов'язаних з рекреаційними водами, стосуються басейнів та джакузі. Це інфекції шкіри та

м'яких тканин у пацієнтів з імунодефіцитом, які також мають гіперчутливий пневмоніт.

Shigella spp.

Є епідеміологічні докази взаємозв'язку використання рекреаційних вод та зараження бактеріями *Shigella*. Збудник більш важкої інфекції *S. dysenteriae* частіше зустрічається у тропічних регіонах. Випадки, пов'язані з рекреаційними водами, не описані в літературі. Однак, є висока вірогідність забруднення *S. dysenteriae* прісних рекреаційних вод.

Vibrio vulnificus.

Ці бактерії зазвичай зустрічаються у воді морей та лиманів. Є дані про асоціацію використання рекреаційної води та інфекції *V. vulnificus* осіб з відкритими раньовими поверхнями. Спостережень інфекцій *V. vulnificus* недостатньо і ступінь небезпеки цього збудника слід вважати недооціненим.

Cryptosporidium.

Є причиною спалахів криптоспоридіозу, найчастіше після відвідування басейнів, рідше водних гірок та водяних парків. Ооцисти криптоспоридії стійкі до хлору. Ризик смерті та ймовірність розвитку віддалених ускладнень від цієї інфекції низькі, однак гостре захворювання може пролонгуватись, помірно серйозний перебіг розвивається у людей з ослабленим імунітетом.

Giardia.

Є перевіреним фактором ризику giardiasis при використанні рекреаційних вод. У більшості пацієнтів симптоми giardiasis тривають від одного до декількох тижнів, у пацієнтів із ослабленим імунітетом розвивається хронічний giardiasis. Ризик смерті та ймовірність ускладнень низькі.

Мікроспоридії.

В даний час є рідкісною причиною таласогенних захворювань. Стійкі до хлору. Повідомляється про зараження осіб з ослабленим імунітетом.

Naegleria fowleri.

Викликає первинний амебний менінгоенцефаліт. Розповсюджена в теплих прісних водах (басейни, природні гарячі джерела). Існує високий ризик смерті у заражених людей. Хвороба триває в важкій гострій формі більше семи днів, завжди закінчується смертельно. Хоча інфекція рідкісна, нові випадки повідомляються щорічно.

Schistosoma spp.

У деяких випадках серйозна патологія, яка може призвести до тривалих проблем зі здоров'ям. Шистосома — це потенційна небезпека в певних географічних районах (наприклад, Африка на південь від Сахари). Спостережень за шистосомозом наразі недостатньо. Існує багато випадків, пов'язаних із рекреаційними водами, але вони не описані.

Аденовірус.

Викликає кон'юнктивіт, фарингіт, пневмонію, гострий та хронічний апендицит, бронхіоліт, гострі респіраторні захворювання та гастроентерит. Аденовірусні інфекції зазвичай трапляються в легкій формі. Однак література описує багато смертельних випадків після зараження. Передача аденовірусу в рекреаційних водах відбувається, в першу чергу, у недостатньо хлорованій воді басейнів через фекально-забруднену воду та аерозоль.

Сохсакіє вірус.

Епідеміологічні докази зв'язку з рекреаційними водами залишаються недостатніми. Як і для інших вірусів (гепатит А

(HAV), аденовірус та еховірус), передача можлива для сприйнятливих людей. Coxsackie virus викликає різні захворювання від легкої лихоманки до міокардиту та інших більш серйозних захворювань.

Еховірус.

У літературі описано кілька випадків еховірусної інфекції внаслідок використання рекреаційних вод, насамперед води басейнів. Найбільш вірогідним джерелом є фекальне забруднення, хоча можливе виділення з очей або горла відвідувачів.

Вірус гепатиту А.

Виділено з ґрунтових вод, які використовували для рекреаційних цілей. Існує багато випадків, пов'язаних із використанням рекреаційних вод. Випадки ускладнень у літературі не описані, ймовірність розвитку віддалених ускладнень низька. Гостра хвороба зазвичай виникає у помірній формі з низькою тривалістю, ризик смерті низький.

Вірус гепатиту Е (HEV).

Ізольований з ґрунтових вод, які використовували для рекреаційних цілей. Характеристика ідентична вірусу гепатиту А.

4.8.2 Актуальність проблеми

У вступі автор [113] коротко зупиняється на актуальності проблеми. Головне — це швидке збільшення використання внутрішніх та морських вод для рекреаційних цілей у багатьох країнах. За оцінками, іноземні та місцеві туристи щорічно проводять приблизно два мільярди днів на прибережних рекреаційних курортах [96]. Всесвітня організація

туризму прогнозує, що до 2026 року Середземноморські курорти щорічно відвідують 346 мільйонів туристів. Це 22 % від глобального обсягу туристичних послуг [116].

Встановлено, що в 2000 році 129 мільйонів осіб відвідали узбережжя США, що на 6 % більше порівняно з 1995 роком [117]. У Великобританії, за оцінками, щорічно понад 20 мільйонів осіб з тих чи інших причин використовують Британське узбережжя на додаток до внутрішніх вод та їхніх околиць. Національний центр соціологічних досліджень заявив, що у 1998 році у Великобританії загальна тривалість відвідування морського узбережжя становила 241 мільйон днів. Однак, ризики для здоров'я під час рекреаційного використання води можуть мати важливі економічні наслідки. Прикладом є зменшення туристів, які відвідували озеро Малаві в Південній Африці, у зв'язку з випадками шистосомозу [114].

Відпочинок на внутрішніх водоймах також надзвичайно популярний. Вони можуть бути приватними (домашніми), напівгромадськими (готелі, школи, спортивні та рекреаційні центри, круїзні судна) або громадськими (муніципальними або державними). Водойми можуть бути прісними, морськими або термальними. Спеціальні водойми, такі як джакузі, використовуються як для відпочинку, так і для терапевтичних цілей і зазвичай наповнюються водою при температурі до 32°C [115]. «Природний СПА» містить термальну та/або мінеральну воду, яка має терапевтичний ефект і завдяки певним характеристикам води обробка такої води є мінімальною [115].

Відпочинок на воді, березі та туризм в цілому може надавати людей багатьом небезпекам для здоров'я, включаючи патогенні мікроорганізми. Спорт із тісним контактом з водою (серфінг, віндсерфінг та підводне плавання) стають все більш популярними. Використання гідрокостюмів дозволяє

довгий час занурюватися у воду навіть у районах з помірним кліматом. Тип, дизайн та використання водойм можуть призвести користувача до певних небезпек. Наприклад, закриті басейни можуть піддаватися більш високому антропогенному навантаженню відносно об'єму води. При високих температурах та сильному перемішуванні води виникають перешкоди для забезпечення мікробіологічної якості, відповідного рівня залишкового дезінфікуючого засобу та задовільного рН [115].

Переважає більшість досліджень у галузі якості рекреаційних вод зосереджувалася на мікробних небезпеках, особливо шлунково-кишкових розладах внаслідок забруднення води стічно-фекальними водами. Помірні шлунково-кишкові симптоми широко поширені серед купальщиків. Причинно-наслідковий зв'язок між фекальним забрудненням та гострими лихоманковими респіраторними захворюваннями (AFRI) у купальщиків є біологічно вірогідним. Про такі реакції «доза-відповідь» між AFRI та фекальними стрептококами повідомив Fleisher et al. (1996) [118]. AFRI є більш серйозними наслідками для здоров'я, ніж шлунково-кишкові симптоми, але ймовірність AFRI зазвичай нижча, а поріг захворювання вищий [114].

Відносно легкі захворювання, пов'язані з поганою мікробною якістю води, та немікробні небезпеки, визначаються у відповідних рекомендаціях ВООЗ [114, 115]. Значно менше даних про більш серйозні потенційні наслідки для здоров'я рекреантів, які потребують медичної допомоги.

Водні мікробні збудники можуть викликати захворювання залежно від дози та фізичного стану індивіда. Слід підкреслити, що вплив збудників води не завжди призводить до зараження, тоді як інфекція не завжди призводить до захворювання з клінічними симптомами.

Дослідники в США оцінили, що медичний тягар від захворювань на двох популярних узбережжя в Каліфорнії перевищує 3,3 мільйона доларів на рік. Щорічні витрати на кожен тип захворювання, пов'язані з плаванням на цих двох узбережжях, оцінюються наступним чином: шлунково-кишкові захворювання, 1345 339 доларів; гострі респіраторні захворювання, 951 378 доларів; вушні захворювання, 767 221 долар; очні захворювання, 304 335 доларів США [119].

Слід зазначити вкрай обмежену кількість спеціальних епідеміологічних досліджень з цього питання (табл. 4.6). Evans et al. (1983) [120] не знайшли доказів жодного конкретного ризику для здоров'я від короткострокового занурення в водах міста Брістоль, Великобританія.

Таблиця 4.6

**Епідеміологічні дослідження впливу рекреаційних вод
за винятком купання в басейнах [124, 125]**

Перший автор	Дата	Контингент	Країна	Тип води
Dwight [124]	2004	Серфінг	США	Морська
Van Asperen [123]	1998	Тріатлон	Нідерланди	Прісна
Gammie [126]	1997	Серфінг/вінд-серфінг	Великобританія	Морська і прісна
Lee [127]	1997	Гребля на каное	Великобританія	Прісна
Medema [122]	1995	Тріатлон	Нідерланди	Прісна
Fewtrell [31]	1994	Гребля і марафонська гребля на каное	Великобританія	Прісна
Fewtrell [13]	1992	Гребля на каное	Великобританія	Прісна
Philipp [121]	1985	Підводне плавання	Великобританія	Прісна
Evans [120]	1983	Багато водних видів спорту	Великобританія	Прісна

Однак, Philipp et al. (1985) [121] внаслідок вивчення здоров'я плавців з дихальною трубкою в тій же водоймі, які занурювалися протягом 40 хвилин, показали статистично вірогідне збільшення шлунково-кишкових симптомів порівняно з контрольною групою навіть за умови відповідності якості води нормативним вимогам Європейського Союзу щодо якості води для купання.

Medema et al. (1995) [122] вивчали ризик виникнення гастроентериту у плавців-триатлетів і виявили, що під час змагань інтенсивність впливу підвищувалась між 15 і 40 хвилинами. 75 % усіх триатлетів порівнювали з біатлоністами. Незважаючи на те, що ризик здоров'я для триатлетів був лише трохи вищим, ніж для біатлоністів, через тиждень симптоми у перших були більш вираженими.

Результати дослідження van Asperen (1998) [123] узгоджуються з даними Medema et al. (1997) [122]. Дослідження показало, що ковтання води під час плавання супроводжується гастроентеритом частіше (6,8 %), ніж за його відсутності (3,8 %). Відсоток триатлетів з ковтанням води становив 72 %.

Dwight et al. (2004) [124] порівнювали симптоматику у серфінгістів впродовж двох сезонів. Їх результати показали, що кожні 2,5 години щотижневого впливу води серфінгісти зазнали на 10% збільшення ймовірності захворювання. При цьому простежувалося багато різних симптомів, включаючи дуже ймовірне шлунково-кишкове захворювання, біль у животі, блювоту, діарею тощо.

Такі дослідження є важливими, оскільки різниця в ризику полягає в першу чергу, у тривалості впливу та кількості проковтної води.

Рис. 4.1 показує спалахи захворювань, пов'язаних з рекреаційними водами, згідно з даними CDC Сполучених Штатів у період з 1978 по 2002 рік. Показано збільшення кількості спалахів гастроентериту у зв'язку з рекреаційним

використанням води. У той же час, Galbraith et al. (1987) [128] повідомили про порівняно невелику кількість спалахів у зв'язку з використанням рекреаційних вод у Великій Британії з 1937 по 1986 рік.

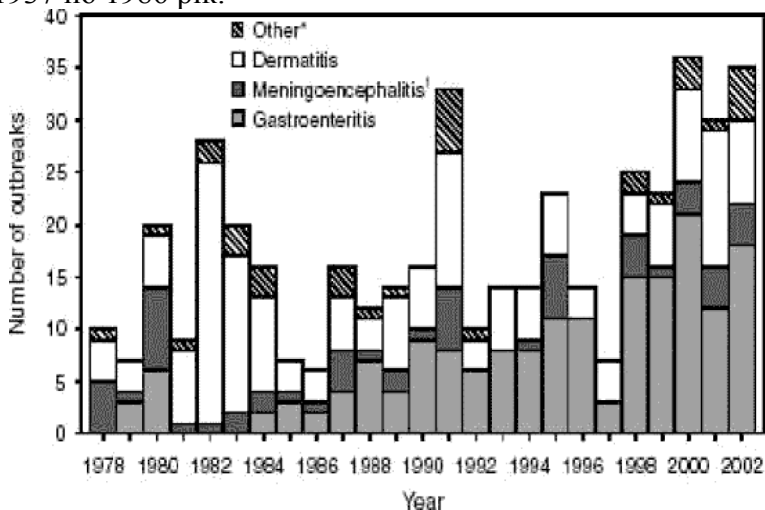


Рис. 4.1 Кількість водних спалахів захворювань ($n = 445$) у зв'язку з рекреаційними водами у Сполучених Штатах з 1978 по 2002 рік [103].

* Включає кератит, кон'юнктивит, отит, бронхіт, менингіт, гепатит, лептоспіроз, лихоманку Pontiac та гостре респіраторне захворювання.

† Також включає дані про амебні інвазії [129].

Зафіксовані загрози здоров'ю рекреаційних вод з низькою якістю зазвичай стосуються гострих інфекцій. Більшість епідеміологічних досліджень пропускають більш серйозні наслідки або можливі ускладнення. Це, мабуть, пов'язано з низьким рівнем серйозних наслідків для здоров'я в останні десятиліття в регіонах з помірним кліматом, де проводилось найбільше досліджень. Тому дослідження більш рідкісних захворювань вимагає більш численних дослідницьких груп.

4.8.3 Інфекції з потенційно серйозними гострими симптомами.

Існує багато водних патогенних мікроорганізмів, які можуть спричинити захворювання з серйозними результатами, навіть у середньостатистичного населення. Вони включають *Campylobacter spp.*, *E. coli* O157, *Salmonella typhi*, *Shigella spp.*, *Leptospira icterohaemorrhagiae*, HAV, *Cryptosporidium parvum* та багато інших. Деякі з них давно відомі. Інші, такі як *Helicobacter pylori*, виступають як нові збудники або повторно з'являються через багато років [114]. Хоча це не завжди серйозні захворювання, у багатьох випадках зараження цими збудниками може призвести до госпіталізації і, часто, смерті. Наприклад, при лептоспірози за відсутності лікування рівень смертності становить 22 % [130], а рівень госпіталізації 30-50 % [131, 132]. Основні симптоми захворювань після зараження цими збудниками представлені в *табл. 4.7.*

4.8.3.1 Докази ускладнень захворювань, що передаються через воду.

Важливість врахування ускладнень при оцінці ризику їжі та питної води збільшується щороку. За словами Reynolds (2003), близько 5 % захворювань, що передаються через воду, призводять до ускладнень [133].

У науковому визначенні ускладнень немає повної єдності думок. Оксфордський словник англійської мови визначає ускладнення як «хворобливий стан внаслідок попереднього захворювання» [134]. Parkin et al. (2000) [135], вивчаючи наукові публікації щодо визначення хронічних ускладнень, визначили їх наступним чином:

**Збудники, які можуть спричинити серйозні
гострі захворювання**

Патоген	Основні симптоми захворювання
<i>Campylobacter spp.</i>	Діарея, іноді кривава і важка. Локальний біль у животі, лихоманка, нездужання.
<i>Salmonella typhi</i>	Лихоманка, нездужання, біль у животі, діарея або закреп, стан марення.
<i>Shigella dysenteriae</i>	Сильний біль у животі, водяниста діарея або стілець з кров'ю.
<i>Leptospira spp.</i>	Висока температура, сильний головний біль, озноб, болі в м'язах, блювота, можлива жовтяниця (шкіра та склери), біль у животі, діарея або висип
<i>Giardia spp.</i>	Гострий початок діареї, черевних колік, метеоризма, нездужання, втрата ваги
<i>E. coli O157:H7</i>	Сильна кривава діарея та кишкові коліки; іноді спостерігається звичайна діарея або безсимптомний перебіг
<i>Cryptosporidium spp.</i>	Діарея, помірний біль у животі, помірна лихоманка
<i>Viral hepatitis A i E</i>	Діарея, помірний біль у животі, легка лихоманка, нездужання, слабкість, міалгія, артралгія, іноді іктерозність шкіри та склер
<i>Helicobacter pylori</i>	Нудота, біль у животі, гастрит, гіпохлоргідрія
<i>Schistosomes</i>	Сверблячі папулярні висипання, інші ознаки залежать від органу, в який потрапив паразит
<i>Naegleria fowleri</i>	Сильний головний біль, лихоманка, блювота, ригідність м'язів потилиці
<i>Legionella spp.</i>	Лихоманка, кашель, сильна слабкість, діарея, біль у плеврі.

«Вторинні наслідки для здоров'я, які (1) виникають в результаті попередньої інфекції мікробним збудником; (2) чітко відрізняються від наслідків для здоров'я, які спочатку впливають із інфекції як першопричини та (3) виникають в останні три місяці або більше після виявлення».

Симптоми ускладнень можуть повністю відрізнитися від симптомів гострого захворювання і виникають навіть у тих випадках, коли імунна система є ефективним бар'єром проти первинної інфекції. Дія імунної системи може бути виражена в аутоімунній відповіді [136-138]. Однак можлива відсутність початкової інфекції із наявністю вторинних симптомів. Цей огляд [113] включає ускладнення, які можуть тривати менше трьох місяців, тобто за визначенням Parlin [135] не є хронічними.

В табл. 4.8 представлено основні ускладнення у зв'язку з інфікуванням мікроорганізмами, виявленими у рекреаційних водах.

Таблиця 4.8

Ускладнення у зв'язку з інфікуванням мікроорганізмами, виявленими у рекреаційних водах

Мікроорганізм	Ускладнення	Джерело
<i>Salmonella spp.</i>	Септичний артрит, синдром Рейтера	Hill et al., 2003 [139]
	Гнійні запалення	Yu і Thompson, 1994 [140]
	Внутрішньочерепний абсцес	Hanel et al., 2000 [141]
	Остеомієліт	Declercq et al., 1994 [142]
<i>Campylobacter spp.</i>	Синдром Guillain-Barre	Nachamkin, 2002 [143]

1	2	3
	Гостра рухова нейропатія	Wirguin et al., 1997 [144]
	Офтальмоплегія	Kuroki et al., 2001 [145]
	Синдром Рейтера	McDonald i Gruslin, 2001 [146]
	Інфекції різних органів та кровоносної системи	Ang et al., 2001 [147]
<i>Shigella dysenteriae</i>	Асептичний реактивний артрит	Hill et al., 2003 [139]
	Енцефалопатія	Dieu-Osika et al., 1996 [148]
<i>S. flexneri</i>	Синдром Рейтера	Van Bohemen et al., 1986 [149]
<i>Giardia duodenalis</i>	Запальний артрит	Gaston Hill i Lillcrap, 2003 [150]
	Непереносність дисахариду	Lane i Lloyd, 2002 [151]
	Мальабсорбція	Hunter, 1998 [152]
<i>Mycobacterium avium complex</i>	Хвороба Крона і виразковий коліт	Chiodini, 1989 [153]
	Саркоїдоз	Li et al., 1999 [154]
	Остеомієліт	Chan et al., 2001 [155]
<i>E. coli O157:H7</i>	Гемолітичний уремічний синдром	Mead i Griffin, 1998 [156]
	Тромбоцитопенічна пурпура	Kuntz i Kuntz, 1999 [157]

1	2	3
<i>Schistosoma spp.</i>	Рак сечового міхура	WHO, 1994 [158]
	Хвороба нирок Печінкова кома	Rocha et al., 1976 [159]
<i>Naegleria fowleri</i>	Аритмії, конвульсії, летаргія	Martinez, 1993 [160]
Вірус гепатиту А	Ідіопатичний аутоімунний хронічний гепатит	Rahyaman et al., 1994 [161]
<i>Helicobacter pylori</i>	Гострий гастрит з атрофією слизової оболонки шлунку, метаплазія кишечника, рак шлунку	Kuipers et al., 1995 [162]
<i>Leptospira spp.</i>	Головний біль, очні ускладнення, некалькульозний холецистит, панкреатит	Torre et al., 1994 [163]
	Гіперміласемія	Casella i Scatena, 2000 [164]
	Антифосфоліпідний синдром	Tattevin et al., 2003 [165]
<i>Cryptosporidium spp.</i>	Втрата рідини, анорексія, мальабсорбція	Jokipii et al., 1983 [166]
	Втрата ваги	Kosek et al., 2001 [167]
<i>Legionella spp.</i>	Перикардит, розлади дихання, артрит	Puelo Fadi et al., 1995 [168]
	Панкреатит, абсцеси у печінці	Nguyen et al., 1991 [169]
	Тромбоцитопенія	Larsson et al., 1999 [170]
	Абсцеси головного мозку	Michel et al., 1996 [171]

Як правило, симптоми синдрому Рейтера (реактивний артрит) з'являються через один-три тижні після зараження *Salmonella spp.*

Симптоми гемолітичного уремічного синдрому (HUS) зазвичай спостерігаються протягом 15 днів після зараження *E. coli* O157: H7. Однак ускладнення у вигляді гіпертонії та ниркової недостатності можуть не виникати протягом 15 років [172]. *Leptospires* можуть персистувати в мозку. В одному звіті 4 з 11 пацієнтів страждали від непереборних головних болів у діапазоні від 6 до 34 років після зараження. Повідомлялося про затуманення зору протягом багатьох десятиліть після гострої інфекції [173]. Чим більше проміжок часу між початковими симптомами та ускладненнями, тим складніше довести взаємозв'язок між початковим захворюванням та віддаленими ускладненнями.

Lindsay (1997) [174] піднімає ще одне питання, яке не обговорювалося широко в літературі: вплив симптомів хронічного захворювання, таких як безперервний біль від артриту, роздратована товста кишка або хронічна діарея на особистісні характеристики людини.

4.8.3.2 Серйозні наслідки в конкретних популяціях

Захворювання з легким перебігом можуть мати серйозні прояви у сприйнятливих субпопуляціях з певними ознаками. Багато індивідуальних факторів впливають на сприйнятливість до серйозної хвороби. Імунний статус може бути порушений захворюваннями (ВІЛ, рак), віком, прийнятими препаратами (наприклад, з хіміотерапією раку), вагітністю, харчуванням, генетикою та іншими факторами [175]. Ці фактори можуть впливати як на вираженість гострих симптомів, так і на схильність до ускладнень [133].

Кількість осіб із ослабленим імунітетом зростає [176]. Ці особи більш сприйнятливі до інфекцій, що передаються через воду, і більш схильні до серйозних наслідків (наприклад, виснажлива хвороба, смерть) після зараження [133]. Багато досліджень показали, що кишкові інфекції та захворювання є найпоширенішими та серйозними проблемами у людей з синдромом набутого імунодефіциту (СНІД). Від 50% до 90% хворих на ВІЛ/СНІД страждають на хронічну діарею і наслідки можуть бути фатальними [177]. У хворих на рак через лікування коефіцієнт смертності при аденовірусній інфекції становить 53% [178]. У спалаху криптоспоридіозу в 1993 році в місті Мілуокі (Вісконсін, США) 85% смертей були у людей з ВІЛ/СНІД [179]. Люди із захворюваннями печінки мають високий ризик смертельного сепсису після прийому їжі, контамінованої *Vibrio vulnificus* або перкутанного впливу цього мікроорганізму [180].

Табл. 4.9 показує фактори смертності при зараженні кишковими збудниками пацієнтів будинку престарілих у США, які більш сприйнятливі до зараження порівняно з населенням в цілому.

Таблиця 4.9

Рівні смертності при інфікуванні кишковими збудниками пацієнтів будинку престарілих у США порівняно з населенням в цілому (адаптовано від Gerba et al., 1996 [181])

Мікроорганізм	% смертності в загальній популяції	% смертності серед пацієнтів будинку престарілих
<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

У роботі [182] був модельований ризик виникнення шлунково-кишкового захворювання у зв'язку з рекреаційними морськими водами після шторму в районі Сан-Дієго, Каліфорнія. Передбачуваний середній ризик виникнення інфекції становив 15 випадків на 1000 рекреантів, що, як правило, відповідало епідеміологічним даним (12 надлишкових шлунково-кишкових захворювань на 1000 рекреантів в дощову погоду).

Досліджено наявність *Cryptosporidium* і *Giardia* в рекреаційних озерах з молекулярною характеристикою та всебічною кількісною оцінкою мікробного ризику (QMRA) [183]. Рівні ідентифікації становили 43 (82,7%) та 51 зразок води (98,1%) для ооцист *Cryptosporidium* та цист *Giardia* відповідно із середнім рівнем 3,65 ооцисти/10 л та 12,58 цист/10 л відповідно. Плавання в озерах було пов'язане з найвищим ризиком на рівні $5,72 \times 10^{-4}$ на людину на рік (95% довірчий інтервал (CI): $0,03-43,33 \times 10^{-4}$) для *Cryptosporidium* та $4,04 \times 10^{-4}$ (95% CI: $0,01-32,66 \times 10^{-4}$) для *Giardia*. Щорічний внесок захворювань у зв'язку з рекреаційними водами на основі кількості випадків непрацездатності для 1 000 000 становив для cryptosporidiosis і giardiasis 3,44 (95% ДІ: 0,04-23,51) та 1,81 (95% ДІ: 0,01-12,96).

Систематичний огляд літератури та мета-аналіз [184] присвячений оцінці ризиків захворювань, пов'язаних із використанням рекреаційних вод, виявив 8,618 потенційно релевантних досліджень з кількісними показниками ризику шляхом включення/виключення критеріїв, встановлених заздалегідь. Автори класифікували використання рекреаційних вод як плавання, пов'язане зі спортивним контактом, мінімальним контактом та контактом з піском. Наслідки для здоров'я були представлені шлунково-кишковими та респіраторними захворюваннями, хворобами шкіри, очей, вух, носа, горла та ОРВІ/грипом. Визначено 92

дослідження, в яких були виявлені ці критерії включення. Оцінки ризику показали значне перевищення шлунково-кишкових захворювань у зв'язку з плаванням (2,19, 95% ДІ: 1,82, 2,63), пов'язані зі спортивним контактом (2,69, 95% ДІ: 1,04, 6,92) та незначним перевищенням цих патологій з мінімальним контактом (1,27, 95% СІ: 0,74, 2,16). Значне перевищення респіраторних захворювань також було виявлено у зв'язку з плаванням (1,78, 95% ДІ: 1,38, 2,29), спортивним контактом (1,49, 95% ДІ: 1,00, 2,24) та відсутністю відмінностей з мінімальним контактом (0,90, 95% ДІ: 0,71, 1,14). Це дослідження підтверджує, що рекреаційні води є важливими факторами ризику для людей, які контактують з ними.

Можливі несприятливі наслідки для здоров'я у зв'язку з впливом рекреаційних вод диктують необхідність рекомендацій, які можуть гарантувати безпечно, здорове та естетично приємне водне середовище [114]. Вони включають дотримання примусових заходів, моніторинг якості води, обстеження санітарного стану, контроль відходів тваринництва, очищення стічних вод, комунікацію та розповсюдження інформації для поінформованості громадськості.

Рекомендації щодо безпеки рекреаційних вод [114, 115] ілюструють оптимальну реалізацію цих цілей через інтегровану структуру оцінки та управління ризиками пов'язаних з рекреаційними водами інфекційних захворювань [185].

Література

1. Prüss, A. (1998). Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational waters. *International Journal of Epidemiology*, 27, 1–9.
2. World Health Organization & United Nations Environment Programme. (1994). *Microbiological quality of coastal recre-*

ational water: MED POL Phase II. Report of a joint WHO/UNEP meeting, Athens, Greece, 9–12 June 1993. WHO Regional Office for Europe.

3. Feachem, R., Garelick, H., & Slade, J. (1982). Enteroviruses in the environment. *World Health Forum*, 3, 170–180.

4. Heisher, J. M., et al. (1996). Marine waters contaminated with domestic sewage: Nonenteric illnesses associated with bath-er exposure in the United Kingdom. *American Journal of Public Health*, 86, 1228–1234.

5. Haile, W., et al. (1996). *An epidemiological study of possible health effects of swimming in Santa Monica Bay* (Final report). California.

6. van Dijk, P. A. H., Lacey, R. F., & Pike, E. B. (1996). *Health effects of sea bathing—Further analysis of data from UK beach surveys* (Report No. DoE 4126/3). WRc plc.

7. Bandaranayake, D. R., et al. (1995). *Health effects of bathing at selected New Zealand marine beaches*. New Zealand.

8. Kueh, C. S. W., et al. (1995). Epidemiological study of swimming-associated illnesses relating to bathing-beach water quality. *Water Science and Technology*, 31(5–6), 1–4.

9. Medical Research Council & Council for Scientific and Industrial Research. (1995). *Pathogenic microorganisms: Epidemiological–microbiological study. Final report 1991–1995*. South Africa.

10. Kay, D., et al. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: Results from randomized exposure. *The Lancet*, 344, 905–909.

11. Pike, E. B. (1994). *Health effects of sea bathing (WMI 9021). Phase III: Final report to the Department of the Environment* (Report No. DoE 3412/2). Water Research Centre plc.

12. Corbett, S. J., et al. (1993). The health effects of swim-ming at Sydney beaches. *American Journal of Public Health*, 83, 1701–1706.

13. Fewtrell, L., et al. (1992). Health effects of white-water canoeing. *The Lancet*, 339, June 27.

14. United Nations Environment Programme & World Health Organization. (1991). *Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D): Final report on relationship between microbial quality of coastal seawater and rotavirus-induced gastroenteritis among bathers (1986–1988)*. UNEP. (MAP Technical Report Series No. 46).

15. United Nations Environment Programme & World Health Organization. (1991). *Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D): Final report on epidemiological study of bathers from selected beaches in Malaga, Spain (1988–1989)*. UNEP. (MAP Technical Report Series No. 53).
Marino, F. J., et al. (1995). Microbiological–epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). *Water Science and Technology*, 31(5–6), 5–9.

16. Cheung, W. H. S., Chang, K. C. K., & Hung, R. P. S. (1991). Variations in microbial indicator densities in beach water and health-related assessment of bathing water quality. *Epidemiology and Infection*, 106, 329–344.

17. Perley, J. P., et al. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *International Journal of Epidemiology*, 18, 198–205.

18. Lightfoot, N. E. (1989). *A prospective study of swimming-related illness at six freshwater beaches in southern Ontario* (Unpublished doctoral dissertation). University of Toronto.

19. United Nations Environment Programme & World Health Organization. (1988). *Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D): Final report on relationship between microbial quality of coastal seawater and*

health effects. UNEP. (MAP Technical Report Series No. 20). Fattal, B., et al. (1987). The association between seawater pollution as measured by bacterial indicators and morbidity of bathers at Mediterranean beaches in Israel. *Chemosphere*, 16, 565–570.

20. Seyfried, P. L., et al. (1985). A prospective study of swimming-related illness. I. Swimming-associated health risk. *American Journal of Public Health*, 75, 1068–1070.

21. Dufour, A. P. (1984). *Health effects criteria for fresh recreational waters* (EPA 600/1-84-004). U.S. Environmental Protection Agency.

22. Cabelli, V. J. (1983). *Health effects criteria for marine recreational waters* (R&D Report No. EPA-600/1-80-031). U.S. Environmental Protection Agency.

23. Cabelli, V. J., et al. (1982). Swimming-associated gastroenteritis and water quality. *American Journal of Epidemiology*, 115, 606–616.

24. Mujeriego, R., Bravo, J. M., & Feliu, M. T. (1982). Recreation in coastal waters: Public health implications. *Vièmes Journées d'Études des Pollutions*. CIESM, 585–594.

25. Stevenson, A. H. (1953). Studies of bathing water quality and health. *American Journal of Public Health*, 43, 529–538.

26. Alexander, L. M., et al. (1992). Symptomatology of children in contact with seawater contaminated with sewage. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 46, 340–344.

27. Brown, J. M., et al. (1987). Sewage pollution of bathing water. *The Lancet*, 11, 1208–1209.

28. Calderon, R., & Mood, E. W. (1982). An epidemiological assessment of water quality and swimmer's ear. *Archives of Environmental Health*, 37, 300–305.

29. Dewailly, E., Poirier, C., & Meyer, F. M. (1986). Health hazards associated with windsurfing on polluted water. *American Journal of Public Health*, 76, 690–691.

30. El Sharkawi, F., & Hassan, M. N. E. R. (1979). The relation between the state of pollution in Alexandria swimming beaches and the occurrence of typhoid among bathers. *Bulletin of the High Institute of Public Health, Alexandria*, 9, 337–351.

31. Fewtrell, L., et al. (1994). The health effects of low-contact water activities in fresh and estuarine waters. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 8, 97–101.

32. Foulon, G., et al. (1983). Étude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer. *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 2, 127–143.

33. Hoadley, A. W., & Knight, D. E. (1975). External otitis among swimmers and nonswimmers. *Archives of Environmental Health*, 30, 445–448.

34. Kocasoy, G. (1989). The relationship between coastal tourism, sea pollution and public health: A case study from Turkey. *The Environmentalist*, 9, 245–251.

35. McBride, G. B., et al. (1993). Faecal indicator density and illness risk to swimmers in coastal waters: A preliminary study for New Zealand. In *Proceedings of the Annual Conference of the New Zealand Water and Waste Association* (pp. 43–49). Havelock North, New Zealand.

36. New Jersey Department of Health. (1989). *A study of the relationship between illness and ocean beach water quality: Interim summary report*. New Jersey Department of Health.

37. Philipp, R., et al. (1985). Health risks of snorkel swimming in untreated water. *International Journal of Epidemiology*, 14, 624–627.

38. Public Health Laboratory Service. (1959). Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales: A bacteriological and epidemiological study. *Journal of Hygiene*, 43, 435–472.

39. Seyfried, P. L., & Cook, R. J. (1984). Otitis externa infections related to *Pseudomonas aeruginosa* levels in five Ontario lakes. *Canadian Journal of Public Health*, 75, 83–91.
40. Cheung, W. H. S., Chang, K. C. K., & Hung, R. P. S. (1990). Health effects of beach water pollution in Hong Kong. *Epidemiology and Infection*, 105, 139–162.
41. Fleisher, J. M., et al. (1993). Water and non-water-related risk factors for gastroenteritis among bathers exposed to sewage-contaminated marine waters. *International Journal of Epidemiology*, 22, 698–708.
42. Fleisher, J. M. (1990). The effects of measurement error on the previously reported mathematical relationship between indicator organism density and swimming-associated illness: A quantitative estimate of the resulting bias. *International Journal of Epidemiology*, 19, 1100–1106.
43. Centers for Disease Control and Prevention & World Health Organization. (1994). *Epi Info* (Version 6.02) [Computer software].
44. Martines, J., et al. (Eds.). (1993). *Disease control priorities in developing countries*. Oxford University Press for the World Bank.
45. Hill, B. (1965). The environment and disease: Association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine*, 58, 295–300.
46. World Health Organization. (1997). *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 Regional Office for Europe.
47. Pike, E. B., et al. (1991). *Health effects of sea bathing (ET 9511): Phase II—Studies at Ramsgate and Moreton* (DoE 2736-M(P)). Department of the Environment.
48. Wade, T. J., et al. (2003). Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational

waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 111(8), 1102–1109.

49. Henrickson, S. E., et al. (2001). Marine swimming-related illness: Implications for monitoring and environmental policy. *Environmental Health Perspectives*, 109(7), 645–650.

50. Fleisher, J. M., et al. (2010). The beaches study: Health effects and exposures from non-point source microbial contaminants in subtropical recreational marine waters. *International Journal of Epidemiology*, 39(5), 1291–1298.

51. Fleisher, J. M. (2006). Risk perception bias, self-reporting of illness, and the validity of reported results in an epidemiologic study of recreational water-associated illnesses. *Marine Pollution Bulletin*, 52(3), 264–268.

52. Haile, R. W., et al. (1999). The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. *Epidemiology*, 10(4), 355–363.

53. Shuval, H. I. (1986). *Thalassogenic diseases*. United Nations Environment Programme. (UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 79).

54. Mosely, J. W. (1974). Epidemiological aspects of microbial standards for bathing beaches. In A. L. H. Gamesson (Ed.), *Discharge of sewage from sea outfalls: Proceedings of an international symposium* (pp. 80–93). Pergamon Press.

55. Mood, E. W., & Moore, B. (1976). *Health criteria for the quality of coastal bathing waters* (Unpublished mimeograph). Yale University School of Medicine.

56. Simons, G. W., et al. (1922). Report of the committee on bathing places. *American Journal of Public Health*, 12, 121.

57. American Public Health Association. (1936). *Bathing places*. APHA Year Book (1935–1936).

58. Scott, W. J. (1932). A study of Connecticut shore bathing waters. *American Journal of Public Health*, 22, 316.

59. U.S. Environmental Protection Agency. (1976). *Quality criteria for water*. U.S. EPA.

60. Moore, B. (1974). The case against microbial standards for bathing beaches. In A. L. H. Gamesson (Ed.), *Discharge of sewage from sea outfalls: Proceedings of an international symposium* (pp. 103–109). Pergamon Press.

61. Shuval, H. I. (1974). The case for microbial standards for bathing beaches. In A. L. H. Gamesson (Ed.), *Discharge of sewage from sea outfalls: Proceedings of an international symposium* (pp. 95–101). Pergamon Press.

62. Cabelli, J., et al. (1984). A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 55, 1306–1314.

63. United Nations Environment Programme & World Health Organization. (1983). *Assessment of the present state of microbial pollution in the Mediterranean Sea and proposed control measures* (MED POL Phase II). UNEP.

64. European Economic Community. (1976). *Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing waters*. Official Journal of the European Communities.

65. Streeter, H. W. (1951). *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.

66. Pfuhl. (1888). [Article]. *Deutsche Medizinische Wochenschrift*, 17, 9. (As cited in *Coliform standards for recreational areas*. *Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the ASCE*, 89, 57–94, August 1963).

67. Reece, R. J. (1909). *38th annual report to the Local Government Board, 1908–1909* (Supplement with report of the medical officer for 1908–1909, Appendix A, No. 6, p. 90).

68. Centers for Disease Control. (1972, August). Typhoid fever—Alabama. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 21(32).

69. Centers for Disease Control. (1963, November). Typhoid fever at Covington State Park, Louisiana. In *Salmonella surveillance* (No. 18).

70. Shuval, H. I. (1972). *WHO document EP/WP72:4*. World Health Organization.

71. McLean, N. D., et al. (1965). Enteroviral syndromes in Toronto. *Canadian Medical Association Journal*, 92, 658–661.

72. Liebscher, S. (1969). Enteroviren im Schwimmbadwasser. *Zeitschrift für die Gesamte Hygiene*, 16, 198–200.

73. Osherovich, A. M., & Chasovnikova, G. S. (1969). Some results of a virologic investigation of environmental sources. *Hygiene and Sanitation*, 34, 424–427.

74. Denis, F. A., et al. (1974). Coxsackie A16 infection from lake water. *Journal of the American Medical Association*, 223, 1370–1371.

75. Hawley, H. O., et al. (1973). Coxsackievirus B epidemic at a boys' swimmer camp: Isolation. *Journal of the American Medical Association*, 226, 33–36.

76. Paffenbarger, R. S., et al. (1959). Viruses and illness in a boys' swimmer camp. *American Journal of Hygiene*, 70, 254–274.

77. Bryan, J. A., et al. (1974). An outbreak of hepatitis A associated with recreational lake water. *American Journal of Epidemiology*, 99, 145.

78. D'Alessio, J., et al. (1980). *Epidemiological studies of virus transmission in swimming waters* (EPA Research Report No. EPA-600/11-80-006). U.S. Environmental Protection Agency.

79. Bell, J. A., et al. (1955). Pharyngoconjunctival fever: Epidemiological studies of a recently recognized disease entity. *Journal of the American Medical Association*, 157, 1083.

80. Foy, N. N., Cooney, N. K., & Hatlen, J. B. (1968). Adenovirus type 3 epidemic associated with intermittent chlorination of a swimming pool. *Archives of Environmental Health*, 17, 795.
81. Calderon, R., & Mood, E. W. (1981). *Epidemiological studies of otitis externa: Prospective and retrospective studies among swimmers* (Project Summary EPA-601/S1-81-053). U.S. Environmental Protection Agency.
82. Simchen, E., Franklin, D., & Shuval, H. I. (1984). "Swimmer's ear" among children of kindergarten age and water quality of swimming pools in 11 kibbutzim. *Israel Journal of Medical Sciences*, 20, 584–588.
83. Rosenberg, M. L., et al. (1976). Shigellosis from swimming. *Journal of the American Medical Association*, 236, 1849–1852.
84. Centers for Disease Control. (1984, September). *Water-related outbreaks: Annual summary, 1983*.
85. Kehr, R. W., & Butterfield, C. T. (1943). Notes on the relationship between coliform and enteric pathogens. *Public Health Reports*, 58, 589–607.
86. Hornick, R. B., et al. (1970). Typhoid fever: Pathogenesis and immunologic control. *New England Journal of Medicine*, 283, 686.
87. Plotkin, S. A., & Katz, M. (1967). Minimal infective doses of viruses for man by the oral route. In G. Berg (Ed.), *Transmission of viruses by the water route* (pp. 151–166). Wiley-Interscience.
88. Kowal, N. E. (1982). *Viruses in health effects of land treatment*. U.S. Environmental Protection Agency.
89. Schiff, G. M., et al. (1984). Minimum human infectious dose of enteric virus (echovirus 12) in drinking water. *Virology*, 15, 222–228.

90. Mechalas, B. J., et al. (1972). *An investigation into recreational water quality*. In *Water quality criteria data book* (Vol. 4, p. 256). U.S. Environmental Protection Agency.

91. Steiniger, F. (1954). Aus der Freilandbiologie der Salmonellen. *Österreichische Medizinische Wochenschrift*, 79, 1118–1120.

92. National Technical Advisory Committee. (1968). *Water quality criteria*. Federal Water Pollution Control Administration, U.S. Department of the Interior.

93. Dufour, A. F. (1984). Bacterial indicators of recreational water quality. *Canadian Journal of Public Health*.

94. United Nations Environment Programme & World Health Organization. (1983). *Assessment of the present state of microbial pollution in the Mediterranean Sea and proposed control measures* (MED POL Phase II). UNEP.

95. Shuval, H. I. (1999). *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* (Unpublished report, August 14, 1999). World Health Organization & GESAMP.

96. Shuval, H. I. (2003). Estimating the global burden of thalassogenic diseases: Human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. *Journal of Water and Health*, 1, 53–64.

97. Murray, C. J. L., & Lopez, A. D. (1996). *The global burden of disease*. Harvard School of Public Health.

98. World Health Organization. (1998). *Draft guidelines for safe recreational-water environments: Coastal and fresh waters* (Draft for consultation; EOS/DRAFT/98.14). WHO.

99. Fleisher, J. M. (1998). Estimates of the severity of illness associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage. *International Journal of Epidemiology*, 27, 722–726.

100. World Tourism Organization. (1999). *Tourism market trends: World's top 40 tourist destinations, 1998*. WTO.

101. Yunis, E. (1999). *Personal communication* (Based on unofficial estimates by the World Tourism Organization).

102. Mokienko, A. V., et al. (2007). Относительно разработки нормативных документов по санитарно-эпидемиологическому контролю лечебно-плавательных бассейнов. *Медицинская реабилитация, курортология, физиотерапия*, 3(51), 48–51.

103. Yoder, J. S., et al. (2004). Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water—United States, 2001–2002. *MMWR Surveillance Summaries*, 53(8), 1–22.

104. Dziuban, E. J., et al. (2006). Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water—United States, 2003–2004. *MMWR Surveillance Summaries*, 55(12), 1–30.

105. Craun, G. F., Calderon, R. L., & Craun, M. F. (2005). Outbreaks associated with recreational water in the United States. *International Journal of Environmental Health Research*, 15(4), 243–262.

106. Kramer, M. H., et al. (1995). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1993–1994. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 45, 1–15.

107. Lee, S. H., et al. (2002). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1999–2000. *MMWR Surveillance Summaries*, 51(22), 1–47.

108. Barwick, R. S., et al. (2000). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1997–1998. *MMWR Surveillance Summaries*, 49(12), 1–21.

109. Liang, J. L., et al. (2006). Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with drinking water and water

not intended for drinking—United States, 2003–2004. *MMWR Surveillance Summaries*, 55(12), 31–65.

110. Kramer, M. H., et al. (1996). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1993–1994. *MMWR Surveillance Summaries*, 45(1), 1–33.

111. Levy, D. A., et al. (1996). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1995–1996. *MMWR Surveillance Summaries*, 47(5), 1–34.

112. Moore, A. C., et al. (1993). Surveillance for waterborne disease outbreaks—United States, 1991–1992. *MMWR Surveillance Summaries*, 42(5), 1–22.

113. Pond, K. (2005). *Water recreation and disease: Plausibility of associated infections, acute effects, sequelae and mortality*. World Health Organization.

114. World Health Organization. (2003a). *Guidelines for safe recreational water environments* (Vol. 1: Coastal and fresh waters). WHO.

115. World Health Organization. (2005). *Guidelines for safe recreational water environments* (Vol. 2: Swimming pools, spas and similar recreational-water environments). WHO.

116. World Tourism Organization. (2001). *Tourism 2020 vision* (Vol. 7: Global forecasts and profiles of market segments). WTO.

117. National Oceanic and Atmospheric Administration, Forest Service, University of Georgia, & University of Tennessee. (2004). *2005 national survey on recreation and the environment*. NOAA.

118. Fleisher, J. M., et al. (1996). Marine waters contaminated with domestic sewage: Nonenteric illness associated with bather exposure in the United Kingdom. *American Journal of Public Health*, 86, 1228–1234.

119. Dwight, R. H., et al. (2005). Estimating the economic burden from illnesses associated with recreational water pol-

lution: A case study in Orange County, California. *Journal of Environmental Management*, 76(2), 95–103.

120. Evans, E. J., Philipp, R., & Enticott, R. G. (1983). *Survey of the health consequences of participating in water-based events in the Bristol City Docks*. Bristol and Weston Health Authority.

121. Philipp, R., et al. (1985). Health risks of snorkel swimming in untreated water. *International Journal of Epidemiology*, 14(4), 624–627.

122. Medema, G. J., et al. (1995). The relationship between health effects in triathletes and microbiological quality of freshwater. *Water Science and Technology*, 31, 19–26.

123. van Asperen, I. A., et al. (1998). Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to faecal pollution of freshwaters. *International Journal of Epidemiology*, 27, 309–315.

124. Dwight, R. H., et al. (2004). Health effects associated with recreational coastal water use: Urban versus rural California. *American Journal of Public Health*, 94(4), 565–567.

125. Environment Agency. (2002). *Recreational water quality objectives and standards: Phase 1 – Data collection, presentation and recommendations* (Research & Development Technical Report No. P2-253/TR). Bristol, United Kingdom.

126. Gammie, A. J., & Wyn-Jones, A. P. (1997). Does hepatitis A pose a significant health risk to recreational water users? *Water Science and Technology*, 35(11–12), 171–177.

127. Lee, J. V., et al. (1997). Bacteriophages are a better indicator of illness rates than bacteria amongst users of a white water course fed by a lowland river. *Water Science and Technology*, 35(11–12), 165–170.

128. Galbraith, N. S., Barrett, N. J., & Stanwell-Smith, R. (1987). 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*, 1, 7–21.

129. Visvesvara, G. S., & Stehr-Green, J. K. (1990). Epidemiology of free-living ameba infections. *Journal of Protozoology*, 37, 25S–33S.
130. Ciceroni, L., et al. (2000). Epidemiological trend of human leptospirosis in Italy between 1994 and 1996. *European Journal of Epidemiology*, 16(1), 79–86.
131. Sasaki, D. M., et al. (1993). Active surveillance and risk factors for leptospirosis in Hawaii. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 48(1), 35–43.
132. Smythe, L., et al. (2000). Review of leptospirosis notifications in Queensland and Australia: January 1998–June 1999. *Communicable Diseases Intelligence*, 24(6), 153–157.
133. Reynolds, K. (2003). Collateral damage: The chronic sequelae of waterborne pathogens. *Water Conditioning and Purification Magazine*, 45(8), 1–3. <http://www.wcp.net>
134. Weiner, E. S., & Simpson, J. (1989). *The compact Oxford English dictionary* (2nd ed.). Oxford University Press.
135. Parkin, R. T., Davies-Cole, J. O., & Balbus, J. M. (2000). Definition for chronic sequelae applied to *Campylobacter* and Guillain–Barré syndrome (GBS). *Annals of Epidemiology*, 10(7), 473.
136. Archer, D. L., & Young, F. E. (1988). Contemporary issues: Diseases with a food vector. *Clinical Microbiology Reviews*, 1, 377–398.
137. Bunning, V. K. (1994). Immunopathogenic aspects of foodborne microbial disease. *Food Microbiology*, 11, 89–95.
138. Bunning, V. K., Lindsay, J. A., & Archer, D. L. (1997). Chronic health effects of food-borne microbial disease. *World Health Statistics Quarterly*, 50, 51–56.
139. Hill, J. S., Gaston, M., & Lillicap, S. (2003). Arthritis associated with enteric infection. *Best Practice & Research Clinical Rheumatology*, 17(2), 219–239.

140. Yu, D. T., & Thompson, G. T. (1994). Clinical, epidemiological and pathogenic aspects of reactive arthritis. *Food Microbiology*, *11*, 97–108.
141. Hanel, R. A., et al. (2000). Multiple brain abscesses caused by *Salmonella typhi*: Case report. *Surgical Neurology*, *53*(1), 86–90.
142. Declercq, J., et al. (1994). *Salmonella typhi* osteomyelitis. *Archives of Orthopaedic and Trauma Surgery*, *113*, 232–234.
143. Nachamkin, I. (2002). Chronic effects of *Campylobacter* infection. *Microbes and Infection*, *4*(4), 399–403.
144. Wirguin, I., et al. (1997). Induction of anti-GM1 ganglioside antibodies by *Campylobacter jejuni* lipopolysaccharides. *Journal of Neuroimmunology*, *78*(1–2), 138–142.
145. Kuroki, S., et al. (2001). Three patients with ophthalmoplegia associated with *Campylobacter jejuni*. *Pediatric Neurology*, *25*(1), 71–74.
146. McDonald, S. D., & Gruslin, A. (2001). A review of *Campylobacter* infection during pregnancy: A focus on *C. jejuni*. *Primary Care Update for OB/GYNs*, *8*(6), 253–257.
147. Ang, C. W., et al. (2001). Guillain–Barré syndrome- and Miller Fisher syndrome-associated *C. jejuni* lipopolysaccharides induce anti-GM1 and anti-GQ1b antibodies in rabbits. *Infection and Immunity*, *69*(4), 2462–2469.
148. Dieu-Osika, S., et al. (1996). Encéphalopathie fulminante à *Shigella flexneri*. *Archives de Pédiatrie*, *3*(10), 993–996.
149. Van Bohemen, C. G., et al. (1986). Lack of serologically defined arthritogenic *Shigella flexneri* cell envelope antigens in post-dysenteric arthritis. *Immunology Letters*, *13*(4), 197–201.
150. Hill, J. S., & Lillicrap, M. S. (2003). Arthritis associated with enteric infection. *Best Practice & Research in Clinical Rheumatology*, *17*(2), 219–239.

151. Lane, S., & Lloyd, D. (2002). Current trends in research into the waterborne parasite *Giardia*. *Critical Reviews in Microbiology*, 28(2), 123–134.

152. Hunter, P. (1998). *Waterborne disease: Epidemiology and ecology*. John Wiley & Sons.

153. Chiodini, R. J. (1989). Crohn's disease and the mycobacterioses: A review and comparison of two disease entities. *Clinical Microbiology Reviews*, 2(1), 90–117.

154. Li, N., et al. (1999). Identification of mycobacterial DNA in cutaneous lesions of sarcoidosis. *Journal of Cutaneous Pathology*, 26, 271–278.

155. Chan, E. D., et al. (2001). Vertebral osteomyelitis due to infection with nontuberculous *Mycobacterium* species after blunt trauma to the back. *Clinical Infectious Diseases*, 32, 1506–1510.

156. Mead, P. S., & Griffin, P. M. (1998). *Escherichia coli* O157:H7. *The Lancet*, 352(9135), 1207–1212.

157. Kuntz, T. B., & Kuntz, S. T. (1999). Enterohemorrhagic *E. coli* infection. *Primary Care Update for OB/GYNs*, 6(6), 192–196.

158. World Health Organization. (1994). *Schistosomes, liver flukes and Helicobacter pylori* (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 61). IARC.

159. Rocha, H., et al. (1976). Renal involvement in patients with hepatosplenic *Schistosomiasis mansoni*. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 25(1), 108–115.

160. Martinez, A. J. (1993). Free-living amebas: Infection of the central nervous system. *Mount Sinai Journal of Medicine*, 60, 271–278.

161. Rahyaman, S. M., Chira, P., & Koff, R. S. (1994). Idiopathic autoimmune chronic hepatitis triggered by hepatitis A. *The American Journal of Gastroenterology*, 89, 106–108.

162. Kuipers, E. J., et al. (1995). Long-term sequelae of *Helicobacter pylori* gastritis. *The Lancet*, 345(8964), 1525–1528.
163. Torre, D., et al. (1994). Aseptic meningitis caused by *Leptospira australis*. *European Journal of Clinical Microbiology & Infectious Diseases*, 13, 496–497.
164. Casella, G., & Florio Scatena, L. (2000). Mild pancreatitis in leptospirosis infection. *The American Journal of Gastroenterology*, 95(7), 1843–1844.
165. Tattevin, P., Dupeux, S., & Hoff, J. (2003). Leptospirosis and the antiphospholipid syndrome. *The American Journal of Medicine*, 114(2), 164.
166. Jokipii, L., Pohjola, S., & Jokipii, A. M. M. (1983). *Cryptosporidium*: A frequent finding in patients with gastrointestinal symptoms. *The Lancet*, 322(8346), 358–361.
167. Kosek, M., et al. (2001). Cryptosporidiosis: An update. *The Lancet Infectious Diseases*, 1(4), 262–269.
168. Puleo, J. A., et al. (1995). Legionella pericarditis diagnosed by direct fluorescent antibody staining. *The Annals of Thoracic Surgery*, 60(2), 444–446.
169. Nguyen, M. H., Stout, J. E., & Yu, V. L. (1991). Legionellosis. *Infectious Disease Clinics of North America*, 5(3), 561–584.
170. Larsson, A., Nilsson, B., & Eriksson, M. (1999). Thrombocytopenia and platelet microvesicle formation caused by *Legionella pneumophila* infection. *Thrombosis Research*, 96(5), 391–397.
171. Michel, M., et al. (1996). Complications infectieuses fatales chez deux patients atteints de maladie de Still de l'adulte. *La Revue de Médecine Interne*, 17(5), 407–440.
172. Loirat, C. (2001). Post-diarrhoea haemolytic–uraemic syndrome: Clinical aspects. *Archives de Pédiatrie*, 8(4), 776–784.

173. Shpilberg, O., Shaked, Y., & Maier, M. K. (1990). Long-term follow-up after leptospirosis. *Southern Medical Journal*, 83(4), 405–407.
174. Lindsay, J. A. (1997). Chronic sequelae of food-borne disease. *Emerging Infectious Diseases*, 3(4), 1–11.
175. Carr, R., & Bartram, J. (2004). The control envelope and risk management. In J. A. Cotruvo, J. A. Bartram, G. Rees, E. Fewtrell, F. Fawcett, & J. H. Rees (Eds.), *Waterborne zoonoses: Identification, causes and control* (Chap. 5). IWA Publishing for the World Health Organization.
176. Soldatou, A., & Davies, E. G. (2003). Respiratory virus infections in the immunocompromised host. *Paediatric Respiratory Reviews*, 4(3), 193–204.
177. Janoff, E. D., & Smith, P. D. (1988). Perspectives on gastrointestinal infections in AIDS. *Gastroenterology Clinics of North America*, 17, 451–463.
178. Hierholzer, J. C. (1992). Adenovirus in the immunocompromised host. *Clinical Microbiology Reviews*, 5, 262–274.
179. Hoxie, N. J., et al. (1997). Cryptosporidiosis-associated mortality following a massive waterborne outbreak in Milwaukee, Wisconsin. *American Journal of Public Health*, 87(12), 2032–2035.
180. Levine, W. C., & Griffin, P. M. (1993). Vibrio infections on the Gulf Coast: Results of first-year regional surveillance. *The Journal of Infectious Diseases*, 167, 479–483.
181. Gerba, C. P., Rose, J. B., & Haas, C. N. (1996). Sensitive populations: Who is at the greatest risk? *International Journal of Food Microbiology*, 30, 113–123.
182. Soller, J. A., et al. (2017). Incidence of gastrointestinal illness following wet weather recreational exposures: Harmonization of quantitative microbial risk assessment with an epidemiologic investigation of surfers. *Water Research*, 121, 280–289.

183. Xiao, C. S., et al. (2018). Occurrence, genotyping, and health risk of *Cryptosporidium* and *Giardia* in recreational lakes in Tianjin. *Water Research*, 141, 46–56.

184. Russo, G. S., et al. (2020). Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: A systematic review and meta-analysis. *Water Research*, 176, Article 115729.

185. Kay, D., et al. (2004). Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. *Water Research*, 38, 1296–1304.

Розділ 5

ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ РОПИ ТА ПЕЛОЇДІВ ШАБОЛАТСЬКОГО (БУДАКСЬКОГО) ЛИМАНУ

Даний матеріал є фрагментом досліджень, проведених в ДУ «Український науково-дослідний інститут медичної реабілітації та курортології МОЗ України» (2010-2012 рр.) в рамках виконання НДР «Розробка наукових основ екологічно-гігієнічного моніторингу водних об'єктів, що віднесені до категорії лікувальних» (№ держреєстрації 0110U002979).

Здійснено експедиційні виїзди на Шаболатський (Будакський) лиман (червень — вересень 2010 р.; березень, квітень, липень, вересень 2011 р.; березень, травень, липень 2012 р.) з відбором проб ропи та пелоїдів у 3-х точках: точка №1 Шаболатський лиман, точки №№ 2, 3 Будакський лиман.

Загалом проведено відбір 41 проби ропи та пелоїдів для хімічних і мікробіологічних досліджень.

Аналіз проб ропи на вміст ХОП (α -ГХЦГ, ГХБ, β -ГХЦГ, γ -ГХЦГ (линдан), гептахлор, алдрин, ДДТ та його метаболіти), ПХБ (№№ 8, 18, 31, 52, 44, 49, 66, 101, 110, 149, 118, 153, 138, 170, 174, 177, 180) та ПАВ (нафталін, аценафтилен, аценафтен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пірен, бенз(а)антрацен, хризен, бенз (b,к)флуорантен, бенз(а)пірен, бензо(g,h,i)перілен, дибенз(a,h)антрацен, індено(1,2,3-cd)пірен) виконано в Українському науковому центрі екології моря (м. Одеса) [1, 2].

Для аналізу ропи на вміст ХОП, ПХБ и ПАУ 1 л проби, спочатку профільтованої через мембранний фільтр 0,45 мкм, екстрагували методом твердофазної екстракції на мембранних дисках ENVI C18. Після екстракції сполуки елюювали з диска 5 мл хлористого метилена, отриманий елюат упарювали у тоці азоту до 1 мл. Аналізували екстракт методом хромато-масс-спектрометрії на ГХ/МС Alilent 7890A/5975C оснащеному PTV інжектором, працюючим в режимі LVI; метод збору даних — селективний моніторинг іонів. Для кожної сполуки використовували по 3 іона: 1 для обліку та 2 підтверджуючих.

Аналіз проб донних відкладів на вміст ХОП, ПХБ и ПАУ виконано згідно методики UNEP/FAO/IAEA/IOC, Reference Methods For Marine Pollution Studies № 72. Для аналізу донних відкладів на вміст забруднюючих речовин проби заздалегідь ліофільно висушували на приладі CHRIST ALPHA, гомогенізували та готували точні навіски на аналітичних вісах. Навіска донних відкладів для визначення ХОП, ПХБ и ПАУ складала 5 г. Донні відклади екстрагували в апараті Сокслета сумішшю гексан : хлористий метілен 1:1 на протязі 16 годин, після чого екстракт упарювали на роторному випарювальнику до 1 мл. Випарений екстракт відчищали від сірки та сірковмішуючих сполук активованою міддю. Відчищений екстракт фракціонували методом колонкуватої хроматографії на флоризилі, оксиді алюмінію та кремнію. Елюат, вміщуючий цільові сполуки упарювали на роторному випарювальнику до 5 мл, після чого довипаровували до 1 мл в тоці азоту. Випарений елюат, вміщуючий ХОП, ПАУ та ПХБ, аналізували методом хромато-масс-спектрометрії на ГХ/МС Alilent 7890A/5975C оснащеному PTV інжектором, працюючим в режимі LVI; метод збору даних — селективний моніторинг іонів. Для кожної сполуки використовували по 3 іона: 1 для обліку та 2 підтверджуючих [1, 2].

Дослідження ропи і пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману на патогенну і умовно-патогенну флору включали визначення вібріофлори, іншої ентеропатогенної мікрофлори (шигели, сальмонели, ентеропатогенні кишкові палички), кокової флори (стафілококи, ентерококи), псевдомонад, мікроскопічних грибків. Виділення і ідентифікацію мікроорганізмів проводили за загальноприйнятними методами відповідно до нормативних документів, визначника Bergey і даними сучасної літератури [3, 4].

Для типування груп морфологічно ідентичних мікроорганізмів, що виділялися в декількох повторях, або що відносяться до роду, який включає види патогенних мікрорганізмів (рід *Vibrio*), ідентифікація яких була утруднена до виду стандартними бактеріологічними методами, проводили порівняння результатів секвенування 500 пар нуклеотидних послідовностей фрагментів 16s рРНК з бібліотечною базою даних. Рибосомні гени більш консервативні у порівнянні з основною масою генома, тому в сучасних умовах використання результатів їх секвенування для типування на рівні всередині роду вважається загальноприйнятним.

Секвенування проводили з використанням генетичного аналізатора Abirgism 3130x1, виробництва США, який представляє автоматизовану систему ДНК-аналізу, засновану на багатобарвній флуоресцентній детекції з використанням капілярного електрофорезу паралельно у 16-ти капілярах. Забезпечує завантаження зразків і весь їх подальший аналіз в автоматичному режимі. Для виділення ДНК використовували 18-ти годинні культури і секвенування проводили згідно настанов до препаратів.

Оцінку вірусного забруднення лиманної води за період 2002 – 2012 (1 півріччя) рр. здійснювали за даними моніторингу Центральної імуно — вірусологічної лабораторії Одеської обласної СЕС. Досліджували рівні контамінації да-

них водних об'єктів ротавірусами (РВ), ентеровірусами (ЕВ), вірусом гепатиту А (ВГА), аденовірусами (АдВ), реовірусами (РеВ). Ідентифікацію вірусів проводили за вимогами документу [5] з використанням відповідних тест-систем згідно з інструкціями на їхнє застосування.

У рамках еколого-гігієнічного моніторингу Шаболатського (Будакського) лиману у 2012 р. (березень, травень, липень) виконано відбір проб ропи і пелоїдів у 3-х точках (точка 1 – Шаболатський лиман, точки 2,3 – Будакський лиман) з вивченням вірусологічних показників.

Оцінку паразитарної контамінації лиманної води проводили за даними лабораторії медичної паразитології Одеської обласний СЭС. За період 2000-2011 рр. проаналізовано 91 проба з метою ідентифікації збудників паразитарних захворювань і гельмінтозів: усього проведено 364 аналізу (яйця гельмінтів, личинки стронгілят, патогенні кишкові найпростіші, ооцисти кріптоспоридій).

Визначення токсичності ропи та пелоїдів проводили методом біотестування з використанням ранніх наупліальних стадій коротко-циклічного гідробіонту *Artemia salina* [6, 7].

5.1 Дослідження стійких органічних забруднювачів (СОЗ)

5.1.1 Хлорорганічні пестициди (ХОП)

Для визначення тривалості перебування ДДТ і ліндану в пробах ропи і донних відкладів лиману використовували коефіцієнти ліндан/ α -ГХЦГ і ДДТ/ДДЕ. Високе значення коефіцієнта в першому випадку (ліндан/ α -ГХЦГ) свідчить про тривалу присутність ХОП у середовищі; низьке значення, тобто перевага γ -форми, характерне для «свіжого» забруднення. ДДТ існує у вигляді основного продукту і його метаболітів

– ДДТ і ДДЕ. Про час існування ДДТ в об'єктах судять по відношенню концентрацій ДДТ до продукту його деградації ДДЕ. Високі значення коефіцієнту ДДТ/ДДЕ свідчать про недавнє забруднення ДДТ середовища, низькі – про його тривале перебування в системі і поступове перетворення в ДДЕ.

Встановлено, що значення коефіцієнтів ДДТ/ДДЕ у всіх точках відбору проб ропи лиману, за винятком одного випадку, становили більше одиниці, що вказує на відносно недавнє забруднення. Навпаки, значення цього коефіцієнту у пробах донних відкладів загалом не перевищували одиниці, крім однієї точки відбору, що свідчить про тривалість забруднення.

Значення співвідношень ліндан/α-ГХЦГ у пробах ропи менше одиниці, а в пробах донних відкладів більше одиниці у 3—4 рази. Це свідчить про свіже забруднення ропи і давнє пелоїдів.

Концентрації пестицидів перебували на рівні сотень мкг/кг пелоїду. Оскільки, крім ДДТ і ліндана, визначені їхні метаболіти, слід зробити висновок про триваюче забруднення пестицидами лиману, незважаючи на заборону застосування їх у господарстві. Всі пестициди виявлені і у пробах ропи, і у пробах донних відкладів лиману. Зважаючи на незначну розчинність даних пестицидів, це можна розглядати як додаткове джерело забруднення пестицидами донних відкладів в результаті седиментації.

У зв'язку з відсутністю гігієнічних нормативів вмісту пестицидів у пелоїдах гігієнічна оцінка існуючого забруднення цих об'єктів неможлива. У той же час значні рівні пестицидів у них можуть не тільки знижувати їхній лікувальний ефект, але й приводити до несприятливих змін в організмі.

Для оцінки ступеню антропогенного забруднення лиману у роботі використана класифікаційна схема якості донних відкладів, розроблена Українським науковим центром екології моря.

Вміст СОЗ у донних відкладах українськими нормативними документами не регламентується. Оцінка ступеню забруднення донних відкладів у контрольованому об'єкті виконувалася на основі відповідності рівнів вмісту СОЗ критеріям екологічної оцінки забруднення ґрунтів за прийнятим у Європі документом “Neue Niederlandische Liste. Altlasten Spektrum 3/95 (“голландські аркуші”).

Згідно із цим регламентом сумарні припустимі рівні концентрації ДДТ становлять 2,5 нг/г.

Інтерпретація отриманих даних полягає у наступному:

- за вмістом ГХБ донні відклади відносяться до I-ого класу (висока якість);
- за вмістом ліндану — до IV-ого класу (незадовільна якість);
- за сумарною концентрацією ДДТ пелоїди відповідають ГДК і відносяться до I-ого класу, тобто мають задовільну якість.

Із цього можна зробити висновок, що донні відклади помірно забруднені.

5.1.2 Поліхлоровані біфеніли (ПХБ)

За даними літератури, незабруднені прісні води містять менше 0,5 нг/л ПХБ, у помірно забруднених водах виявляють близько 50 нг/л і сильно забруднених — 500 нг/л.

Сумарні концентрації ПХБ у ропі дослідженого лиману варіювали у діапазоні від 15,8 до 57,46 нг/л, тобто ропа була помірно забруднена.

Спостерігалася наявність ПХБ № 118, 101, що свідчить про «старе» джерело забруднення.

Значення ГДК для ПХБ у донних відкладах не встановлене. Якщо орієнтуватися на нормовані показники для ґрунтів,

ГДК ПХБ для яких становить 60 нг/г сухої маси, вміст ПХБ у пробах донних відкладів не перевищує цієї величини.

Сумарні концентрації ПХБ у донних відкладах лиману коливалися в діапазоні 9,07-12,52 мкг/кг.

Наведені дані дозволяють судити про процеси седиментації ПХБ із ропи в донні відклади лиману, а також розглядати дані відклади як джерело вторинного забруднення ропи.

5.1.3 Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ)

Аналіз співвідношення 16 ПАВ в пелоїдах лиману за числом кілець у молекулі показало превалювання високомолекулярних поліаренів над низькомолекулярними, що свідчить про помірне забруднення ділянки лиману в точках відбору проб.

Аналіз походження ПАВ є складним завданням. В основному аналіз зводиться до ідентифікації джерел ПАВ, які умовно ділять на джерела піролітичної і петрогенної природи. Піролітичними є джерела, в яких утворення ПАВ відбувається в процесах неповного згоряння органічної речовини, у тому числі у двигунах внутрішнього згоряння. Джерела петрогенної природи утворюються в процесах трансформації рослинної речовини, у тому числі діагенезу в ґрунтах і донних відкладах.

Встановлено, що у всіх трьох точках відбору проб відбувається незначне збільшення вмісту високомолекулярних поліаренів із числом кілець 4—6.

Аналіз рівнів забруднення пелоїдів лиману 16 ПАВ, 7 канцерогенними ПАВ і сумарним Б(а)Пекв (еквівалентом концентрації за бенз(а)піреном) (мкг/кг) показав наступне.

Встановлено пряму залежність забруднення донних відкладів від сумарної концентрації канцерогенних поліаренів, а також від сумарного Б(а)Пекв. Наприклад, процентне від-

ношення канцерогенних ПАВ у двох випадках варіювало від 25,9 до 27,9 % і від 20,5 до 22,2 %.

Прикладом є результати аналізу проб пелоїдів за березень 2011 р. Отримані результати представлені в табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Результати досліджень станом на 26.03.2011р.

№ точ-ки	Σ ПАВ, мкг/кг	% канц. ПАВ	LMW/НМW	Б(а)П _{екв} мкг/кг	Сумарний індекс ПАВ
1	91,7	27,9	0,71	3,17	9,45
2	101,8	26,5	0,85	5,30	10,17
3	107,7	25,9	0,95	6,47	9,77

Примітки: Σ ПАВ — сума 16 поліароматичних вуглеводнів, Σ канц. ПАВ — % канцерогенних ПАВ від загального числа ПАВ, LMW/НМW — відношення низькомолекулярних до високомолекулярних ПАВ, Б(а)Пекв — сумарний еквівалент токсичності за Б(а)П.

Для донних відкладів лиманів відсутнє нормування вмісту ПАВ. За фізико-хімічними властивостями приморські донні відклади мало відрізняються від морських донних відкладів, причому ступінь спорідненості залежить від зв'язку лиманів з морем. Тому результати досліджень пелоїдів інтерпретували за рекомендаціями для морських донних відкладів. Згідно [8] донні відклади можуть бути класифіковані за 3-ма категоріями залежно від загального вмісту ПАВ: Σ ПАВ < 250 мкг/кг — легко забруднені; 250—500 мкг/кг — забруднені; >500 мкг/кг — дуже забруднені. Згідно із цією класифікацією, проаналізовані пелоїди належать до легко забруднених.

При порівнянні концентрацій окремих ПАВ із сумарною концентрацією ПАВ в донних відкладах було виявлено (мкг/кг) превалювання нафталіну (13,7—16,0), фенантрєну (13,1—22,4), флуорантену (14,3—17,5), бенз(а)атрецену (15,2—17,2).

В Україні не регламентовані ГДК поліаренів (ПАВ) у донних відкладах. Тому, оцінку ступеню забруднення донних відкладів у контрольованому об'єкті виконували на основі відповідності рівнів вмісту ПАВ критеріям екологічної оцінки забруднення ґрунтів по “Neue Niederlandische Liste. Altlasten Spektrum 3/95 (‘‘голландські аркуші’’). Згідно із цим документом припустимі рівні сумарної концентрацій ПАВ становлять 1000 нг/г, для флуорантену 15 мкг/кг.

Для досліджених проб донних відкладів розраховані індекси LMW/HMW [9]. Значення індексу менше 1 свідчило про забруднення ПАВ, які мають піролітичне походження (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Індекси, що вказують на можливі джерела емісії ПАВ

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

Як видно із вищенаведених даних, індекси LMW/HMW коливаються від 0,71 до 0,95, що вказує на значне забруднення техногенними поліароматичними вуглеводнями.

Міжнародне агентство з вивчення раку класифікувало 7 ПАВ як канцерогенні [10]. Бенз(а)пірен – єдина сполука із 16 поліаренів, для якого є дані щодо канцерогенності.

Для оцінки токсичності суми знайдених ПАВ встановлено сумарний $B(a)P_{екв}$, який розрахований із використанням еквіваленту токсичності для кожного ПАВ [11]. Розрахований сумарний $B(a)P_{екв}$ [12] у точках відбору коливався в діапазоні 3,17—6,47. У зв'язку з відсутністю спеці-

альних нормативів санітарної оцінки донних відкладів лиманів величини кількості бенз(а)пирену можна порівняти з нормами ГДК бенз(а)пирену у ґрунті (20 мкг/кг). Виявлені концентрації бенз(а)пирену в донних відкладах виявилися нижче цього нормативу.

Для аналізу джерел емісії ПАВ в досліджуваній об'єкт використовували співвідношення індивідуальних ПАВ, що дозволяє ідентифікувати джерела як для регіонів з розвинутою промисловістю, так і для відносно незабруднених районів [13]. Відомі співвідношення концентрацій ПАВ для визначення природи їх джерел не дають абсолютно точного визначення джерел ПАВ, оскільки умови мікробного розкладання ПАВ в донних відкладах залежать від температури, природи мікробних популяцій і присутності інших органічних забруднювачів [14].

Інтерпретувати отримані дані можна в такий спосіб.

Значення співвідношення $F1/ F1+P1 > 0,5$ вказує на забруднення, які утворюються в результаті горіння гасу, вугілля. Співвідношення $AN/178$ характеризує природу утворення ПАВ в об'єктах навколишнього середовища. Співвідношення менше 0,1 у точці 1 вказує на утворення ПАВ в результаті низькотемпературних процесів (нафтове забруднення). Співвідношення більше 0,1 свідчить про домінування процесів горіння. Співвідношення $BaA/228 > 0,35$ і $IP/Ip+Bg > 0,5$ свідчить про забруднення ПАВ, які утворювалися в результаті піролітичних процесів.

Оскільки джерела емісії ПАВ можуть бути різними, випадковими, нерегулярними, розрахований сумарний індекс ПАВ [15]. Значення індексу ПАВ (> 4), представлені у табл. 5.2, свідчать, що ймовірними джерелами емісії ПАВ є високотемпературні процеси.

5.2 Дослідження умовно-патогенної та патогенної мікрофлори ропи та пелоїдів

Сумарно виявлено 10 родів умовно-патогенної мікрофлори, включаючи грам +/- вегетативні і спорові мікроорганізми, частина з яких відносяться до санітарно-показових (*E. coli*, *Enterococcus spp.*). Крім того виділені штами мікроскопічних грибків роду *Candida*.

Виділення штамів *Staphylococcus epidermidis*, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, грибів роду *Candida* може служити непрямим показником забруднення лиману антропогенною мікрофлорою. Причому у пробі №1 (Шаболатський лиману) штами *S. epidermidis* і *E. coli* ізольовані не лише з ропи, але і з пелоїдів; у пробах ропи та пелоїдів Будацького лимана диференційовано 2 види псевдомонад *Pseudomonas aeruginosa* і *P. scissa*.

Враховуючи спалахи холери у цій місцевості у 1992 та 1994 рр., ендемічний характер цієї особливо небезпечної інфекції та напруженість епідемічної ситуації за холерою у поточному році, особливу увагу приділяли вивченню вібриофлори. У ході досліджень виявлено групу морфологічно ідентичних галофільних штамів, які відносяться до роду *Vibrio*, але не типовані до виду стандартними бактеріологічними методами. Порівняння результатів генетичного аналізу (генетичний аналізатор ABI Prism 3130), отриманих при секвенуванні 500 пар нуклеотидних послідовностей фрагментів 16s рРНК з бібліотечною базою даних показало, що штами відносяться до роду *Vibrio* та мають 100 % гомологію з АТСС штамами *Vibrio diazotrophicus*. В даний час *V. diazotrophicus* віднесено до непатогенних вібріонів, що, можливо, пов'язано з недостатнім рівнем лабораторної діагностики при епізодичних випадках гастроентероколітів невідомої етіології. Тому, це потребує додаткового вивчення екології і таксономічного

положення ізольованих штамів *V. diazotrophicus* з різних джерел. Слід зазначити, що це перше виявлення *V. diazotrophicus* в Україні, що свідчить про нагальну необхідність його депонування.

Виконано секвенування нуклеотидних послідовностей фрагментів 16s рРНК штамів, виявлених в повторних пробах, які не вдалося ідентифікувати класичними методами. Сиквенс аналіз генів 16s рРНК показав високу гомологію (98,81 – 99,05%) з типовим штамом *Methylbacterium aminovorans* (ATSS=51358).

До останнього часу даний мікроорганізм розглядався як сапрофіт, вивчався як утилізатор метанолу, стимулятор росту рослин, з точки зору продуценту певних цитокинів і фітогормонів, високої здатності до утворення біоплівки тощо. Останніми роками з'явилися повідомлення про виділення *Methylbacterium* з ротової порожнини людини і крові (як збудника опортуністичних інфекцій).

5.3 Дослідження патогених кишкових вірусів

Інтерпретація результатів вірусологічних досліджень лиманної води за період 2002-2012 рр. викликала деякі утруднення у зв'язку з відсутністю визначення окремих вірусів (ЭВ, АдВ, Рева) та значного зменшення числа проб (наприклад, для ВГА від 166 у 2003 р. до 6 у 2010 р.) (табл. 5.3).

Фактично, найбільш показовим є 2003 р., коли були проаналізовані всі кишкові віруси при досить репрезентативному числі проб ропи. Разом з тим, ці дані підтверджують подібність тенденції до коливань рівнів забруднення морської і лиманної води, що відповідає визнаній спільності геологічної і гідрохімічної структури морів і лиманів як водних об'єктів [16, 17].

Таблиця 5.3

**Результати виявлення кишкових вірусів у лиманах
Одеської області за період 2002-2012 рр.**

Рік	ВГА (Σ/+)	РВ (Σ/+)	ЕВ (Σ/+)	АдВ (Σ/+)	РеВ (Σ/+)
2002	35/-	35/-	-	-	-
2003	166/10 6%	129/11 8,5%	297/8 2,7%	123/30 24,4%	125/14 11,2%
2004	29/-	29/-	121/-	-	-
2005	32/-	7/-	9/-	-	-
2006	24/-	20/-	4/-	-	-
2007	32/2 6,2%	25/-	-	-	-
2008	20/1 4,5%	22/1 4,3%	-	-	-
2009	12/-	9/1 1,1%	-	-	-
2010	6/-	19/-	-	-	-
2011	18/-	18/-	-	-	-
2012 ^і	10/-	10/-	-	-	-

Нотатки: ВГА – віруси гепатиту А; РВ – ротавіруси; ЕВ – ентеровіруси; АдВ – аденовіруси; РеВ – реовіруси; + – позитивні проби; (-) – відсутність досліджень; жирним шрифтом виділені %% позитивних проб. ^і - 1 – 1-е півріччя 2012 р.

5.4 Дослідження збудників кишкових паразитозів та гельмінтозів

Встановлено наявність у пелоїдах точок 1 і 3 яець *Ascaris lumbricoides* (50 в 1 кг пелоїду) і онкосфер теніїд (50 в 1 кг пелоїду) (відбір проб 26.03.2012 г.); у ропі точки

3 — цист *Cryptosporidium spp.* (1 в 25 л ропи) (відбір проб 02.07.2012 г.).

Результати виявлення збудників паразитарних захворювань і гельмінтозів у воді лиманів і озер Одеської області за 2000-2011 рр. показують: із загального числа (91 проби води) 18 (19,8 %) були позитивними, а з 364 аналізів (91 на 4 види збудників) — 26 (7,1%).

Якщо ж розширити уявлення про проблему для всіх поверхневих водойм Одеської області, можна одержати наступну картину. При вираженому поліморфізмі отриманих даних є необхідним звернути увагу на дві обставини.

Перше: тенденція до росту числа проб і аналізів супроводжується відносною стабільністю % позитивних проб. Друге: незважаючи на застосування недостатньо чутливого методу виявлення збудників (Кримська росинка), звертає увагу достатньо високий відсоток позитивних знахідок для цист *Cryptosporidium spp.* (27,9 %), який можна порівняти з результатами застосування більш чутливого методу імуномагнітної сепарації із застосуванням моноклональних анти-тіл.

Конспективний аналіз даних літератури показує зростаючу епідемічну значимість збудників паразитозів як контамінантів поверхневих водойм.

В Україні з кожним роком проблема забруднення поверхневих водойм України збудниками паразитарних захворювань і гельмінтозів здобуває все більшу актуальність. Наприклад, за даними В.С. Борисенко із соавт. (2009) [18] на території обслуговування СЕС Придніпровської залізної дороги за 2001-2007 рр. 20,6 % проб води були позитивними.

Результати досліджень проб води поверхневих водойм 1 і 2 категорії на наявність ооцист кріптоспоридій у м. Одесі й Одеської області за 2000-2004 рр. свідчать про виявлення цих

біологічних контамінантів в 1 пробі з 7 і в 6 з 69 проб відповідно [19].

Ооцисти кріптоспоридій виявляються у неочищених (до 10^3 ооцист/л) і очищених (до 10^2 ооцист/л) стічних водах різних регіонів США. Природні води поверхневих водойм містять у середньому від 20 до 91, джерела — до 4, підземні води — до 0,3 ооцисти/100 л. Під час епідемій відзначається збільшення їх вмісту у питній воді в 100 — 1000 раз (до 900 ооцист/100 л [20]).

Ідентифікація ооцист кріптоспоридій і г'ярдій у поверхневих вододжерелах показала виявлення *Giardia spp.* і *Cryptosporidium spp.* в 81 % і 87 % зразків води відповідно [21].

Інтерпретація отриманих даних більш адекватна з точки зору оцінки методів ідентифікації збудників паразитозів і гельмінтозів. Конспективний аналіз таких методів на прикладі епідемічно значимих ооцист кріптоспоридій за даними закордонних джерел показує наступне.

Використання різних методів дозволяє суттєво оптимізувати виявлення ооцист кріптоспоридій: імунофлюоресцентна детекція [22] дає можливість правильної ідентифікації справжніх зображень ооцист в 81 — 97 % зразків; метод клітинних культур [23] дозволив встановити значну варіабельність інвазійної здатності ооцист: для змінних 50%-их інфекційних доз вона коливалася від 40 до 614 ооцист; цей же метод [23] показав наявність інфекційних *C. parvum* ооцист у 40 % зразків стічних вод після дезінфекції (у середньому 7 ооцист/100 л); метод Gelman Envirochek (HV) для великих об'ємів води [24] створив можливість виділення ооцист кріптоспоридій у 36 — 75 % зразків малоконтамінованих вод, а епіфлюоресцентна мікроскопія з використанням специфічних антитіл [25] — для ідентифікації у воді резервуарів ооцист від 1 до 10 /100 л.; метод зворотньої

транскриптази полімеразної ланцюгової реакції (RT-PCR) дозволив виявити ооцисти кріптоспоридій у 100, 66,7 і 50 % зразків очищеної води з різних точок відбору [26].

Таким чином, дані літератури і результати проведених досліджень свідчать, що найпростіші і гельмінти є значимими біологічними контамінантами поверхневих водойм, у тому числі, лиманів, ропа і пелоїди яких є бальнеологічно значимими природними лікувальними ресурсами. Це підкреслює необхідність систематичного моніторингу їх забруднення цими збудниками із застосуванням сучасних методів досліджень [27].

5.5 Біотестування ропа і водних екстрактів донних відкладень

Попередні тривалі спостереженням акваторії лиману дозволили одержати характеристики його сучасного екологічного стану [28]. До негативних змін відносять деструкцію органічної речовини не в донних відкладеннях, а у воді, при цьому по вмісту органічної речовини води лиману характеризуються як гіперевтрофні. Ця ситуація багато в чому пов'язана зі зміною продуцентів, і якщо раніше основу первинної продукції становили водорості — макрофіти, то сьогодні ця ланка в екосистемі лиману деградувала і споживання біогенних речовин відбувається за рахунок розвитку фітопланктону. В 1992 р. у басейні лиману відбулася екологічна катастрофа, викликана залповим скиданням забруднюючих речовин, у результаті якої різко погіршилася якість води. Негативні наслідки цієї події спостерігалися до кінця 2002 р. Але в 2003 р. потужний весняний паводок ґрунтовно промив лиман, після чого екосистема лиману почала відновлюватися.

Основу гідрологічної трансформації Будацького лиману становить зниження склонового і поверхневого стоку, що

змінює водний баланс у бік збільшення видаткової частини шляхом випару як причини осолонення лиману [29].

У пробах води лиману, відібраних у ході першої зйомки, показники виживаності ранніх наупліальних стадій *A. salina* у трьох пробах близькі до контролю, і в жодній не спостерігалося перевищення смертності 50 % тест-об'єктів.

Токсикометричний експеримент по дослідженню якості водних екстрактів донних відкладень за результатами першої зйомки не виявив перевищення 50 % смертності наупліусів *A. salina*. Найбільший ефект зниження виживаності (72,0 % до контролю) до завершення експозиції відзначений у пробі № 1.

Результати біотестування ропи Будацького лиману (друга зйомка) показали незначне зниження виживаності наупліусів *A. salina* у порівнянні з контролем. Виживаність у пробах № 1, 2 склала 98 %, а в пробі № 3 смертність не відзначена.

Виходячи з результатів біотестування водних екстрактів донних відкладень, відібраних у ході другої зйомки, найменша виживаність тест-об'єктів (84,0 %) відзначена в пробі № 1. У пробах № 2-3 виживаність наупліусів до завершення експозиції склала 90 і 94 % відповідно.

Результати токсикологічного дослідження проб води заключної третьої зйомки показали відсутність гострої летальної токсичності для наупліусів *A. salina*. Незначне зниження виживаності (92 %) відзначене для першої проби.

Виживаність тест-об'єктів у водних екстрактах донних відкладень (третья зйомка) не перевищувала 50 %, і проби в такий спосіб можна охарактеризувати як не токсичні.

У ході проведених експериментів по оцінці токсичності води і донних відкладень лиману для ранніх наупліальних стадій *A. salina* жодного разу не відзначено зниження виживаності нижче 50 % у порівнянні з контролем.

Аналіз результатів по виживаності тест-об'єктів у пробах води в ході трьох зйомок показав найбільш значимий вплив на виживаність артемії в пробі № 1. Найменше зниження виживаності у порівнянні з контролем показано для проби № 2.

Зниження виживаності артемії у водних екстрактах донних відкладень було більш значиме у порівнянні з результатами біотестування проб ропи. Очевидно, це пов'язане з тим, що донні відкладення є найбільш забрудненим компонентом водних екосистем. Саме вони акумулюють усі види забруднюючих речовин, що надходять із поверхневим стоком, атмосферними опадами, відмерлими частками рослин і тварин, а також з техногенними матеріалами господарської діяльності людини. При цьому найбільше зниження виживаності наупліусів артемії також відзначене для проби № 1 протягом трьох зйомок 2012 року.

Незважаючи на незначне зниження виживаності тест-об'єктів у ропі і водних екстрактах донних відкладень, можна заключити: проаналізовані проби не мають токсичних властивостей, про що свідчить відсутність перевищення 50 %-ої смертності наупліусів *A. salina* у порівнянні з контролем.

Згідно [6] рівень гострої летальної токсичності має кількісну і якісну характеристики. Кількісна характеристика виражається значенням необхідної кратності розведення, а якісна – словесним значенням і відповідним класом токсичності.

У результаті проведеного біотестування кінцеве значення кратності розведення рівно 0 (нативна проба, без розведення), при якій не відзначалася загибель 50 % тест-об'єктів. Це характерно для всіх проб ропи і донних відкладень лиману. У зв'язку із цим всі проби можуть бути віднесені до не-токсичного рівня і класу токсичності 1.

Результати проведених досліджень [30-36] дозволяють зробити наступні висновки.

1. В результаті ідентифікації і кількісного визначення методом хромато-масс-спектрометрії основних СОЗ (хлорорганічних пестицидів /ХОП/, поліциклічних ароматичних вуглеводнів /ПАВ/ і поліхлорованих біфенілів /ПХБ/) ропа та пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману встановлено наступне.

а) Дослідження вмісту хлорорганічних пестицидів (ХОП) свідчить про свіже забруднення лиману ДДТ, концентрації якого у пробах донних відкладень перевищують закордонні нормативи, і акумуляцію ліндана і α -ГХЦГ в лікувальних грязях у результаті седиментації.

б) Незважаючи на те, що за сумарною концентрацією ПХБ ропа лиману помірно забруднена, а в донних відкладеннях ці забруднювачі не перевищують нормативні рівні, наявність у ропі лиману ПХБ № 118,101 дозволяє судити про «старе» джерело забруднення лиману, а донні відкладення лиману розглядати як джерело вторинного забруднення ропа ПХБ.

в) Результати аналізу 16 ПАВ показали, що триває поступова акумуляція забруднення в пелоїдах лиману в результаті седиментації. Вміст бенз(а)пірену в пелоїдах за період досліджень (березень, квітень, липень, вересень 2011 р.) зростає, тоді як вміст у ці ж місяці в ропі зменшується, однак не за прямої залежності. Пелоїди за сумарної концентрації ПАВ легко забруднені. Разом з тим, отримані дані свідчать про персистувальний характер антропогенного впливу на досліджену акваторію Шаболатського (Будакського) лиману, імовірним джерелом якого є як низько-, так і високотемпературні (піролітичні) процеси.

г) Отримані дані свідчать про нагальну потребу систематичного моніторингу антропогенного забруднення СОЗ ропа і пелоїдів як природних лікувальних ресурсів.

2. Виділення штамів *S. epidermidis*, *E.coli*, *E. feacalis*, грибів роду *Candida* може служити непрямим показником забруднення лиману антропогенною мікрофлорою. Причому у пробі №1 (Шаболатський лиман) штами *S. epidermidis* і *E. coli* ізольовані не лише з ропи, але і з пелоїда; у пробах ропи та пелоїдів Будацького лимана (проби №2,3) диференційовано 2 види псевдомонад *P. aeruginosa* і *P. scissa*. Виділено вібрион *Vibrio diazotrophicus*, який гіпотетично може бути етіологічним чинником епізодичних випадків гастроентероколітів невідомої етіології, а також типовий штам *Methylbacterium aminovorans*, який є збудником опортуністичних інфекцій.

3. Результати досліджень контамінації ропи та пелоїдів Шаболатського (Будацького) лиману патогенними кишковими вірусами, та збудниками кишкових паразитозів та гельмінтозів свідчить або про значне зменшення числа проб, або про невідповідність чутливості методик, що використовуються, існуючим потребам еколого-гігієнічного моніторингу.

4. Токсикологічний аналіз проб води і донних відкладень Шаболатського (Будацького) лиману з використанням ранніх наупліальних стадій *A. salina* показав відсутність гострої летальної токсичності як ропи, так і водних екстрактів донних відкладень. Проведена токсикологічна оцінка якості води і донних відкладень лиману за результатами 3-х зйомок 2012 року вказує на низький рівень біотоксичних забруднюючих речовин як у воді, так і в донних відкладеннях. Відсутність гострої токсичності у сполученні із сприятливими фізико-хімічними характеристиками і відносно низьким рівнем антропогенного навантаження свідчать, що природні ресурси лиману потенційно сприятливі для виробництва морепродуктів і використання лиману для марікультури, а також для рекреаційного використання.

Література

1. ASTM International. (2003). *ASTM D5175-91: Standard test method for organohalide pesticides and polychlorinated biphenyls in water by microextraction and gas chromatography*. ASTM International.

2. ISO 28540:2011. *Kachestvo vody. Opredelenie 16 politsiklicheskikh aromatcheskikh uglevodorodov (PAU) v vode. Metod s ispolzovaniem gazovoi khromatografii s mass-spektrometricheskim obnaruzheniem* [Water quality — Determination of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water — Method using gas chromatography with mass spectrometric detection].

3. DSP “Orhanizatsiia roboty laboratorii pry doslidzhenni materialu, shcho mistiat biolohichni patohenni ahenty I–IV hrup patohennosti, molekuliarno-henetychnymy metodamy”. 2008. [State Sanitary Rules “Organization of Laboratory Work in the Study of Materials Containing Biological Pathogenic Agents of Pathogenicity Groups I–IV Using Molecular Genetic Methods”].

4. Nakaz MOZ Ukrainy vid 30 travnia 2007 roku No. 284. *Pro zatverdzhennia metodychnykh vkazivok “Sanitarno-mikrobiolohichni kontrol yakosti pytnoi vody”*. Rezhym dostupu: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0060282-05#Text> [Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 284 of May 30, 2007. On Approval of the Methodical Guidelines “Sanitary and Microbiological Control of Drinking Water Quality”. Access mode.]

5. Nakaz MOZ Ukrainy vid 3 liutoho 2005 roku No. 60. *Pro zatverdzhennia metodychnykh vkazivok “Sanitarno-virusolohichni kontrol vodnykh ob'ektiv”*. Rezhym dostupu: <https://ips.ligazakon.net/document/MOZ6926> [Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 60 of February 3, 2005. On

Approval of the Methodical Guidelines “Sanitary and Virological Control of Water Bodies”. Access mode.]

6. DSTU 4168-2003. *Yakist vody. Vyznachannia hostroi letalnoi toksychnosti na morskykh rako-podibnykh (Crustacea) (ISO 14669:1999, MOD)*. Kyiv: Derzhspozhyvstandart Ukrainy, 2004. 19 p. [Water quality. Determination of acute lethal toxicity using marine crustaceans (Crustacea)].

7. KND 211.1.4.046-95. *Biotestuvannia ta vyznachennia rivniv hostroi letalnoi toksychnosti zvorotnykh vod, yaki vidvodiatsia u vodni ob'iekty. Metodyka. Zatv. nakazom Minpryrody Ukrainy vid 30.05.95 No. 47. 19 p.* [Biotesting and Determination of Acute Lethal Toxicity Levels of Return Waters Discharged into Water Bodies. Methodology. Approved by Order of the Ministry of Environmental Protection of Ukraine No. 47 of May 30, 1995.]

8. Traven, L., Zaja, R., & Lončar, J. (2008). CYP1A induction potential and the concentration of priority pollutants in marine sediment samples: *In vitro* evaluation using the PLHC-1 fish hepatoma cell line. *Toxicology In Vitro*, 22(6), 1648–1656.

9. Magi, E., Bianco, R., & Ianni, C. (2002). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Adriatic Sea. *Environmental Pollution*, 119, 91–98.

10. International Agency for Research on Cancer. (1987). *IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans* (Suppl. 7). IARC.

11. Peters, C. A., Knightes, C. D., & Brown, D. G. (1999). Long-term composition dynamics of PAH-containing NAPLs and implications for risk assessment. *Environmental Science & Technology*, 33, 4499–4507.

12. Tsai, P.-J., Shih, T.-S., Chen, H.-L., et al. (2004). Assessing and predicting the exposures of polycyclic aromatic hydrocarbons and their carcinogenic potencies from vehicle engine exhausts

to highway toll station workers. *Atmospheric Environment*, 38, 333–343.

13. Soclo, H. H., Garrigues, P., & Ewald, M. (2000). Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: Case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 387–396.

14. Schulz, H.-M., & Emeis, K.-C. (2000). Sources and pathways of natural and anthropogenic hydrocarbons into the natural dump Arkona Basin (southern Baltic Sea). *Environmental Geology*, 39(8), 839–848.

15. Angerer, J., Mannschreck, C., & Gün del, J. (1997). Biological monitoring and biochemical effect monitoring of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 70(6), 365–377.

16. Shvebs, H. I. (Ed.). *Limanno-ustevye komplekсы Prichernomorya. Geograficheskie osnovy khoziaistvenno-go osvoeniya* [Liman–Estuarine Complexes of the Black Sea Region. Geographical Foundations of Economic Development]. Leningrad: Nauka, 1988. 304 p.

17. Shuiskyi, Yu. D., Vykhovanets, H. V. *Priroda Prichernomorskikh limanov* [Nature of the Black Sea Limans]. Odesa: Astroprint, 2011. 276 p.

18. Borysenko, V. S., Borysenko, O. P., Romaniukha, N. A., et al. *Sanitarno-parazytologichnyi monitorynh u Dnipropetrovskii oblasti* [Sanitary and Parasitological Monitoring in the Dnipropetrovsk Region]. *International Medical Journal*, Special Issue: Proceedings of the Scientific and Practical Seminar “Parasitic Invasions and Their Prevention”, 2–3 July 2009. Kharkiv, 2009, pp. 32–33.

19. Mokiienko, A. V., Zasyпка, L. I., Beshko, N. I., et al. *Do pytannia pro hihiiienichnu znachushchist kontaminatsii vody oot-systamy kryptosporydii* [On the Hygienic Significance of Water

Contamination with *Cryptosporidium* Oocysts]. In: Abstracts of the Scientific and Practical Conference “Current Issues of Hygiene and Environmental Safety of Ukraine”. Kyiv, 2005, pp. 177–178.

20. LeChevallier, M. W., Norton, W. D., & Lee, R. G. (1991). Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in surface water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(9), 2610–2617.

21. Widmer, K. W., Oshima, K. H., & Pillai, S. D. (2002). Identification of *Cryptosporidium parvum* oocysts by an artificial neural network approach. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(3), 1115–1121.

22. Schets, F. M., Engels, G. B., During, M., et al. (2005). Detection of infectious *Cryptosporidium* oocysts by cell culture immunofluorescence assay: Applicability to environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(11), 6793–6798.

23. Gennaccaro, A. L., McLaughlin, M. R., Quintero-Betancourt, W., et al. (2003). Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(8), 4983–4984.

24. DiGiorgio, C. L., Gonzalez, D. A., & Huitt, C. C. (2002). *Cryptosporidium* and *Giardia* recoveries in natural waters by using Environmental Protection Agency Method 1623. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(12), 5952–5955.

25. Crabtree, K. D., Ruskin, R. H., Shaw, S. B., et al. (1996). The detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in cistern water in the U.S. Virgin Islands. *Water Research*, 30(1), 208–216.

26. Ali, M. A., Al-Herrawy, A. Z., & El-Hawaary, S. E. (2004). Detection of enteric viruses, *Giardia* and *Cryptosporidium* in two different types of drinking water treatment facilities. *Water Research*, 38(18), 3931–3939.

27. Mokienko, A. V., Petrenko, N. F., Hozhenko, A. I. *Parazitarnye kontaminanty pit'evoy vody: otsenka riska i metodov obezzarazhivaniya* [Parasitic Contaminants of Drinking Water: Risk Assessment and Disinfection Methods]. *Drinking Water*, 2008, no. 1(43), pp. 2–13.

28. *Pivnichno-Zakhidna chastyna Chornoho moria: biolohiia i ekolohiia* [North-Western Part of the Black Sea: Biology and Ecology]. Kyiv: Naukova Dumka, 2006, pp. 401–407. (in Russian)

29. Adobovskiy, V. V. *Suchasni protsesy vysykhannia y osolonennia lymaniv z obmezhenym vodoobminom* [Modern Processes of Drying and Salinization of Limans with Limited Water Exchange]. In: *Environmental Problems of the Black Sea*. Odesa: OCNTEI, 2002, pp. 3–8. (in Russian)

30. Mokiienko, A. V., Nikipelova, O. M., Babov, K. D. (Eds.). *Prychoromski lymany: hihienichni i medyko-ekolohichni aspekty zberezhenia pryrodnykh likuvalnykh resursiv* [Black Sea Limans: Hygienic and Medical-Ecological Aspects of Conservation of Natural Therapeutic Resources]. Odesa: TES, 2012. 274 p. (in Russian)

31. Mokiienko, A. V., Nikipelova, O. M., Tsymbaliuk, K. K., et al. *Kharakterystyka antropohennoho zabrudnennia rapy i peloidiv Shabolatskoho (Budakskoho) lymanu stiikymy orhanichny-my zabrudniuvachamy (SOZ)* [Characteristics of Anthropogenic Pollution of Brine and Peloids of the Shabolat (Budak) Liman with Persistent Organic Pollutants (POPs)]. *Water Management of Kazakhstan*, 2012, nos. 6–7 (44–45), pp. 48–62. (in Russian)

32. Mokiienko, A. V., Nikipelova, O. M., Shibanov, S. E., et al. *Kharakterystyka antropohennoho zabrudnennia ropy ta peloidiv Shabolatskoho (Budakskoho) lymanu khlororhanichny-my pestytsydamy (KhOP)* [Characteristics of Anthropogenic Pollution of Brine and Peloids of the Shabolat (Budak) Liman with Organochlorine Pesticides (OCPs)]. *Tavria Medical and*

Biological Bulletin, 2012, vol. 15, no. 2, part 3 (58), pp. 144–148.

33. Mokiienko, A. V., Nikipelova, O. M., Tsymbaliuk, K. K., et al. *Kharakterystyka antropohennoho zabrudnennia ropy ta peloidiv Shabolatskoho (Budakskoho) lymanu polikhlorovany my bifenilamy (PKhB)* [Characteristics of Anthropogenic Pollution of Brine and Peloids of the Shabolat (Budak) Liman with Polychlorinated Biphenyls (PCBs)]. *Medical Perspectives*, 2012, no. 3, pp. 136–141.

34. Mokiienko, A. V., Nikipelova, O. M., Tsymbaliuk, K. K., et al. *Kharakterystyka antropohennoho zabrudnennia ropy ta peloidiv Shabolatskoho (Budakskoho) lymanu politsyklichny my aromatychny my vuhlevodniamy (PAU)* [Characteristics of Anthropogenic Pollution of Brine and Peloids of the Shabolat (Budak) Liman with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)]. *Current Problems of Transport Medicine: Environment; Occupational Health; Pathology*, 2012, no. 4 (30), pp. 42–49.

35. Mokiienko, A. V., Nikolenko, S. I., Pushkina, V. O., et al. *Ekoloho-hihiiienichna otsinka sanitarno-mikrobiolohichnoho stanu ta biolohichnoi kontaminatsii ropy Shabolatskoho (Budakskoho) lymanu* [Ecological and Hygienic Assessment of the Sanitary-Microbiological State and Biological Contamination of Brine of the Shabolat (Budak) Liman]. *Current Problems of Transport Medicine: Environment; Occupational Health; Pathology*, 2012, no. 1 (27), pp. 52–58.

36. Mokiienko, A. V., Nikolenko, S. I., Pushkina, V. O., et al. *Ekoloho-hihiiienichna otsinka sanitarno-mikrobiolohichnoho stanu ta biolohichnoi kontaminatsii peloidiv pryhornomorskykh lymaniv* [Ecological and Hygienic Assessment of the Sanitary-Microbiological State and Biological Contamination of Peloids of the Black Sea Limans]. *Medical Perspectives*, 2012, no. 1, pp. 143–147.

Розділ 6

НОРМУВАННЯ ЯКОСТІ РЕКРЕАЦІЙНИХ ВОД

Конкретні аспекти нормування якості рекреаційних вод у різних міжнародних документах та регуляторних документах України полягають у наступному.

У коментарі (13.6) до відповідної таблиці (13.3) документу ВООЗ [1] експерти в цій сфері констатують розробку багатьох міжнародних та національних схем сертифікації рекреаційних вод. Міжнародні приклади включають синій прапор (який є найпопулярнішим у Європі) та програми узбережжя. Крім того, у багатьох країнах також є один або кілька національних еквівалентів. Наприклад, Сполучене Королівство використовує багато інших рейтингових схем, включаючи прибережні бонуси, хороший пляжний путівник та пляжний годинник. Такий рейтинг має великий вплив на туризм. Наприклад, у США [2], де такий підхід зазвичай вважається бажаним місцевими органами влади та туристичними агентствами.

У той же час існує певна непослідовність, оскільки автори таких схем використовують стереотипні підходи у своєму розвитку [3]. Мова йде про: 1) інформування споживачів про якість води, щоб вони могли зробити вибір місця призначення та оцінити ризики купання в прибережних водах; 2) рекомендації найближчим компаніям, які хочуть знизити ризик, спричинений несприятливою інформацією про низьку якість води; 3) допомога керівникам курортів та місцевим органам

влади щодо гарантій по об'єднаним стандартам та загальній системі їх вимірювання [4].

Однак у деяких з цих програм проблеми зі здоров'ям людини є незначним фрагментом. Тоді як вони повинні бути домінуючим фактором, якщо є шанс їх тлумачення користувачами з акцентом на безпеку.

Є хороші докази того, що переважна більшість небезпек, пов'язаних із використанням рекреаційної води, мають миттєву або короткотермінову природу. Для якості води в певних прибережних водах важливим є збільшення забруднення за певних умов, наприклад, скидання стічних вод, штормових стоків. У евтрофікованих водоймах може відбутися накопичення ціанобактеріальної «піни», що може становити певну небезпеку для дітей. У таких випадках короткотермінові консультативні сповіщення повинні вважатися необхідними. Цей підхід може забезпечити безпечне використання рекреаційної води. Приклади умов, які можуть призвести до серйозних наслідків для здоров'я при використанні рекреаційних прибережних вод, представлені в табл. 6.1.

Прийняття Євродирективи щодо якості води для купання [5] (як до, так і після) супроводжувалася великою кількістю аналітичних та пошукових досліджень.

Переглянута версія Директиви 76/160/EWG (набула чинності 24 березня 2006 р.) була розроблена з метою науково обґрунтованих результатів ризику захворювань, пов'язаних з купанням. Нова директива 2006/7/ЄС, яка була введена в країнах ЄС протягом двох років, містить кілька позитивних інновацій, які покращать захист купальників, а саме: а) індикатори, пов'язані зі здоров'ям, б) уніфіковані методи виявлення, в) вимоги активного контролю та г) більш суворі стандарти прибережних вод.

У Німеччині 16 земель відповідають за контроль над такими водами на державному рівні. Для використання нової

директиви не вистачало контролю параметра ентерококів. Було вирішено почати використовувати цей показник з 2008 року. Це дозволило у 2011 році створити першу класифікацію води відповідно до вимог нової директиви [6].

Таблиця 6.1

**Умови, які можуть призвести до серйозних наслідків
для здоров'я при використанні рекреаційних
прибережних вод**

Небезпека	Приклад умов, що потребують негайних заходів
Підтоплення	Сильний прибій
	Знищення захисних укріплень
	Прорив греблі на річці
Мікробне	Мікробне забруднення стічно-фекальними водами (наприклад, через прорив каналізаційного колектора), 95% рівня кишкових ентерококів > 500/100 мл (або > 200/100 мл, якщо забруднення є джерелом фекалій) у послідовних зразках. Поява великого спалаху кишкової інфекції у місцевій популяції (особливо якщо агент стійкий до очищення стічних вод і має невелику інфекційну дозу)
Водорості та ціанобактерії	Присутність піни або виявлення 100 000 клітин/мл
Хімічне	Хімічний скид або значне забруднення
Небезпечні водні організми	Присутність пов'язана зі смертельними випадками (наприклад, акули, гіпопотами, крокодили, медузи)

Впродовж оцінки цього документа було відмічено наступне [7]. Однією з найбільш значущих особливостей цього проекту є введення бактеріологічних параметрів, які є

більш суворими для прибережних морських вод, ніж для прісних вод. Це рішення здається необґрунтованим, оскільки воно приймається виключно з результатів двох епідеміологічних досліджень (у прибережних та прісних водах), згідно з якими рівень гастроентериту серед купальників у першому випадку був вищим, ніж у другому. Однак не було враховано, що концентрація бактеріальних показників, в яких рівень гастроентериту почав збільшуватися, майже однакові в обох дослідженнях. Відношення стандартних концентрацій кишкової палички до стандартних концентрацій кишкових ентерококів був встановлений на 2,5, тоді як у німецьких поверхневих водах з низьким рівнем забруднення цей показник становить від 2,7 до 4,0 і вище для необроблених та оброблених стічних вод. Як результат, у більшості випадків невідповідність з Директивою в Німеччині буде викликано виключно порушенням стандарту для *E. coli*. Оцінюючи ризики інфекції, також слід враховувати, що адекватність кишкової палички та кишкового ентерокока, як показників наявності або відсутності вірусів, є перебільшеною, оскільки останні більш стабільні у водному середовищі.

Мета дослідження [8] полягала в оцінці ефективності Євродирективи [5] з точки зору запобігання забрудненню патогенними мікроорганізмами води для купання. Зразки прибережних вод були класифіковані відповідно до Директиви. Було встановлено, що 2,5 % «відмінної» води містили сальмонелу, 39,2 % *Candida albicans*; 11,8 % зразків у категорії «добре» були позитивними щодо сальмонели та 35,2 % *C. albicans*. Коли ті самі дані аналізували відповідно до критеріїв USEPA для морських вод, було менше позитивних зразків, але 6,0 % містили сальмонелу. Результати показують, що порогові значення бактеріальних показників

Директиви 2006/7/ЄС не повністю виключали контакт купальників з небезпечними патогенними мікроорганізмами. Індекс *Enterococci* як індикатор, мабуть, є єдиним надійним критерієм виключення ризику контакту з сальмонелою.

Робота [9] представляє ситуацію в ірландських прибережних регіонах для купання відповідно до нових стандартів плавання відповідно до Євродирективи [5]. Було проведено ретроспективний аналіз результатів мікробіологічних досліджень води для купання протягом сезонів 1999, 2000 та 2001 років. Показано, що кількість областей, які не досягають “відмінної” якості, зросла втричі, кількість «доброї» класифікації зросла до приблизно 50 %, а «слабкої» збільшилася у дев'ять разів. Були обговорені деякі з недоліків запропонованої директиви та висловлено пропозицій щодо її перегляду.

Автор статті [10] (2001) проаналізував життєздатність Європейської Директиви про води для купання від 1976 році протягом 25 років і дійшов висновку про значне покращення якості прибережної рекреаційної води скрізь у Європі, що відображає успіхи охорони здоров'я в цій галузі. Зростання рівня життя населення та вимог призвело до прийняття нового видання цього документа, що відображає важливі зміни мікробіологічних параметрів. Оцінка мікробного забруднення має пріоритет у цьому документі, що відповідає регуляторним схемам «Annapolis Protocol». Це повідомлення [10] обговорює мікробіологічні аспекти контролю рекреаційних морських вод у контексті результатів епідеміологічних та мікробіологічних досліджень.

Заохочувальними мотивами створення цієї Директиви [1] також були дослідження ЕРА в Сполучених Штатах Америки в 1972-1978 роках, згідно з якими орієнтовний ризик купання в морській воді, що містить 100 ентерококів у

100 мл, пов'язаний з 25-40 випадками шлунково-кишкових захворювань для 1000 людей [11].

У Португалії було продемонстровано еквівалентність нових бактеріологічних параметрів з попередніми. Проаналізовано якість води 25 прибережних регіонів, що використовують нові та старі мікробіологічні показники фекального забруднення. Статистичний аналіз продемонстрував еквівалентність результатів для фекальних колі-форм з кишковою паличкою та для фекальних стрептококів з кишковими ентерококами [12].

Робота [13] показує наявність сальмонели у прибережних водах, класифікованих як “хороші” (9,3 %) та “відмінні” (14,4 %), що ставить під загрозу ідею, що фекальні показники можуть бути індикаторними показниками, тобто свідчити про відсутність патогенних мікроорганізмів.

У Німеччині були завершені епідеміологічні дослідження громадських прісноводних районів для купання [14]. Загалом 2 196 людей з місцевого населення поділялися на купальників та контрольну (інтактну) групу. Купальники піддавались впливу впродовж 10 хвилин, занурюючи голову щонайменше три рази. Зразки води для мікробіологічного аналізу були обрані з інтервалом протягом 20 хвилин. Об'єктивний вплив рівнів “відсутності спостережуваного несприятливого ефекту” (NOAELs) були продемонстровані для трьох різних визначень гастроентериту та чотирьох мікроорганізмів як показників фекального забруднення. Відносні ризики купальників у водах понад NOAELs порівняно з ризиками для осіб у контрольній групі становили від 1,8 (95%ДІ, 1,2-2,6) до 4,6 (95%ДІ, 2,1-10,1) залежно від типу гастроентериту. Заковтнута вода була додатковим фактором ризику. Запропоновано безпечний рівень вмісту мікроорганізмів у 100 мл: 100 *E. coli*, 25 кишкових ентерококів, 10 соматичних коліфагів та 10 *Clostridium perfringens*.

Аналіз результатів 18 епідеміологічних досліджень у спробі охарактеризувати взаємозв'язок між концентраціями бактеріальних показників та рівнями гострого шлунково-кишкового захворювання серед купальників, які використовували прісну або морську воду для рекреаційних цілей, показав наступне [15]. Ризики були оцінені для гіпотетичної людини, яка купалася 20 разів/рік у воді, яка містила цю концентрацію мікроорганізмів. Для прісної води дуже ймовірний ризик виникнення шлунково-кишкових захворювань, пов'язаних з рівнем 10 фекальних колі-форм/100 мл води, становив 0,2 випадки/1000 осіб на рік; для фекальних стрептококів — 2 випадки/1000. Для 100 бактерій/100 мл прісної води щорічні ризики становили 1 та 13 випадків/1000 людей/рік відповідно. Ризики, пов'язані з фекальними колі-формами, були нижчими в морській, ніж у прісній воді. Незалежно від типу досліджуваної води, загальна кількість колі-форм дещо корелювала зі складним перебігом гострого гастроентериту. Автори цього дослідження стверджують, що рівні фекальних колі-форм та фекальних стрептококів повинні використовуватися як критерії контролю інфекційного ризику, пов'язаного з використанням морської та прісної води для рекреаційних цілей.

Рекомендовані значення Євродирективи [5] наступні.

Якість води для купання повинна бути класифікована як «погана», якщо мікробіологічні параметри якості води для купання та плавання протягом останнього періоду гірші, ніж за період із задовільною якістю; як «задовільна», «добра», «відмінна», якщо мікробіологічні параметри якості води для купання та плавання протягом останнього періоду відповідають представленому в табл. 6.2, 6.3, і якщо вода для купання піддається короткочасному забрудненню.

Таблиця 6.2

Для внутрішніх вод

Параметр	Відмінна якість	Добра якість	Задовільна	Методи аналізу
Кишкові ентерококи (КУО/100 мл)	200 ()	400 (*)	330 ()	ISO 7899-1 ISO 7899-2
<i>E. coli</i> (КУО/100 мл)	500 (*)	1 000 (*)	900 (**)	ISO 9308-3 ISO 9308-1

Таблиця 6.3

Для прибережних або транзитних вод

Параметр	Відмінна якість	Добра якість	Задовільна	Методи аналізу
Кишкові ентерококи (КУО/100 мл)	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 ISO 7899-2
<i>E. coli</i> (КУО/100 мл)	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 ISO 9308-1

(*) ґрунтується на оцінці з 95%-ою ймовірністю.

(**) ґрунтується на оцінці з 90%-ою ймовірністю.

- використовуються відповідні заходи контролю, включаючи спостереження, системи раннього попередження та контролю, щоб запобігти впливу на купальників, шляхом запобігання або, якщо це необхідно, заборони;

- відповідні заходи контролю використовуються для запобігання, зменшення або усунення причини забруднення;

- кількість зразків через короткочасне забруднення в останньому періоді оцінки становила не більше 15 % від загальної кількості зразків відповідно до календаря моніторингу.

Рекомендовані критерії якості рекреаційної води (RWQC) (EPA, 2012) [16] представлені в табл. 6.4.

Таблиця 6.4

Рекомендовані критерії якості рекреаційної води (RWQC) (EPA, 2012) [16]

Елементи критеріїв	Орієнтовний показник захворюваності (NGI): 36 за 1 000 первинних контактів рекреантів		або	Орієнтовний показник захворюваності (NGI): 32 за 1 000 первинних контактів рекреантів	
Величина			Величина		
Індикатор	GM (КУО/100 мл) ^a	STV (КУО/100 мл) ^a	GM (КУО/100 мл) ^a	STV (КУО/100мл) ^a	
Ентерококи – морська і прісна	35	130	30	110	
або					
<i>E. coli</i> – прісна	126	410	100	320	
Тривалість та частота: значення GM не повинно перевищувати цього значення GM за будь-який інтервал 30 днів. Частота коливань на 10 % не повинна бути вищою, ніж це значення STV за той самий 30-денний інтервал.					

Примітки: GI illness – шлунково-кишкові захворювання; NGI NEEAR-GI illness; NEEAR National Epidemiological and Environmental Assessment of Recreational Water; GM – середнє геометричне значення; STV – статистичне порогове значення. EPA рекомендує використовувати метод EPA 1600 (США EPA, 2002a) для визначення культурабельних ентерококів або інший еквівалентний метод та метод EPA 1603 (США EPA, 2002b) для визначення культурабельних *E. coli* або будь-який інший еквівалентний метод.

У документі України [17] (6.12) «Розміщення і організація місць відпочинку на воді здійснюється відповідно до гігієнічних вимог до зон рекреації водних об'єктів. Якість води водоймищ і рік, що використовуються в зонах рекреації, повинна відповідати вимогам санітарного законодавства щодо складу та властивостей води водних об'єктів у пунктах купання, спорту та відпочинку населення (табл. 6.5).

Таблиця 6.5

Гігієнічні вимоги до складу та властивостей води водних об'єктів в пунктах купання, спорту та відпочинку населення [17]

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
Життездатні яйця гельмінтів (аскарид, волосоголовців, токсокар, фасціол), онкосфери теніїд та життездатні цисти патогенних кишкових найпростіших	Не повинні міститися в 1 л
Хімічні речовини	Не повинні міститися в концентраціях, що перевищують ГДК або ОДР.

В іншому документі України [18] вимоги до якості води за санітарно-мікробіологічними показниками у районах купання представлені наступним чином.

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.

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. 6.6, за санітарно-мікробіологічними показниками.

Таблиця 6.6

Вимоги до якості води за санітарно-мікробіологічними показниками в районах купання населення [18]

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 (черевно-го 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 коліфага – 500, для річок і водоймищ індекс ЛКП не більше 5000, індекс коліфага не більше 100.

7.17. При проведенні аналізу води за епідпоказаннями на наявність паразитичних 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.

Документ [19] представляє наступну характеристику вод для оздоровчих, рекреаційних, спортивних цілей (табл. 6.7).

Таблиця 6.7

Характеристика вод водних об'єктів для господарсько-побутового водокористування в оздоровчих, рекреаційних, спортивних цілях, а також для водних об'єктів в межах населених пунктів

Показники складу та властивостей води водного об'єкта	Значення
1	2
Завислі речовини	<p>Вміст завислих речовин не повинен збільшуватись більш ніж на 0,75 мг/л</p> <p>Для водних об'єктів, які містять у межах понад 30 мг/л природних мінеральних речовин, допускається збільшення завислих речовин у воді в межах 5%.</p> <p>Відведення у водні об'єкти із зворотніми водами суспензій із швидкістю випадіння зависів понад 0,4 мм/с для проточних водойм та понад 0,2 мм/с для водосховищ або непроточних водойм забороняється.</p>
Плаваючі домішки (речовини)	<p>На поверхні водних об'єктів не повинні виявлятися плаваючі плівки, плями мінеральних масел та скупчення інших домішок.</p>
Запахи	<p>Вода не повинна набувати невластивих їй запахів інтенсивністю більше 1 балу, які виявляються безпосередньо</p>
Забарвлення	<p>Не повинно виявлятися у стовпчику 10см</p>

1	2
Температура	Літня температура води в результаті спуску стічних вод не повинна підвищуватись вище, ніж на 3°C у порівнянні з середньомісячною температурою самого жаркого місяця року за останні 10 років.
Водневий показник (рН)	Не повинен виходити за межі 6,5 – 8,5.
Мінеральний склад	Не повинен перевищувати за сухим залишком 1000 мг/л, у тому числі хлоридів – 350 мг/л, сульфатів – 500 мг/л.
Розчинений кисень	Не повинен бути менше 4 мг/л в будь-який період року в пробі, відібраній до 12-ї години дня.
БСК5 (Біохімічне споживання кисню за 5 діб)	3мг O ₂ /л
БСК20 (біохімічне споживання кисню повне)	Не повинно перевищувати при 20 °C 6 мг O ₂ /л
Хімічне споживання кисню (ХСК)	Не повинно перевищувати 30 мг O ₂ /л
Збудники захворювань	Вода не повинна містити збудників захворювань.
Лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП)	Не більше 5000/л
Коліфаги (у бляшкоутворюючих одиницях)	Не більше 100/л

1	2
Життєздатні яйця гельмінтів (аскарид, волосоголовців, токсокар, фасціол), онкосфери теніід та життєздатні цисти патогенних кишкових найпростіших	Не повинні міститися в 1 л
Хімічні речовини	Не повинні міститися в концентраціях, що перевищують ГДК або ОДР.

Згідно Наказу МОЗ України [20] оцінка якості води здійснюється шляхом визначення показників якості води для купання (табл. 6.8, 6.9). Оцінка якості води для купання здійснюється по кожному водному об'єкту після закінчення кожного купального сезону, на основі даних про якість води для купання, зібраних у поточному сезоні купання та трьох попередніх сезонах купання, відповідно до процедури, передбаченої додатком 2 до цих Гігієнічних нормативів.

Показники якості води для купання

Вимоги для внутрішніх вод

Показник	Відмінна якість	Добра якість	Достатня якість	Референс-методики
1	2	3	4	5
Кишкові ентерококи (КУО/100 мл)	200 (*-1)	400 (*-1)	330 (*-2)	ДСТУ ISO 7899-1–2001 Якість води. Визначення і підрахунок кишкових ентерококів. Частина 1. Мініатюризований метод для поверхневих і стічних вод (метод найбільш імовірного числа) (ISO 7899-1:1998, IDT), затверджений наказом Державного комітету стандартизації, метрології та сертифікації України від 28 грудня 2001 року № 657, або ДСТУ EN ISO 7899-2:2022 Якість води. Виявлення та підрахунок кишкових ентерококів. Частина 2. Метод мембранної фільтрації (EN ISO 7899-2:2000, IDT); ISO 7899-2:2000, IDT), прийнятий наказом Державного підприємства «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості» від 28 грудня 2022 року № 285

E.coli (КУО/100 мл)	500 (*-1)	1000 (*-1)	900 (*-2)	<p>ДСТУ ISO 9308-3-2001 Якість води. Визначення і підрахунок Escherichia coli і колі-форм у поверхневих і стічних водах. Частина 3. Мініатюризований метод інокуляції (висіву) в рідкому середовищі (метод найбільш імовірного числа) (ISO 9308-3:1998, IDT), затверджений наказом Державного комітету стандартизації, метрології та сертифікації України від 28 грудня 2001 року № 657, або ДСТУ EN ISO 9308-1:2022 Якість води. Виявлення та підрахування Escherichia coli та коліформних бактерій. Частина 1. Метод мембранного фільтрування для води з низьким фоном бактеріальної флори (EN ISO 9308-1:2014, IDT; ISO 9308-1:2014, IDT), прийнятий наказом Державного підприємства «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості» від 28 грудня 2022 року № 285</p>
*-1 На основі 95-процентильної оцінки. Див. додаток 2 до Гігієнічних нормативів				
*-2 На основі 90-процентильної оцінки. Див. додаток 2 до Гігієнічних нормативів				

Таблиця 6.9

Вимоги для прибережних та перехідних вод

Параметр	Відмінна якість	Добра якість	Достатня якість	Референс-методи
1	2	3	4	5
Кишкові ентерококи (КУО/100 мл)	100 (*-1)	200 (*-1)	185 (*-2)	ДСТУ ISO 7899-1–2001 Якість води. Визначення і підрахунок кишкових ентерококів. Частина 1. Мініаторизований метод для поверхневих і стічних вод (метод найбільш імовірного числа) (ISO 7899-1:1998, IDT), затверджений наказом Державного комітету стандартизації, метрології та сертифікації України від 28 грудня 2001 року № 657, або ДСТУ EN ISO 7899-2:2022 Якість води. Виявлення та підрахунок кишкових ентерококів. Частина 2. Метод мембранної фільтрації (EN ISO 7899-2:2000, IDT; ISO 7899-2:2000, IDT), прийнятий наказом Державного підприємства «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості» від 28 грудня 2022 року № 285

E.coli (КУО/100 мл)	250 (*-1)	500 (*-1)	500 (*-2)	<p>ДСТУ ISO 9308-3-2001 Якість води. Визначення і підрахунок Escherichia coli і колі-форм у поверхневих і стічних водах. Частина 3. Мініаторизований метод інокуляції (висіву) в рідкому середовищі (метод найбільш імовірного числа) (ISO 9308-3:1998, IDT), затвержений наказом Державного комітету стандартизації, метрології та сертифікації України від 28 грудня 2001 року № 657, або ДСТУ EN ISO 9308-1:2022 Якість води. Виявлення та підрахування Escherichia coli та коліформних бактерій. Частина 1. Метод мембранного фільтрування для води з низьким фоном бактеріальної флори (EN ISO 9308-1:2014, IDT; ISO 9308-1:2014, IDT), прийнятий наказом Державного підприємства «Український науково-дослідний і навчальний центр проблем стандартизації, сертифікації та якості» від 28 грудня 2022 року № 285</p>
*-1 На основі 95-процентильної оцінки. Див. додаток 2 до Гігієнічних нормативів				
*-2 На основі 90-процентильної оцінки. Див. додаток 2 до Гігієнічних нормативів				

Оцінка та класифікація вод для купання

(Додаток 2 до Гігієнічних нормативів якості води для купання)

1. Погана якість

Води для купання класифікуються як «поганої якості», якщо в наборі даних про якість води для купання за останній період оцінки-1 процентильні значення для мікробіологічних підрахунків вищі ніж значення, наведені у графі 4 таблиці 6.8 та у графі 4 таблиці 6.9.

2. Достатня якість

Води для купання класифікуються як «достатньої якості» якщо:

1) в наборі даних про якість води для купання за останній період оцінки процентильні значення для мікробіологічних підрахунків дорівнюють або нижчі, ніж значення наведені у графі 4 таблиці 6.8 та у графі 4 таблиці 6.9;

2) вода для купання піддається короткочасному забрудненню, за умови, що вживаються відповідні заходи, включаючи спостереження, системи раннього попередження та моніторинг, з метою запобігання впливу на здоров'я осіб, що купаються, шляхом інформування населення або, у разі потреби, заборони купання, а також для запобігання, зменшення або усунення причин забруднення;

3) кількість проб, не врахованих відповідно до пункту 7 цих Гігієнічних нормативів через короткочасне забруднення протягом останнього періоду оцінки, становить не більше 15 % від загальної кількості проб, взятих у цьому періоді, або не більше ніж один зразок за сезон купання, залежно від того, що більше.

3. Добра якість

Води для купання класифікуються як «доброї якості» якщо:

1) в наборі даних про якість води для купання за останній період оцінки процентильні значення для мікробіологічних підрахунків дорівнюють або нижчі, ніж відповідні значення наведені у графі 3 таблиці 6.8 та у графі 3 таблиці 6.9;

2) вода для купання піддається короткочасному забрудненню, за умови, що вживаються відповідні заходи, включаючи спостереження, системи раннього попередження та моніторинг, з метою запобігання впливу на здоров'я осіб, що купаються, шляхом інформування населення або, у разі потреби, заборони купання, а також для запобігання, зменшення або усунення причин забруднення;

3) кількість проб, не врахованих відповідно до пункту 7 цих Гігієнічних нормативів через короткочасне забруднення протягом останнього періоду оцінки, становить не більше 15 % від загальної кількості проб, взятих у цьому періоді, або не більше ніж один зразок за сезон купання, залежно від того, що більше.

4. Відмінна якість

Води для купання класифікуються як «відмінної якості» якщо:

1) в наборі даних про якість води для купання за останній період оцінки процентильні значення для мікробіологічних підрахунків дорівнюють або нижчі, ніж відповідні значення наведені у графі 2 таблиці 6.8 та у графі 2 таблиці 6.9;

2) вода для купання піддається короткочасному забрудненню, за умови, що вживаються відповідні заходи, включаючи спостереження, системи раннього попередження та моніторинг, з метою запобігання впливу на здоров'я осіб, що купаються, шляхом інформування населення або, у разі потреби, заборони купання, а також для запобігання, зменшення або усунення причин забруднення;

3) кількість проб, не врахованих відповідно до пункту 7 цих Гігієнічних нормативів через короткочасне забруднення

протягом останнього періоду оцінки, становить не більше 15 % від загальної кількості проб, взятих у цьому періоді, або не більше ніж один зразок за сезон купання, залежно від того, що більше.

⁻¹ «Останній період оцінки» означає останні чотири сезони купання або інший визначений термін.

⁻² На основі оцінки процентиля функції щільності нормальної ймовірності \log_{10} мікробіологічних даних, отриманих з конкретної води для купання, значення процентиля виводиться наступним чином:

1) береться значення \log_{10} для всіх підрахунків бактерій у послідовності даних, яку потрібно оцінити. (Якщо отримано нульове значення, береться значення \log_{10} мінімальної межі виявлення використовуваного аналітичного методу); 2) обчислюється середнє арифметичне значень $\log_{10} (\mu)$; 3) обчислюється стандартне відхилення значень $\log_{10} (\sigma)$. Верхня 90-процентильна точка функції щільності ймовірності даних виводиться з наступного рівняння: верхній 90-процентиль = антилогарифм $(\mu + 1,282 \sigma)$. Верхня 95-процентильна точка функції щільності ймовірності даних виводиться з наступного рівняння: верхній 95-процентиль = антилогарифм $(\mu + 1,65 \sigma)$.

Наприкінці слід зазначити наступне. Гігієнічні нормативи якості води для купання [20] гармонізовані із відповідною Директивою [5] Євросоюзу. Суттєвою вадою вітчизняного документу є оцінка якості води для купання по кожному водному об'єкту після закінчення кожного купального сезону. Для порівняння, вітчизняним документом [18] (7.12) регламентовано проведення такої оцінки до початку купального сезону та не менше двох разів на місяць в період купального сезону. Вимоги Євродирективи вказують, що моніторинг проводиться не пізніше ніж через чотири дні після дати, зазначеної в календарі моніторингу, тобто дати початку купального

сезону. Крім того, очевидною є необхідність гармонізації із Директивою такого принципово важливого питання, як точка моніторингу, якою має бути місце в межах води для купання, де а) очікується найбільша кількість купальників або б) очікується найбільший ризик забруднення, відповідно до профілю води для купання [5].

Література

1. World Health Organization. (2003a). *Guidelines for safe recreational water environments* (Vol. 1: Coastal and fresh waters). WHO.

2. Leatherman, S. P. (1997). Beach rating: A methodological approach. *Journal of Coastal Research*, 13(1), 253–258.

3. Williams, A. T., & Morgan, R. (1995). Beach awards and rating systems. *Shore & Beach*, 63(4), 29–33.

4. Nelson, C., Williams, A., & Bin, H. (1999). Award schemes and beach selection by tourists: A Welsh (UK) perspective. *Coastal Engineering*, 2, 156–168.

5. European Parliament & Council of the European Union. (2006). *Directive 2006/7/EC of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC*. *Official Journal of the European Union*, L64, 37–51.

6. Szewzyk, R., & Knobling, A. (2007). Implementation of the new EU Bathing Water Directive in Germany. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, 50(3), 354–358.

7. Dizer, H., et al. (2005). The EU Bathing Water Directive: Risk assessment and standards. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, 48(5), 607–614.

8. Efstratiou, M. A., & Tsirtsis, G. (2009). Do 2006/7/EC European Union Bathing Water Standards exclude the risk of

contact with *Salmonella* or *Candida albicans*? *Marine Pollution Bulletin*, 58(7), 1039–1044.

9. Chawla, R., Real, K., & Masterson, B. (2005). An assessment of the impact of the proposed EU Bathing Water Directive on Irish coastal bathing area compliance. *Water Science and Technology*, 51(3–4), 225–230.

10. Efstratiou, M. A. (2001). Managing coastal bathing water quality: The contribution of microbiology and epidemiology. *Marine Pollution Bulletin*, 42(6), 425–432.

11. Saliba, L. J., & Helmer, R. (1990). Health risks associated with pollution of coastal bathing waters. *World Health Statistics Quarterly*, 43(3), 177–187.

12. Mansilha, C. R., et al. (2009). Bathing waters: New directive, new standards, new quality approach. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1562–1565.

13. Mansilha, C. R., et al. (2010). *Salmonella*: The forgotten pathogen—Health hazards of compliance with European bathing water legislation. *Marine Pollution Bulletin*, 60(6), 819–826.

14. Wiedenmann, A., et al. (2006). 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. *Environmental Health Perspectives*, 114(2), 228–236.

15. Zmirou, D., et al. (2003). Risks associated with the microbiological quality of bodies of fresh and marine water used for recreational purposes: Summary estimates based on published epidemiological studies. *Archives of Environmental Health*, 58(11), 703–711.

16. U.S. Environmental Protection Agency. (2012). *Recreational water quality criteria* (EPA 820-F-12-058). Office of Water

17. Pro zatverdzhennia Derzhavnykh sanitarnykh pravyi planuvannia ta zabudovy naselenykh punktiv. Nakaz MOZ

Ukrainy No. 173 vid 19.06.96. Zareiestrovano v Ministerstvi yustytzii Ukrainy 24 lypnia 1996 r. za No. 379/1404. Rezhym dostupu: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>

[On Approval of the State Sanitary Rules for Planning and Development of Settlements. Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 173 of June 19, 1996. Registered with the Ministry of Justice of Ukraine on July 24, 1996, under No. 379/1404. Access mode.]

18. Pro zatverdzhennia Derzhavnykh sanitarnykh pravyl rozmishchennia, ulashtuvannia ta ekspluatatsii ozdorovchykh zakladiv. Nakaz MOZ Ukrainy No. 172 vid 19.06.96. Zareiestrovano v Ministerstvi yustytzii Ukrainy 24 lypnia 1996 r. za No. 378/140. Rezhym dostupu: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0378-96>

[On Approval of the State Sanitary Rules for the Location, Arrangement, and Operation of Health Facilities. Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 172 of June 19, 1996. Registered with the Ministry of Justice of Ukraine on July 24, 1996, under No. 378/140. Access mode.]

19. Hihienichni normatyvy yakosti vody vodnykh ob'iektiv dlia zadovolennia pytnykh, hospodarsko-pobutovykh ta inshykh potreb naselennia [Hygienic standards for water quality of water bodies for drinking, domestic and other needs of the population]. Nakaz Ministerstva okhorony zdorovia Ukrainy vid 02 travnia 2022 roku № 721. Zareiestrovano u Ministerstvi yustytzii Ukrainy 16 travnia 2022 roku za № 524/37860.

20. Pro zatverdzhennia hihienichnykh normatyviv yakosti vody dlia kupannia [On approval of hygienic water quality standards for bathing]. Nakaz Ministerstva okhorony zdorovia Ukrainy vid 03.12.2024 № 2005. Zareiestrovano v Ministerstvi yustytzii Ukrainy 19 hrudnia 2024 roku za № 1958/43303.

Розділ 7

НАУКОВІ ОСНОВИ РЕКРЕАЦІЙНОЇ ЕКОГІГІЄНИ

Актуальною проблемою вивчення та оцінки ступеня забруднення курортних ресурсів є відсутність системи моніторингу такого забруднення, оскільки постійний контроль вмісту поллютантів у мінеральних водах, лікувальних грязях та субстратах пляжів не проводиться. Незважаючи на численність відомств, що контролюють забруднення прибережних морських вод, цілісну картину існуючого становища отримати дуже важко через відсутність єдиного плану та системи досліджень, застосування різних аналітичних методик та апаратури [1].

Це суперечить міжнародному стандарту ISO 4225-80, згідно з яким «моніторинг – це багаторазовий вимір при спостереженні за змінами будь-якого параметра у певному інтервалі часу; система довгострокових спостережень, оцінювання, контролю та прогнозування стану та зміни об'єктів».

Загальна концепція організації моніторингу природного середовища (monitor (англ.) – спостерігач; to monitor – ради-ти, виконувати контрольний прийом; monitorу – попереджувальний) була розроблена спеціальною комісією наукового комітету з проблем навколишнього середовища (СКОПЕ) Міжнародної ради наукових спілок (Global environment monitoring).

У 1972—74 роках було обґрунтовано необхідність створення глобальної системи міжнародного моніторингу довкіл-

ля (ДСМОС). Однак, труднощі наукового та організаційного характеру при розробці структури глобальної системи комплексного моніторингу навколишнього природного середовища не дозволили створити єдину концепцію, програму та методологію моніторингу.

У літературі наведено три основні концепції моніторингу.

Діяльністю І.П. Герасимова (1975) на початковому етапі розробки основ системи моніторингу відповідно до принципів СКОП пропонується наступна концепція моніторингу навколишнього середовища. За його визначенням, моніторинг — система спостережень, контролю та управління станом навколишнього середовища, яка виконується у різних масштабах, у тому числі й глобальному.

Управління ґрунтується на прогнозі. Головна відмінність ефективної системи антропогенного моніторингу від тих підходів, які раніше застосовували служби спостережень за природними явищами, полягає у базуванні його структури та програм на сучасній теорії антропогенного впливу на природне середовище, на науковому обґрунтуванні нормативів та методів.

За результатами досліджень В.А. Ковди та А.С. Керженцева (1983) створено струнку ієрархічну структуру моніторингу. Організація системи спостережень має, на думку авторів, відповідати головному завданню моніторингу, що полягає в отриманні об'єктивної інформації про зміни біологічних, геохімічних та геофізичних параметрів навколишнього середовища у глобальному, регіональному та локальному масштабі. Усі станції спостережень мають бути створені технічно та методично за єдиними міжнародними принципами, які враховують територіальні особливості та необхідність глобального узагальнення інформації.

Найбільш повно принципи, основні ідеї та структура моніторингу викладені у роботах Ю.А. Ізраеля зі співробітниками (1978, 1984), якими узагальнено значною мірою міжнародний досвід із цього питання.

За Ю.А. Ізраелем, моніторинг — система спостереження, оцінки та прогнозу стану навколишнього середовища (за винятком управління якістю навколишнього середовища). Це багатоцільова інформаційна система.

Основні напрямки діяльності моніторингу:

1) систематичне спостереження за станом навколишнього середовища та факторами, що впливають на нього;

2) оцінка фактичного стану предмета спостережень, визначення ступеня зовнішнього (техногенного) впливу на нього;

3) прогноз стану довкілля.

Спостереження у системі моніторингу можуть виконуватися за фізичними, хімічними та біологічними показниками. Для визначення динаміки стану елемента середовища, що вивчається, вимірювання повинні повторюватися через певні проміжки часу, а за більш важливими показниками мають бути безперервними. Наводиться визначення програми та структури моніторингу як системи повторних спостережень одного і більше елементів довкілля у просторі та в часі з певною метою та відповідно до попередньо розробленої програми.

У колишньому СРСР в 1972 р. була створена Загальнодержавна система спостережень за станом та рівнем забруднення навколишнього середовища. Вона передбачала контроль за станом атмосферного повітря, ґрунтів, поверхневих та морських вод на трьох рівнях (глобальному, регіональному, імпактному).

Завдання біоекологічного моніторингу — спостереження за станом навколишнього середовища в аспекті впливу на

стан здоров'я людини — перетинається із завданням геологічного моніторингу, об'єктом якого є геосистеми навколишнього середовища, і вони полягають у отриманні об'єктивної інформації про зміни відповідних параметрів навколишнього середовища як підстави для вирішення питань щодо її захисту від негативних, але більшої частини техногенних впливів.

Комплексний підхід – одна з основних умов моніторингу навколишнього середовища – висвітлюється в окремих роботах.

Вагомою частиною методології біо- та геоecологічного моніторингу є постійне вдосконалення чинних та створення нових нормативних документів, що спричинене необхідністю уніфікації вимог щодо виконання моніторингу та має забезпечити його високу ефективність.

Таким чином, враховуючи вищевикладене, система моніторингу має відповідати таким методологічним принципам:

- базуватися на єдиній концепції моніторингу, яка містить спостереження, оцінку та прогноз стану об'єктів;
- забезпечувати комплексність спостережень відповідно до напрацьованих критеріїв оцінки стану об'єктів;
- системний підхід до вивчення процесів, який базується на комплексних спостереженнях за основними показниками якості об'єктів, що дозволить здійснити головну мету моніторингу – здійснення екологічних прогнозів.

Разом із методологією моніторингу інтенсивно удосконалюється його методична сторона.

До методичних вимог під час проведення моніторингу слід віднести:

- вибір критеріїв оцінки стану об'єктів;
- уніфікація вимірів;
- облік багатокомпонентності складу об'єктів.

Найважливіші курортно — рекреаційні ресурси (лікувальні грязі, мінеральні та прибережні морські води) зазнають

значного антропогенного навантаження, що проявляється в інтенсивній біологічній контамінації. При цьому систематичний моніторинг процесів забруднення та їх еколого – гігієнічні наслідки практично відсутні, що не дозволяє отримати повноцінну картину забруднення курортного та рекреаційного середовища, виявити динаміку цих процесів та адекватно оцінити рівень їх еколого – гігієнічної небезпеки. Проведені зараз на курортах і в рекреаційних зонах природоохоронні заходи не мають загальної наукової програми, методичної та інформаційної бази, спрямовані в основному на вирішення дрібних вузьковідомчих екологічних питань без попереднього глибокого аналізу причин становища, що спричиняє розпорошення і без того обмежених матеріальних і кадастрових ресурсів і не може помітно вплинути на екологічний стан курортних та рекреаційних ресурсів.

На думку С.Е. Шибанова (1993) [1] першочерговим є вирішення трьох кардинальних проблем охорони курортного середовища від забруднення:

- розробка міжвідомчої наукової програми вивчення небезпеки забруднення курортів та покращення їх екологічного стану;
- розробка концептуальних та методичних підходів до гігієнічного та еколого – гігієнічного регламентування шкідливих речовин у курортних ресурсах (лікувальних грязях, мінеральних та прибережних морських водах) та обґрунтування відповідних нормативів для основних забруднювачів цих об'єктів, принципів оцінки небезпеки їх багатокомпонентів;
- проведення всебічної оцінки небезпеки забруднення курортних ресурсів на основі запропонованих нормативів допустимого вмісту шкідливих речовин та розробка програми першочергових заходів щодо запобігання деградації лікувально – оздоровчого потенціалу курортів унаслідок забруднення.

Запропонована програма досліджень та покращення екологічного стану курортів включає 4 основні блоки питань:

- створення системи моніторингу забруднення курортного середовища та його еколого–гігієнічних наслідків;
- наукове обґрунтування еколого–гігієнічних регламентів шкідливих речовин у курортних ресурсах та корекція існуючих ГДК забруднювачів у навколишньому середовищі стосовно курортних умов;
- всебічний аналіз небезпеки забруднення курортного середовища на основі еколого – гігієнічних нормативів допустимого вмісту політантів та кореляційної залежності між рівнями забруднення та станом здоров'я людей, лікувально – оздоровчого потенціалу та екосистем, виявлення найбільш несприятливих екологічних ситуацій, зон та причин;
- розробка комплексу першочергових природоохоронних заходів.

З метою виконання першого етапу цієї програми С.Е. Шибановим зібрано та проаналізовано матеріали за рівнями забруднення курортних ресурсів та навколишнього середовища курортів.

Проведений аналіз небезпеки існуючого забруднення курортних ресурсів наочно свідчить про неможливість подальшого співіснування в курортних регіонах курортно – рекреаційної сфери та інших галузей господарства, не обумовлених потребами курортів та очевидних збитків, що завдають їм. Пріоритетний розвиток у курортних зонах має отримати курортна справа з відповідним комплексом природоохоронних заходів з обмеженням та поступовою ліквідацією інших галузей курортного господарства. Розуміючи, що вирішення цього завдання потребує значних фінансових та тимчасових витрат, сформульовано першочергові напрямки невідкладних заходів щодо захисту та збереження лікувально – оздоровчого потенціалу курортів.

Представлені в книзі [2] результати аналітичних та експериментальних досліджень природних лікувальних ресурсів (ропи та пелоїдів) причорноморських лиманів підкреслюють надзвичайну актуальність термінових заходів з охорони курортних територій з їх запасами природних лікувальних ресурсів (ПЛР). Слід зазначити, що зроблені висновки можна з упевненістю поширити на рекреаційні зони та прибережні води. Оскільки, по-перше, курорти та зони рекреації тісно межують один з одним, найчастіше представляючи єдине ціле; по-друге, джерела їх забруднення загальні; по-третє, проблеми їх збереження ідентичні.

Автори [2] сконцентрували свою увагу саме на лиманах. Не стільки через їхню географічну близькість, скільки у зв'язку з загальновідомим фактом зростаючої вразливості лиманів, як поверхневих водних об'єктів, до антропогенного впливу.

Аналіз ретроспективних еколого-гігієнічних досліджень деяких причорноморських лиманів показав, з одного боку, глибину вивчення питань забруднення певними поліюгантами, з іншого – відсутність цілісної системи контролю, що не дозволяє розробити стратегію захисту від забруднення.

З огляду на цілу низку причин автори [2] приділили більш пильну увагу Шаболатському (Будакському) лиману. Це зумовлено як недостатньою вивченістю цього об'єкта (останнє дослідження датується 1982 роком), так і низкою специфічних обставин, суть яких зводиться до напруженості екологічної та санітарно-епідемічної ситуації на цій території. Йдеться про масштабні екологічні катастрофи з масовою загибеллю біоти лиману у 1992 та 2002 роках. (джерела яких не встановлені) та спалахах холери у 1986, 1994 та 1995 рр. (наслідки яких не відстежено). Спроби відновити справжні причини цих значних екологічних та епідемічних інцидентів виявилися безуспішними. Оскільки версії, що

висуваються, за уривчастими опублікованими даними не мали сенсу, а архівні дані не збереглися. Наприклад, причиною екологічних катастроф називалося скидання детергентів із резервуарів лікувальних грязей санаторіїв, розташованих на берегах лиману, а головним чинником, що визначав спалахи холери – відсутність каналізування баз відпочинку. Відзначався аварійний стан каналізаційного колектора (відсутнього), яким стічні води смт Сергіївки скидаються в море.

У перший рік досліджень (2010) автори [2] перебували під видимим впливом таких неправильних трактувань ситуації та проводили моніторинг у літні місяці. Виявлення індикаторів свіжого забруднення, однак, не означало виявлення джерела забруднення. І лише після проведення весняного циклу досліджень 2011 р., коли у березні було ідентифіковано ознаки залпового забруднення Шаболатського лиману, стало зрозумілим, що в основі вирішення цієї проблеми лежить інтегральний підхід до моніторингу.

1. Інформаційна складова – опитування «старожилів» показало, що у 80-ті рр. на Шаболатському лимані працювало кефальове господарство, для чого з метою підвищення водності лиману було створено два штучні канали, що з'єднують його з Дністровським лиманом.

2. Географічна оцінка – канали виявлено та обстежено по всій довжині. Їхня ширина становить від 5 до 8 метрів, глибина до 2 метрів і судячи з наповненості водою вони функціонують.

3. Фізико-географічна та мікрокліматологічна характеристики – аналіз динаміки змін рівня води у Дністровському лимані залежно від напрямку вітру 21.03. та 22.03. 2011 р., тобто напередодні відбору проб, показав перепад рівня до Шаболатського лиману близько 20 см у поєднанні з сильним вітром із спрямованістю у бік Шаболатського лиману.

4. Мікробіологічна оцінка – у пробах ропи лиману від 22.03. 2011 р. виявлено індикатори свіжого фекального забруднення, а у цей та наступні місяці (квітень, липень, вересень) сумарно виділено та ампліфіковано 26 штамів мікроорганізмів, які належать до 5 родів умовно-патогенної мікробіоти.

5. Організаційно-аналітична оцінка — у відповідь на доповідну записку про необхідність усунення джерела забруднення лиману отримано відповідь з Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Одеській області, згідно з якою напередодні березневого відбору проб рапи та пелоїдів (13-14 березня) у Дністровському лимані відбулося залпове скидання неочищених стічних вод внаслідок аварії на каналізаційному колекторі.

Результати проведених досліджень дозволили розробити регламент еколого-гігієнічного моніторингу лиманів як водних об'єктів, віднесених до категорії лікувальних [3 – 7]. Він складається з послідовних та взаємопов'язаних етапів: інформаційно-пошукового, експериментально – дослідницького та аналітично – рекомендаційного.

На першому етапі виконується інформаційний пошук за даними літератури та звітності санітарно-епідеміологічної служби, екологічної інспекції, визначення мікрокліматичної та фізико-географічної характеристик, результатом чого є попередній висновок щодо джерела забруднення. На цьому етапі розробляється програма досліджень та перелік контрольованих показників. На експериментально-дослідницькому етапі визначаються основні фізико-хімічні, санітарно-хімічні та санітарно-мікробіологічні параметри, а за їх невідповідності існуючим нормативам або недостатній чутливості методик приймається рішення щодо визначення додаткових показників забруднення (СОЗ, умовно-патогенна та патогенна мікрофлора). Аналітично-рекомендаційний

етап передбачає аналіз результатів досліджень, остаточний висновок щодо джерела забруднення, що ґрунтується на даних першого та другого етапів.

Завершується моніторинг розробкою рекомендацій щодо усунення джерела забруднення.

Отримані дані доповнюють переконання авторів [2], що сформувалося у процесі виконання даних досліджень:

1. Первинний еколого-гігієнічний моніторинг водного лікувального об'єкта передбачає комплексний інтегральний підхід до проведення досліджень на сучасному методичному рівні.

2. При нормуванні якості ропи та пелоїдів пріоритетними є гігієнічні критерії шкідливості, насамперед тому, що лиман слід розглядати не просто як поверхневий водний об'єкт, а як джерело цінних природних лікувальних ресурсів.

Узагальнюючи вищевикладене, автори сформулювали стратегічні напрями збереження та відновлення причорноморських лиманів як джерел природних лікувальних ресурсів [8 – 10].

1. Розробка нового концептуального підходу до визначення статусу лиманів. Незважаючи на те, що вони десятки років використовуються як джерела бальнеологічно значущих природних лікувальних ресурсів і повинні розглядатися як водні об'єкти, що особливо охороняються, по суті, лиманами ніхто не займається. Тому навіть орієнтовну оцінку їхнього справжнього забруднення отримати неможливо.

2. Оцінка об'єктивного екологічного та санітарно-епідеміологічного стану лиманів на основі цілеспрямованого науково – обґрунтованого комплексного моніторингу якості природних лікувальних ресурсів (ропи та пелоїдів), характеристики яких тісно взаємопов'язані.

3. Розробка та впровадження нормативних документів для регламентації мікробіологічних та хімічних параметрів якості ропи та пелоїдів лиманів.

4. Відновлення існуючих та встановлення нових зон санітарної охорони, що передбачає винесення за їх межі або ліквідацію всіх підприємств будь-якого профілю та форми власності, які не мають безпосереднього відношення до діючих або проєктованих санаторно – курортних установ.

5. Створення чи відновлення гідрогеологічних режимних експлуатаційних станцій із додатковими функціями ретельного контролю забруднення лиманів.

Наприкінці автори [2] відзначають: незважаючи на зростаючий антропогенний вплив на функціонування водних екосистем лиманів північно-західного Причорномор'я, негативні наслідки якого посилюються змінами кліматичних умов, досі не розроблені плани водного та екологічного менеджменту лиманів з метою їх збереження та раціонального використання. Це ще раз свідчить про гостру необхідність мінімізації антропогенного впливу на безпеку та якість природних лікувальних ресурсів лиманів – принципово важливого чинника збереження та зміцнення здоров'я населення України.

Таким чином, не викликає сумніву гостра необхідність розвитку нового наукового напрямку «Рекреаційна екогігієна» на стику гігієни довкілля, екології, курортології та інших наук [14-19]. Основні завдання цього наукового напрямку:

- вивчення джерел та рівнів антропогенного забруднення курортних та рекреаційних ресурсів;
- розробка та впровадження системи моніторингу забруднення курортного та рекреаційного середовища;

- дослідження впливу забруднення на лікувально-оздоровчий потенціал курортів та здоров'я рекреантів та місцевого населення;

- еколого-гігієнічне нормування забруднювачів у курортних та рекреаційних ресурсах, гігієнічне обґрунтування розвитку нових перспективних курортних зон;

- розробка програми заходів щодо мінімізації та запобігання забруднення курортного та рекреаційного середовища [1].

З метою міжвідомчої інтеграції наукових та практичних робіт у цьому напрямку та вирішення основних проблем охорони курортів та рекреаційних вод від забруднення є необхідним створення міжвідомчого науково-практичного центру з екогієни курортів та рекреаційних зон [20].

Література

1. Shibanov, S. E. *Ekologo-gigienicheskoe reglamentirovanie antropogenogo zagryazneniya kurortno-rekreatsionnykh resursov* [Ecological and Hygienic Regulation of Anthropogenic Pollution of Resort and Recreational Resources]. Doctoral dissertation (Medical Sciences). Kyiv, 1993. 169 p.

2. Mokienko, A. V., Nikipelova, E. M., Babov, K. D. (Eds.). *Prichernomorskie limany: higienicheskie i mediko-ekologicheskie aspekty sokhraneniya prirodnykh lechebnykh resursov* [Black Sea Limans: Hygienic and Medical-Ecological Aspects of Conservation of Natural Therapeutic Resources]. Odesa: TES, 2012. 274 p.

3. Mokienko, A. V., et al. *Reglament ekologo-gigienicheskogo monitoringa Shabolatskogo (Budakskogo) limana: ot analiza situatsii do identifikatsii istochnika zagryazneniya* [Regulation of Ecological and Hygienic Monitoring

of the Shabolat (Budak) Liman: From Situation Analysis to Identification of Pollution Sources]. In: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference “Environmental Problems of the Black Sea”. Odesa, 2011. pp. 26–30.

4. Mokienko, A. V., et al. *Kompleksnoe poetapnoe issledovanie limana kak osnova reglamenta ekologo-gigienicheskogo monitoringa* [Comprehensive Stepwise Study of a Liman as the Basis for Ecological and Hygienic Monitoring Regulation]. *Medical Rehabilitation, Balneology, Physiotherapy*, 2012, no. 1, pp. 53–57.

5. Mokiienko, A. V., et al. *Reglament ekologo-gigienichnoho monitoringu vodnykh ob'iektiv, shcho vidneseni do katehorii likuvalnykh* [Regulation of Ecological and Hygienic Monitoring of Water Bodies Classified as Therapeutic]. Certificate of Copyright Registration No. 43085. State Intellectual Property Service of Ukraine.

6. Mokiienko, A. V., et al. *Reglament ekologo-gigienichnoho monitoringu vodnykh ob'iektiv, shcho vidneseni do katehorii likuvalnykh* [Regulation of Ecological and Hygienic Monitoring of Water Bodies Classified as Therapeutic]. Information Bulletin on Innovations in the Health Care System. Ukrmedpatentinform. Kyiv, 2011, no. 232. 3 p.

7. Mokiienko, A. V., et al. *Alhorytm sanitarno-gigienichnoho ta medyko-ekologichnoho monitoringu stanu lymaniv yak vodnykh ob'iektiv, shcho vidneseni do katehorii likuvalnykh* [Algorithm of Sanitary-Hygienic and Medical-Ecological Monitoring of the State of Limans as Water Bodies Classified as Therapeutic]. Methodical Recommendations 167.13/354.13. Odesa, 2013. 19 p.

8. Mokienko, A. V., et al. *Prioritetnye problemy prichernomorskikh limanov kak osnovy kurortnykh territorii* [Priority Problems of the Black Sea Limans as the Basis of Resort

Territories]. In: Proceedings of the All-Ukrainian Scientific and Practical Conference “Limans of the North-Western Black Sea Region: Current Hydroecological Problems and Ways to Solve Them”. Odesa, 12–14 September 2012. pp. 18–21.

9. Mokienko, A. V. *Osnovnye zadachi po zashchite kurortov ot zagryaznenii* [Main Tasks for Protecting Resorts from Pollution]. In: Proceedings of the IV International Environmental Forum “Clean City – Clean River – Clean Planet”. Kherson, 13–14 September 2012. pp. 469–473.

10. Mokienko, A. V., et al. *Strategicheskie napravleniya sokhraneniya i vosstanovleniya prichernomorskikh limanov kak istochnikov prirodnykh lechebnykh resursov* [Strategic Directions for Conservation and Restoration of the Black Sea Limans as Sources of Natural Therapeutic Resources]. In: Proceedings of the II International Scientific and Practical Conference “State of Natural Resources, Prospects for Their Conservation and Restoration”. Truskavets, 11–13 October 2012. pp. 112–113.

11. Tuchkovenko, Yu. S., Hopchenko, E. D. (Eds.). *Aktualnye problemy limanov severo-zapadnogo Prichernomor'ya* [Current Problems of the Limans of the North-Western Black Sea Region]. Odesa: TES, 2011. 224 p.

12. Shibanov, S. E. *Sanitarno-ekolohichnyi stan kurortno-rekreatsiinykh resursiv Krymu* [Sanitary and Environmental State of Resort and Recreational Resources of Crimea]. In: Abstracts of the Scientific and Practical Conference “Current Issues of Hygiene and Environmental Safety of Ukraine”. 2005, issue 3, pp. 86–87.

13. Shibanov, S. E. *Ekologo-gigienicheskaya otsenka antropogennogo zagryazneniya kurortno-rekreatsionnykh resursov Kryma* [Ecological and Hygienic Assessment of Anthropogenic Pollution of Resort and Recreational Resources of Crimea]. *Bulletin of Physiotherapy and Balneology*, 1997, no. 3, pp. 29–31.

14. Mokienko, A. V., Shibanov, S. E., Kolodenko, V. O. *Rekreatsiina ekolohiia: analiz mynuloho, stan sohodennia ta perspektyvy maibutnoho* [Recreational Ecology: Analysis of the Past, Current State, and Future Prospects]. In: Proceedings of the Conference “Modern Problems of Epidemiology, Microbiology, Hygiene and Tuberculosis”. 2012, issue 9, pp. 225–229.

15. Mokienko, A. V., Shibanov, S. E., Kolodenko, V. A. *K obosnovaniyu razvitiya novogo nauchnogo napravleniya “Rekreatsionnaya ekologiya”* [On Substantiating the Development of a New Scientific Direction “Recreational Ecology”]. In: Abstracts of the Scientific and Practical Conference “Current Issues of Hygiene and Environmental Safety of Ukraine”. 2012, issue 12, pp. 323–324.

16. Mokienko, A. V., Shibanov, S. E., Kolodenko, V. A. *Fundamentalnye i prikladnye aspekty rekreatsionnoi ekologii* [Fundamental and Applied Aspects of Recreational Ecology]. In: Proceedings of the XX Jubilee International Scientific and Technical Conference “Environmental and Technogenic Safety. Protection of Water and Air Basins. Waste Utilization”. Berdiansk, 11–15 June 2012. pp. 431–442.

17. Mokienko, A. V., Shibanov, S. E., Kolodenko, V. A. *Integrativnost ekologo-gigienicheskogo monitoringa prirodnnykh lechebnykh resursov* [Integrative Nature of Ecological and Hygienic Monitoring of Natural Therapeutic Resources]. *Black Sea Ecological Bulletin*, 2012, no. 1, pp. 165–168.

18. Mokienko, A. V., et al. *Ekologo-gigienicheskii monitoring vodnykh lechebnykh ob'ektov kak osnova rekreatsionnoi ekogigieny* [Ecological and Hygienic Monitoring of Therapeutic Water Bodies as the Basis of Recreational Ecohygiene]. In: Proceedings of the International Correspondence Scientific and Practical Conference “Modern Problems of Medicine: Theory and Practice”. Novosibirsk, 2012. pp. 41–48.

19. Mokienko, A. V., Shibanov, S. E., Kolodenko, V. A. *Rekreatsionnaya ekogigiena kak perspektivnoe napravlenie sovremennoi gigieny i meditsinskoj ekologii* [Recreational Ecohygiene as a Promising Direction of Modern Hygiene and Medical Ecology]. In: Proceedings of the XV Congress of Hygienists of Ukraine “Hygienic Science and Practice: Modern Realities”. Lviv: Danylo Halytsky LNMU Printing House, 2012. pp. 295–296.

20. Mokienko, A. V. *Rekreatsionnaia ekogigiena* [Recreational Ecohygiene]. Odesa: Feniks, 2021. 276 p.

УЗАГАЛЬНЕННЯ

Розробка та впровадження Керівних принципів безпечного рекреаційного водного середовища є суттєвим кроком до мінімізації небажаного впливу на здоров'я рекреантів вод для купання. Цей документ є певною мірою універсальним і може бути застосований до будь-якої прибережної або прісноводної зони, де використовуються рекреаційні води. Очевидно, що впровадження Керівних принципів, включаючи рекомендовані значення, можуть відрізнятися залежно від соціальних, культурних, екологічних та економічних характеристик, а також знань про шляхи впливу, характер та серйозність небезпек та ефективність заходів контролю (Розділ 1).

Поточний стан справ демонструє тенденцію до розробки прогнозних моделей забруднення рекреаційних вод. Це вимагає модернізації прогнозного моделювання у напрямку впровадження штучних нейронних мереж, байєсівських підходів та інших методів машинного навчання (Розділ 2).

Огляд окремих аспектів біологічної та хімічної ідентифікації рекреаційних вод (Розділ 3) підкреслює необхідність визнання взаємозалежності здоров'я людини та океанів і докладання всіх зусиль для їх збереження.

Короткий огляд поточного стану численних зв'язків між океанами, діяльністю людини та здоров'ям людини, а також вивчення цих зв'язків підкреслює необхідність вивчення ризиків впливу ксенобіотиків, патогенів та природних токсинів у прибережних водах, зокрема в епідеміологічному контексті.

Детальна оцінка таласогенних інфекцій та захворювань наведена в розділі 4. Було виявлено дозозалежний зв'язок між шлунково-кишковими патологіями та якістю рекреаційних вод, залежно від рівня забруднення індикаторними бактеріями. У значній частині досліджень збільшення певних симптомів або симптомокомплексів суттєво пов'язане з кількістю фекальних індикаторних бактерій у рекреаційних водах. Шлунково-кишкові симптоми є найпоширенішими наслідками для здоров'я, а рівень симптомів зростає в молодших вікових групах.

Узагальнення літературних даних показує, що деградація морських екосистем підвищує ризик інфекційних таласогеній, збудники яких зустрічаються в широкому діапазоні таксономічних груп.

Аналіз літературних даних свідчить про нагальну необхідність вивчення проблеми таласогенних інфекцій в Україні.

Результати комплексних аналітичних та експериментальних досліджень ропи та пелоїдів (донних відкладень) Шаболатського (Будацького) лиману (розділ 5) дозволив зробити узагальнення його еколого-гігієнічного стану як основи раціонального використання та розробити регламент еколого-гігієнічного моніторингу. Обґрунтовано, що впровадження інтегральної системи еколого-гігієнічного моніторингу дозволить мінімізувати небажаний вплив на безпечність та якість природних лікувальних ресурсів – принципово важливого фактору збереження та укріплення здоров'я населення України.

У розділі 6 представлені конкретні аспекти стандартизації якості рекреаційних вод в різних міжнародних документах та нормативних актах України. Зокрема, акцентовано увагу на необхідності більш ретельного дотримання

європейських вимог при розробці вітчизняних документів, регламентуючих якість рекреаційних вод.

Обґрунтовано необхідність розробки нового наукового напрямку «Рекреаційна екогігієна» (розділ 7) на синтезі гігієни, екології, курортології та інших наук, реалізація якого передбачає створення міжвідомчого науково-практичного центру екогігієни курортів та рекреаційних зон.

Наукове видання

**БАБІЄНКО Володимир Володимирович,
МОКІЄНКО Андрій Вікторович,
ДУБОВИК Сергій Леонідович,
РОЖНОВА Анастасія Михайлівна**

**Еколого-гігієнічні основи
безпечності рекреаційних вод**

Монографія

Головний редактор
Комп'ютерна верстка

Й. О. Бурчо
О. В. Замойська

Формат 60 x 84 1/16. Ум. друк. арк. 16,86
Наклад 500 прим. Зам.

Оригінал-макет виготовлено
в редакційно-видавничій фірмі «Прес-кур'єр».
Свідоцтво про внесення видавця до Державного реєстру видавців,
виготівників і розповсюджувачів видавничої продукції серія ДК № 3764
від 22.04.2010 р.
(65076, м. Одеса, пл. Б. Дерев'янка, 1, оф. 717,
тел./факс (0482) 64-96-58, e-mail: pk.gazeta.odessa@gmail.com

Віддруковано з готового оригінал-макета.
Видавництво і друкарня «Астропринт»
65091, м.Одеса, вул. Разумовська, 21. Тел. 7-855-855.
www.astroprint.ua e-mail: astro_print@ukr.net
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК №1373 від 28.05.2003 р.