

А.В. Мокієнко

**АКТУАЛЬНІ ВОДНІ
ПРОБЛЕМИ
ІННОВАЦІЙНІ ВОДНІ
ТЕХНОЛОГІЇ**

Острог, 2024

А.В. Мокієнко

**АКТУАЛЬНІ ВОДНІ
ПРОБЛЕМИ
ІННОВАЦІЙНІ ВОДНІ
ТЕХНОЛОГІЇ**

Курс лекцій

Острог, 2024

УДК 614.777+621.22:556+579.68

Рекомендовано до друку навчально - методичною радою Національного університету «Острозька академія», протокол №1 від 19 вересня 2024 року.

Рецензенти:

Мітченко Т.С., професор кафедри технології неорганічних речовин, водоочищення та загальної хімічної технології хіміко-технологічного факультету Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», доктор технічних наук, професор, керівник Центру сучасних водних технологій Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Знак З.О., доктор технічних наук, професор, професор кафедри хімії і технології неорганічних речовин Національного університету «Львівська політехніка».

Мокієнко А.В. Актуальні водні проблеми. Інноваційні водні технології. Курс лекцій. 2024. 378 с.

Книга присвячена актуальній проблемі якості та безпечності питної води. Представлено конспективні дані щодо основних водних проблем та шляхів їх вирішення: поточного стану впровадження прямого та непрямого повторного використання питної води; екологічної якості поверхневих вод; стану досліджень забруднення водних об'єктів мікропластиками; впливу водопровідних мереж на якість питної води; міждисциплінарної проблеми водопостачання осіб з ослабленим імунітетом; гідроінформатики; основних тенденції в приладобудуванні, контролі та автоматизації для водного господарства; періодичності водопостачання; мембранним технологіям; знезараження води, зокрема сонячної дезінфекції; оцінки та контролю мікрозабруднювачів води; інноваційних технологій видалення азоту та фосфору; проектування, експлуатації та обслуговування очисних споруд питної води; повторного використання води тощо.

Книга розрахована на працівників водопровідно - каналізаційних підприємств, гігієністів, санітарних лікарів, викладачів і здобувачів вищої освіти ВНЗ.

Зміст

	Передмова	6
Лекція 1	Поточний стан впровадження прямого та непрямого повторного використання питної води	8
Лекція 2	Екологічна якість поверхневих вод: аналіз прогнозного моделювання	25
Лекція 3	Стан досліджень забруднення водних об'єктів мікропластиками	40
Лекція 4	Вплив водопровідних мереж на якість питної води	55
Лекція 5	Міждисциплінарна проблема водопостачання осіб з ослабленим імунітетом	66
Лекція 6	Гідроінформатика	77
Лекція 7	Тенденції в приладобудуванні, контролі та автоматизації для водного господарства	90
Лекція 8	Періодичне водопостачання як виклик покращенню обслуговування споживачів	103
Лекція 9	Мембранні технології	116
Лекція 10	Моделювання та комплексне оцінювання	135
Лекція 11	Інноваційні технології видалення азоту та фосфору	153
Лекція 12	Інноваційні технології як важелі стратегічного управління активами	166
Лекція 13	Водно-болотні системи для контролю забруднення води	179

Лекція 14	Оцінка та контроль небезпечних речовин - глобальна тенденція мікрозабруднювачів води	192
Лекція 15	Біоплівки - інноваційні технології	210
Лекція 16	Проектування, експлуатація та обслуговування очисних споруд питної води	229
Лекція 17	Дифузне забруднення та евтрофікація в мінливому світі	242
Лекція 18	Дезінфекція. Частина 1 – сучасні технології та майбутні тенденції	258
Лекція 19	Дезінфекція. Частина 2 – проблеми, пов'язані з дезінфекцією	275
Лекція 20	Сонячна дезінфекція	294
Лекція 21	Аспекти контролю підземних вод	318
Лекція 22	Мікробіологія води і здоров'я	326
Лекція 23	Тенденції контролю вмісту металів і споріднених речовин у питній воді	341
Лекція 24	Смаки, запахи та токсини водоростей у джерелах питної води та аквакультури	349
Лекція 25	Повторне використання води	363
	Післямова	378

ПЕРЕДМОВА

Впродовж останніх трьох років автор більш-менш регулярно публікував у виробничо-практичному журналі «Водопостачання та водовідведення» у рубриці «Лекції» різні статті по актуальним проблемам якості води та її очищення. Такий формат нашого спільного надзвичайно плідного співробітництва було започатковано ще у довоєнні часи, коли автор отримав від керівництва Української асоціації підприємств водопровідно-каналізаційного господарства «Укрводоканалекологія» люб'язне запрошення прочитати цикл лекцій під загальною назвою «Знезараження води». Малося на меті висвітлення накопиченого узагальнюючого матеріалу, опублікованого у вигляді 4 книг впродовж 2011-2020 роках [1-4]. Ці лекції було видано окремою книгою у 2022 році [5]. Тому ця ідея не нова і, на думку автора, повинна отримати новий розвиток.

За фахом автор лікар, який присвятив майже усе життя вивченню проблем якості води. У згаданих книгах [1-4] певною, але немалою часткою є технологічні аспекти застосування засобів знезараження води. Тому, автор взяв на себе сміливість і наважився на цю збірку, яка є узагальнюючою точкою зору провідних експертів Міжнародної водної асоціації (IWA) щодо найбільш значущих проблем якості води та шляхів їх вирішення. Разом із тим, автор цілком усвідомлює, що кожна з лекцій (або конспектів лекцій) є верхівкою айсбергу тієї купи незлічених водних проблем, які стоять перед людством. Особливо на фоні надзвичайно складних глобальних кризових явищ. В кінці кожної лекції читач знайде посилання на найбільш нові джерела літератури, які є у вільному доступі, що дозволить розширити уявлення по тим

чи іншим питанням.

Література

1. Мокієнко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.І. Знезараження води. Гігієнічні і медико-екологічні аспекти. Т. 1. Хлор і його сполуки. Одеса, ТЕС. 2011. 484 с. (рос. мовою).
2. Мокієнко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.І. Знезараження води. Гігієнічні і медико-екологічні аспекти. Т. 2. Діоксид хлору. Одеса, ТЕС. 2012. 604 с. (рос. мовою).
3. Мокієнко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.І. Знезараження води. Гігієнічні і медико-екологічні аспекти. Т. 3. Озон. Одеса. Фенікс. 2017. 322 с. (рос. мовою).
4. Мокієнко А.В. Знезараження води. Гігієнічні і медико-екологічні аспекти. Том 4. Ультрафіолетове опромінення та комбіновані методи. Одеса. Фенікс. 2020. 378 с. (рос. мовою).
5. Бабієнко В. В., Мокієнко А. В. Знезараження води : курс лекцій. Одеса : Прес-кур'єр, 2022. 276 с.

ЛЕКЦІЯ 1

ПОТОЧНИЙ СТАН ВПРОВАДЖЕННЯ ПРЯМОГО ТА НЕПРЯМОГО ПОВТОРНОГО ВИКОРИСТАННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

Непряме повторне питне використання (IPR) — це очистка стічної води для питного використання через проміжний екологічний буфер, на відміну від прямого повторного питного використання (DPR), де немає такого буфера або лише обмежений час розведення чи зберігання за допомогою таких буферів. Екологічний буфер, яким може бути озеро, річка або водоносний горизонт підземних вод, забезпечує додатковий захист шляхом розведення або видалення шляхом фільтрації (для водоносних горизонтів), фотолізу (для поверхневих вод) або біологічного розкладання [1].

Ключовим аспектом впровадження повторного використання води є регулювання і в цьому відношенні можна визначити два елементи: розподіл якісного та кількісного видалення забруднюючих речовин для окремої одиниці та кількісна оцінка ризику, пов'язаного з установкою та експлуатацією об'єкта повторного використання води.

Перший з них забезпечує мінімальні рівні продуктивності (або «кредити»), досягнуті окремими технологічними процесами для кожного ключового забруднювача та патогенів, а також мінімальну кількість послідовних етапів обробки, які потім створюють численні бар'єри для окремих забруднюючих речовин [2]. Другий елемент включає цілісну оцінку ризиків для здоров'я та управління ними для максимального підвищення безпеки питної води від джерела до крану [3,4]. Обидва підходи вимагають вхідних даних, що стосуються:

- a) необхідної якості вихідної води,
- b) ризику збою процесу та відповідні запобіжні/виправні заходи,
- в) вплив забруднення.

Оцінка поточного стану утилізації стічних вод для використання в якості питних з нормативної та практичної точок зору дозволяє з'ясувати найбільш продуктивний шлях вперед. Огляд [5] зосереджений переважно на останніх публікаціях (з 2016 року), які стосуються, зокрема актуальних забруднювачів, їх видалення та моніторингу у очищеній воді

Повторне використання води: ключові аспекти

До критично важливих параметрів утилізації стічних вод для питного постачання належать:

- a) законодавчо встановлена максимальна концентрація (MCL) хімічних забруднюючих речовин в очищеній воді (BOOЗ, 2004, 2016, 2017), а також ефективність процесу з точки зору видалення патогенів, виражена як log removal value (LRV) або «кредит» [6-8];

- b) мінімальна концентрація забруднюючих речовин, яку можна виміряти (the minimum contaminant concentration measurable) (MRL, межа звітності методу) [4, 9];

- c) частота подій (збій процесу та екологічні фактори), що призводять до погіршення якості очищеної води або до іншого обтяжливого результату (наприклад, забруднення залишками);

- d) вплив погіршення якості очищеної води або можливий викид забруднюючих речовин, пов'язаний із зазначеними вище подіями.

Необхідне видалення збудника, виражене як LRV, визначається:

- впливом на тривалість життя з поправкою на інвалідність (отже, роки життя з поправкою на інвалідність, DALY - disability-adjusted life years), або
- граничним рівнем зараження (IRL) - the infection rate limit.

ВООЗ встановлено обмеження в 10^6 DALY, що відповідає ризику 1 надмірного випадку на 100 000 осіб від впливу протягом життя [3, 10]. Спочатку було запропоновано IRL 1 на 10 000 осіб на рік (10^{-4}). Обидва підходи певною мірою обмежені у застосуванні: DALY не враховує безсимптомну інфекцію, а IRL не враховує тяжкість інфекції, пов'язану з різними збудниками.

Існує загалом два типи забруднювачів питної води, що походить переважно з міських стічних вод: (а) патогени та (б) розчинені органічні та неорганічні речовини. З останніх увагу зосереджено на так званих забруднюючих речовинах, що викликають занепокоєння (СЕС) (contaminants of emerging concern). Це загальний термін для органічних і неорганічних сполук, присутніх у низьких концентраціях (так званих мікрозабруднювачів), але які, тим не менш, можуть становити значний хронічний ризик для здоров'я [11]. Однак, незважаючи на занепокоєння ключовими забруднювачами, такими як PFAS (перфторалкіл/поліфторалкіл речовини), DBPs (побічні продукти дезінфекції) та випадкові промислові забруднювачі, переважна більшість СЕС не представляють будь-яких відомих ризиків для здоров'я людини на рівнях, виявлених у стічних водах очисних споруд, і навіть менше після очищення [12].

Патогени

Історично ключовими забруднювачами, що викликають занепокоєння при повторному використанні

води, є патогенні або індикаторні мікроорганізми. Мікроорганізми-індикатори, які найчастіше підлягають моніторингу, включають термостійкі фекальні коліформні бактерії (ТС) і *E. coli*, які є достатніми ознаками фекального забруднення [13]. У багатьох країнах для повторного використання стічних вод для зрошення існують рекомендовані значення MCL і рекомендована частота вимірювань цих патогенів [14].

При повторному використанні питної води актуальними збудниками є ентеровіруси та найпростіші *Giardia* та *Cryptosporidium*, включаючи ооцисти. Ентеровіруси відносно малі (<0,05 мкм) порівняно з *E. coli* (1–2 мкм) або найпростішими (>4 мкм), але (а) значною мірою пов'язані із завислими речовинами (SS) – особливо в середовищах з високим вмістом SS, таких як змішані розчини і (b) менш стійкі до хімічної дезінфекції, ніж найпростіші і ооцисти криптоспоридій. При повторному використанні питної води значення MCL часто зосереджені на видаленні ентеровірусів і найпростіших.

Значення MCL впливають з токсикологічних та екотоксикологічних даних, кількісно визначених як DALY. Отримані обчислені допустимі концентрації забруднюючих речовин згодом нижчі за межі, за яких їх можна кількісно виміряти. Це означає, що практично виміряне LRV регулюється відношенням концентрації до межі виявлення методу визначення та не обов'язково стосується процесу очистки, його продуктивності чи ризику інфікування. Кілька ранніх епідеміологічних досліджень повторного використання води [15-17] показали відсутність впливу від постачання повторно використаної води на місцеву громаду, хоча деякі з цих досліджень розглядалися як помилкові [18] у контексті недоліків дизайну дослідження та недостатньої чутливості для виявлення відповідних низьких шкідливих впливів на здоров'я.

Ризик впливу патогенів в конкретній ситуації можна визначити за допомогою кількісної оцінки мікробного ризику (QMRA) [19, 20]. Це передбачає використання даних щодо концентрації патогенів у вихідній воді та ефективності процесу очищення. Оцінка характеру, частоти та впливу технологічних збоїв (або «небезпечних подій») спочатку проводилася в Австралії, а згодом у США.

Незважаючи на вказівки щодо методології QMRA [3], застосуванню її на практиці заважає відсутність консенсусу з наступних питань [19, 20]:

- найбільш репрезентативні значення, які слід використовувати для концентрацій патогенів та їх (діапазон) видалення за допомогою конкретних технологій;
- обґрунтованість використання точкових LRV над функціями розподілу ймовірностей (probability distribution functions PDF), а згодом і найбільш відповідного PDF для конкретних патогенів, програм або сценаріїв;
- співвідношення патоген-сурогат та патоген-індикатор;
- основа для вибору відповідної моделі доза-реакція;
- специфічні параметри ризику, які використовуються для визначення порогу навантаження на здоров'я (тобто медіани з довірчим інтервалом або без нього).

Рівень забруднень навколишнього середовища у вихідній стічній воді, необхідний для визначення необхідного LRV, часто невідомий, і його слід припускати, робити висновок з інших даних, які можуть бути специфічними для конкретного місця або використовувати дані літератури. У минулому в розрахунках QMRA часто приймалися точкові оцінки концентрацій, але було показано, що вони недооцінюють фактичний ризик [21]. Функції розподілу ймовірностей, PDF (на основі

ймовірнісних/стохастичних методів) точніше відображають діапазон ризиків, але існує незначний консенсус щодо вибору найбільш прийнятного PDF або статистичного методу. Крім того, було зазначено [20], що мінливість у складності конструкції не завжди дозволяє оцінити фактичну безпеку очищеної води як джерела питної води.

Незважаючи на проблеми, пов'язані з припущеннями та точною методологією QMRA, два нещодавні аналізи [22, 23] прийшли до висновку, що значення ризику нижчі порогових значень IRL та/або DALY. В обох дослідженнях ризик, пов'язаний із належним чином розробленими схемами IPR та DPR, був значно меншим, ніж при фактичному (тобто ненавмисному) повторному використанні. Було виявлено, що результати сильно залежать від наступних факторів:

а) час перебування очищеної води перед повторним використанням, IRL зменшується з 10^{-4} до 10^{-9} ррр при збільшенні часу перебування з 90 до 100 днів для IPR [23];

б) використання високих доз УФ замість низьких (80 проти 12 мДж/см²) для DPR [23];

в) температура стічних вод - інактивація вірусів значно зростає з температурою [22];

г) концентрація патогенів у стічних водах - рівень патогенів у очищеній воді зростає зі збільшенням концентрації органіки [22], що можливо під час спалахів.

СЕС (contaminants of emerging concern)

Небезпека для навколишнього середовища та здоров'я, яку створюють СЕС, давно визнана [11]. Спостерігається накопичення більш стійких з них, зокрема високо біорефракторних перфторалкільних речовин або PFAS [24]. На відміну від патогенів, більшість ЦВК не пов'язані з фекальним забрудненням. Рівні MCL для джерел

нерегенованої питної води також придатні для води, отриманої з міських стічних вод шляхом IPR або DPR. Останнє запропоноване законодавство щодо питної води [25] охоплює деякі сполуки, зокрема бісфенол А, бета-естрадіол і нонілфенол.

Встановлено, що на повномасштабних очисних спорудах для питної води більшість СЕС видаляється недостатньо. Це небезпечно, оскільки СЕС, зокрема PFAS, є ендокринними дизрапторами [26]. Однак нещодавній звіт про можливий хронічний вплив СЕС, оцінений за допомогою біологічного аналізу *in vitro* (активність рецепторів глюкокортикоїдів, вуглеводнів і естрогену) у вторинних стоках шести повномасштабних систем повторного використання в США (5 IPR + 1 DPR, усі з використанням зворотного осмосу - RO), показав відсутність СЕС в кінцевій питній воді [27]. Крім того, фактичні загальні виміряні рівні СЕС у очищеній воді, що повторно використовується, можна порівняти з рівнями, виміряними у традиційній питній воді. Більшість досліджень показали, що системи IPR і DPR на основі RO забезпечують надійне видалення сполук PFAS з довгим і коротким ланцюгом, тоді як системи без RO, такі як Ozone/BAC/GAC, надійно видаляють PFAS з довгим ланцюгом до рівня, нижчого за встановлені межі санітарних норм.

Моніторинг

Проблеми, пов'язані з узгодженням і репрезентативним QMRA, підкреслюють важливість моніторингу в режимі реального часу, який охоплює інші ключові забруднення, такі як СЕС. Класичним методом визначення концентрації патогенів є лабораторний метод, який є дешевим, але трудомістким і вимагає тривалого часу

(~16 год). Більш новітні молекулярні методи спрямовані на ген мікроорганізму, а не на всю клітину. Молекулярні методи можуть бути більш чутливими, ніж культуральні (до яких входять проточна цитометрія та інші методи виявлення на рівні клітин). Однак жоден метод не може вважатися достатньо чутливим для прямого та надійного виявлення патогенів у граничних концентраціях в режимі моніторингу. У цьому випадку визначено сурогатні параметри для моніторингу в режимі онлайн.

Фізичні та клітинні методи моніторингу

Широко впроваджуваним методом моніторингу, на якому базується існуюче законодавство, є турбідиметричне (або нефелометричне) вимірювання. Вимірювання каламутності є достатньо апробованим та надійним методом контролю.

Лазерна екстинкція [28] здатна виявляти та характеризувати зважені мікрочастинки, що є перспективною для виявлення он-лайн частинок або мікробів.

Для підрахунку клітин найчастіше використовується проточна цитометрія, яка використовує лазерний промінь для визначення характеристик зважених частинок відповідно до їхніх характеристик світлорозсіювання та флуоресценції [29]. Зібрані дані розсіювання та флуоресценції визначають такі характеристики клітин, як відносний розмір, складність і вміст нуклеїнових кислот, і таким чином забезпечують унікальний цитометричний «відбиток» мікробної спільноти, присутньої у зразку води. Доступні комерційні інструменти та можливий моніторинг у реальному часі [30]. Незважаючи на високі капітальні витрати, аналіз може мати відносно низькі експлуатаційні затрати, якщо аналізувати кілька зразків [29]. Незважаючи на це, його чутливість обмежена впливом інших

неклітинних флуоресціюючих частинок або хімічних речовин [31-33].

Біологічні, біохімічні та молекулярні методи моніторингу

Ідентифікація та кількісна оцінка коліформ найчастіше здійснюється за допомогою лабораторного методу технології визначеного субстрату (defined substrate technology DST), де запатентована система реагентів використовується для підрахунку конкретних цільових мікробів із суміші бактерій. Прагнення до більшої швидкості, чутливості та автоматизації призвело до розробки молекулярних методів, спрямованих на високоспецифічні геномні сегменти генетичного матеріалу патогенів [30]. З них кількісний аналіз полімеразної ланцюгової реакції (кПЛР) є найбільш широко перевіреним і впровадженим, особливо для вірусів [34, 35]. Він є чутливим, специфічним, кількісним у аналізі на цільові мікроорганізми та комерційно доступним у вигляді портативного пристрою. Однак, qPCR часто зазнає перешкод і пригнічується органічними речовинами, такими як поліфенольні сполуки, які містяться в зразках навколишнього середовища [35].

Недавньою розробкою є ізотермічна ампліфікація (loop-mediated isothermal amplification LAMP), яка ампліфікує ген із екстрагованого матеріалу нуклеїнової кислоти за допомогою біохімічної реакції. Це ізотермічний аналіз, тому він менш дорогий і швидший, ніж ПЛР, а також зазвичай більш чутливий. Його поєднання з мікрофлюїдною приставкою дозволяє налаштувати його як портативний пристрій, доступний для польового аналізу проб води [30]. Однак, наразі він не є кількісним і, як і ПЛР, ще не налаштований для безперервного моніторингу та не може

забезпечити необхідну чутливість без попереднього концентрування зразка, зокрема для найпростіших (лямблій і криптоспоридій).

Розроблено широкий спектр портативних клітинних та молекулярних біосенсорів [33]. Зареєстрована межа виявлення кишкової палички становить 10 на 100 мл.

Хімічний моніторинг

Було проведено широке дослідження використання UV254 та флуоресцентної спектроскопії для моніторингу видалення органічної речовини загалом і органічних СЕС, які ще називають слідами органічних хімікатів або TrOC (trace organic chemicals) [26, 31, 33, 36]. Як і у випадку з проточною клітинною цитометрією, на результати флуоресценції впливають розчинені органічні речовини.

Очистка та знезараження води

Двома ключовими окремими процесами, що використовуються в більшості схем повторного використання питної води, є мембранна фільтрація та ультрафіолетове опромінення. Оксидні технології (АОР) забезпечують дезінфекцію, прямий фотоліз і розширене окислення, тоді як ультрафіолет забезпечує лише дезінфекцію. Показано, що АОП руйнують біорефракторні сліди органічних хімічних речовин, включаючи деякі СЕС [37-41].

Оцінка дезінфекційної ефективності показала наступне:

- Ультрафільтрація (UF) може видаляти віруси в діапазоні 99,99% [42], але не існує поточного методу моніторингу ефективності.

- Зворотний осмос (RO) видаляє найпростіші та віруси до 99,9% [43, 44].
- Ультрафіолетове опромінення (UV) є надійним дезінфікуючим засобом проти вірусів, однак аденовірус потребує вищої дози; системи IPR і DPR використовують дози ультрафіолетового випромінювання, які значно перевищують необхідні для зменшення на 6-log всіх видів вірусів, включаючи аденовірус.
- Знезараження в системах повторного використання забезпечує зниження вірусів на 8–18 LRV залежно від схеми та робочих параметрів.

Висновки

Огляд [5] стану прямого та непрямого повторного використання стічних вод для питного постачання, який зосереджено в основному на нормативних і практичних аспектах, виявив наступне.

- Більше половини (22 із 40) схем, для яких була зібрана інформація, базуються на посиленому освітленні – найчастіше УФ або МФ – з подальшим RO, а потім УФ для остаточної дезінфекції, при цьому сучасні схеми DPR мають тенденцію до використання AOP на основі ультрафіолету як останнього етапу.
- Швидкий розвиток кількісної полімеразної ланцюгової реакції (qPCR) та ізотермічної ампліфікації (LAMP) призвів до їх більш широкого застосування для моніторингу якості води завдяки їх високій специфічності та чутливості для виявлення патогенів.

- Дослідження кількісної оцінки мікробного ризику (QMRA) свідчать про мінімальність ризику, пов'язаного із DPR і IPR.
- Кілька епідеміологічних досліджень, які стосувалися ранніх, більш рудиментарних схем IPR/DPR, показали нульовий вплив повторного використання очищеної води на здоров'я споживачів.
- Оптимальне використання зворотного осмосу з ультрафіолетовим випромінюванням у більшості схем очищення забезпечує відповідний рівень ефективності. Підтримання цієї ефективності, тобто необхідного низького ризику для здоров'я, залежить від (а) зниження ризику збою процесу та, у зв'язку з цим, (б) забезпечення надійного моніторингу в режимі онлайн [45].

Література

1. USEPA 2017 USEPA Potable Reuse Compendium, Ref EPA/810/R-17/002.
2. Soller J.A., Eftim S.E., Nappier S.P. Comparison of predicted microbiological human health risks associated with de facto, indirect, and direct potable water reuse *Environ. Sci. Technol.*, 2019. 53 (22). P. 13382-13389.
3. WHO (2016). World Health Organisation: quantitative Microbial Risk Assessment: application for Water Safety Management. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/246195>, accessed Aug 2021.
4. WHO (2017). World Health Organisation: potable reuse: guidance for producing safe drinking water. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/258715>, accessed Aug 2021.

5. Jeffrey P., Yang Z., Judd S.J. The status of potable water reuse implementation. *Water Research*. 2022. 214. 118198.
6. CWB, 2021. California Water Boards: A Proposed Framework of Regulating Direct Potable Reuse in California, Addendum, Version 3-22-2021.
7. WERF, 2016. Water Environment & Reuse Foundation Report: Potable Reuse Research Compilation: Synthesis of Findings Alexandria, VA.
8. SWRCB, 2018. Regulations related to recycled water, October 1, 2018, from Titles 22 and 17 California Code of Regulations State Board, Division of Drinking Water, Recycled Water Regulations State Water Resources Control Board. accessed Aug 2021
9. TWDB, 2015. Final Report, Contract # 1248321508, April 2015 Texas Water Development Board.
10. WHO (2004). World Health Organisation: the global burden of disease, 2004 update, accessed Aug 2021.
11. The challenge of micropollutants in aquatic systems. R.P. Schwarzenbach et al. *Science*. 2006. 313 (5790). P. 1072-1077.
12. Trussell R. , Trussell S. Equivalency of Advanced Treatment Trains for Potable Reuse Water Research Foundation (2015) Project 11-02 (Phase 3).
13. Holcomb D.A. , Stewart J.R. Microbial indicators of fecal pollution: recent progress and challenges in assessing water quality. *Curr. Env. Health Rep*. 2020. 7 (3). P. 311-324.
14. Shoushtarian F., Negahban-Azar M. Worldwide regulations and guidelines for agricultural water reuse: a critical review. *Water* (Basel). 12 (2020). P. 971.
15. Nellor M., Baird R., Smyth J. Health effects of indirect potable reuse. *J. AWWA*. 1985. 77 (7). P. 88-96.

16. Sloss E. , Geschwind S., McCaffrey D., Rtiz B. Groundwater Recharge With Reclaimed water: an Epidemiologic Assessment in Los Angeles County 1987-1991 Santa Monica, CA (1996).
17. Health status of residents of an urban dual reticulation system. M. Sinclair et al. *Int. J. Epidem.* 2010. 39 (6). P. 1667-1675.
18. Nappier S.P., Soller J.A., Eftim S.E. Potable water reuse: what are the microbiological risks? *Curr. Env. Health Rep.* 2018. 5 (2). P. 283-292.
19. Trends in conducting quantitative microbial risk assessments for water reuse systems: a review. V. Zhiteneva et al. *Microb. Risk Anal.* 2020. 16. Article 100132.
20. Implementation of quantitative microbial risk assessment (QMRA) for public drinking water supplies: systematic review. C.E.L. Owens et al. *Water Res.*, 2020. Article 115614.
21. Schmidt P.J. , Anderson W.B. , Emelko M.B. Describing water treatment process performance: why average log-reduction can be a misleading statistic. *Water Res.* 2020. 176. Article 115702.
22. Equivalency of indirect and direct potable reuse paradigms based on a quantitative microbial risk assessment framework. E. Amoueyan et al. *Microb. Risk Anal.* 2019. 12. P. 60-75.
23. Soller J., Eftim S.E., Nappier S.P. Direct potable reuse microbial risk assessment methodology: sensitivity analysis and application to state log credit allocations. *Water Res.* 2018. 128. P. 286-292.
24. Per and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) as a contaminant of emerging concern in surface water: a transboundary review of their occurrences and toxicity

- effects. A. Podder et al. *J. Hazard. Mater.* 2021. 419. Article 126361.
25. EU (2020). Regulation 2020/741 on minimum requirements for water reuse, May 2020.
 26. Contaminants of emerging concern in drinking water: quality assessment by combining chemical and biological analysis. P. Valbonesi et al. *Sci. Total Environ.* 2021. 758. Article 143624.
 27. Schimmoller L., Lozier J., Mitch W., Snyder S. Project no. Reuse-15-04/4771, Alexandria, VA Water Reuse Foundation report (2020).
 28. Hollow fiber membrane integrity warning device based on laser extinction particles detection technology. C. Xin et al. *Sep. Purif. Technol.* 2019. 224. P. 295-303.
 29. Safford H.R., Bischel H.N. Flow cytometry applications in water treatment, distribution, and reuse: a review. *Water Res.* 2019. 151. P. 110-133
 30. Rapid detection methods for bacterial pathogens in ambient waters at the point of sample collection: a brief review. J. Li et al. *Clin. Infect. Dis.* 2020. 71. P. S84-S90.
 31. Korshin G.V., Sgroi M., Ratnaweera H. Spectroscopic surrogates for real time monitoring of water quality in wastewater treatment and water reuse. *Curr. Opin. Env. Sci. Health.* 2018. 2. P. 12-19.
 32. Near real-time detection of E. coli in reclaimed water. S. Sherchan et al. *Sensors* (Switzerland). 2018. 18 (7). P. 2303.
 33. Recent advances on portable sensing and biosensing assays applied for detection of main chemical and biological pollutant agents in water samples: a critical review. H. Sohrabi et al. *Trends Anal. Chem.* 2021. 143. Article 116344.

34. A review on recent progress in the detection methods and prevalence of human enteric viruses in water. E. Haramoto et al. *Water Res.* 2018. 135. P. 168-186.
35. Viral indicators for tracking domestic wastewater contamination in the aquatic environment. K. Farkas et al. *Water Res.* 2020. 181. Article 115926.
36. Surrogates for on-line monitoring of the attenuation of trace organic contaminants during advanced oxidation processes for water reuse. Z. Song et al. *Water Res.* 2021. 190. Article 116733.
37. UV/chlorine: vs. UV/H₂O₂ for water reuse at orange county water district, CA: a pilot study. M. Kwon et al. *Env. Sci. Water Res.* 2020. 6 (9). P. 2416-2431.
38. Degradation of contaminants of emerging concern by UV/H₂O₂ for water reuse: kinetics, mechanisms, and cytotoxicity analysis. Y. Huang et al. *Water Res.* 2020. 174. Article 115587.
39. Anti-inflammatory drugs degradation during LED-UV365 photolysis of free chlorine: roles of reactive oxidative species and formation of disinfection by-products. C. Tan et al. *Water Res.* 2020. 185. Article 116252.
40. A comparison of dissolved organic matter transformation in low pressure ultraviolet (LPUV) and ultraviolet light-emitting diode (UV-LED)/chlorine processes. Z. Gao et al. *Sci. Total Environ.* 2020. 702. Article 134942.
41. A review on the degradation efficiency, DBP formation, and toxicity variation in the UV/chlorine treatment of micropollutants. Y. Yeom et al. *Chem. Eng. J.* 2021. 424. Article 130053.
42. Effect of concentration on virus removal for ultrafiltration membrane in drinking water production. N. Jacquet et al. *J. Membr. Sci.* 2021. 634. Article 119417.

43. Reverse osmosis integrity monitoring in water reuse: the challenge to verify virus removal - A review. M. Pype et al. *Water Res.* 2016. 98. P. 384-395.
44. Monitoring the integrity of reverse osmosis membranes using novel indigenous freshwater viruses and bacteriophages. L.M. Hornstra et al. *Env. Sci. Water Res. Technol.* 2019. 5(9). P. 1535-1544.
45. Мокієнко А.В. Поточний стан впровадження прямого та непрямого повторного використання питної води. *Водопостачання та водовідведення*. 2022. №5. С. 25-31.

ЛЕКЦІЯ 2

ЕКОЛОГІЧНА ЯКІСТЬ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД: АНАЛІЗ ПРОГНОЗНОГО МОДЕЛЮВАННЯ

З моменту прийняття перших водних директив у 1970-х роках ЄС працював над створенням ефективної та послідовної водної політики для захисту поверхневих вод. Водна рамкова директива (ВРД), яка набула чинності у 2000 році, встановлює рамки для оцінки, управління, захисту та покращення стану водних об'єктів у всьому ЄС. Однак останні огляди показують, що екологічний стан більшості поверхневих вод в ЄС не відповідає вимогам хорошої якості [1].

Зроблено висновок, що близько 40% європейських поверхневих водних об'єктів перебувають у хорошому або відмінному екологічному стані, при цьому озера та прибережні води мають кращий стан, ніж річки та канали. Відбулися обмежені зміни в екологічному стані після того, як у 2009 році було повідомлено про перші Плани управління річковими басейнами (RMBP). Проте, у 2027 році всі поверхневі водні об'єкти повинні досягти доброго екологічного стану відповідно до ВРД. Таким чином, органи водного господарства, міністерства та профільні регіональні управління можуть покращити екологічний стан водних об'єктів і оцінити ефективність майбутніх заходів.

Для пошуку конкретних відповідей кілька інститутів у Нідерландах співпрацювали над розробкою програмного інструменту (WFD Explorer) з метою допомогти менеджерам водних ресурсів у виборі ефективних заходів. Це дослідження дозволяє розрахувати вплив заходів з відновлення на екологічну та хімічну якість поверхневих вод. Частиною цього інструменту є модуль біологічної якості на основі техніки комп'ютерного навчання, який розраховує ефективність заходів з відновлення, таких як

зміна звивистості потоків або будівництво близьких до природних прибережних зон. Кількісно визначено чотири біологічні елементи якості: фітопланктон, фітобентос (інша водна флора), бентосні безхребетні (макрофауна) і риба. Ці елементи складають коефіцієнт екологічної якості (EQR). Класи якості ЄС виглядають наступним чином: поганий статус ($0,0 \leq \text{EQR} < 0,20$), бідний статус ($0,20 \leq \text{EQR} < 0,40$), помірний статус ($0,40 \leq \text{EQR} < 0,60$), добрий статус ($0,60 \leq \text{EQR} < 0,80$) і високий статус ($0,80 \leq \text{EQR} \leq 1,00$). EQR, розраховані у відповідності із першим та другим Планами управління річковими басейнами (River Basin Management Plans RBMP), повідомляються Єврокомісії державами-членами та зберігаються в Системі водної інформації для Європи (Water Information System for Europe WISE) [1].

На даний момент у WFD Explorer було реалізовано три підходи для пошуку взаємозв'язків численних стресорів між EQR з одного боку та набором керуючих факторів X_1, \dots, X_M з іншого боку: дерева регресії (Regression Trees), нейронні мережі (Neural Networks) та Random Forest (сукупність випадковостей). Ці методи розв'язують таке рівняння:

$$\text{EQR}_i = f(X_{1,i}, \dots, X_{M,i}) + \varepsilon_i,$$

де f означає функціональний зв'язок між значенням EQR_i та доступними факторами керування; ε_i — модельний залишок, де індекс i означає номер зразка, з $i = 1, \dots, N$.

Застосування даного рівняння є відносно новим у моделюванні якості води. Прикладами є роботи [4, 5, 7, 9, 10].

З 2008 року ці моделі періодично оцінювалися для 8 типів води від 3 до 4 EQR, що склало загалом 29 наборів даних. Кількість зразків (записів) N становить близько 200. Узагальнення отриманих результатів виконано у роботі [2]. Керівні фактори розподілені на фізико-хімічні індикатори (фактори 1-7) та гідроморфологічні показники (фактори 8-

15). Останні показники поділяються на порядкові класи, де використовуються безперервні значення, якщо водойми знаходяться десь посередині між двома класами.

Поверхневі води оцінювали за показниками, наведеними у табл. 1.

Конспективна характеристика моделей представлена у табл. 2.

Таблиця 1
Показники оцінки поверхневих вод

№	Фактор	Характеристики (рівні)
1	Біохімічна потреба у кисні БПК[мг O ₂ /л]	літній середній (з квітня по вересень)
2	Хлорид [мг Cl/л]	літній середній (з квітня по вересень)
3	Загальний P [мг P/л]	літній середній (з квітня по вересень)
4	Загальний N [мг N/л]	літній середній (з квітня по вересень)
5	Амоній [мг N/л]	максимальна концентрація за рік
6	Токсичність	токсичний тиск, виражений у величині потенційно токсичної фракції (msPAF)
7	Прозорість [м]	літній середній (з квітня по вересень)
8	Дизайн	3 класи: 1 = крутий; 2 = гелюфіти; 3 = природний
9	Динаміка рівня води	3 класи: 1 = неприродний; 2 = стабільний; 3 = природний
10	Технічне обслуговування	2 класи: 1 = інтенсивний; 2 = великий

11	Сполучення із іншими водними об'єктами	3 класи: 1 = ізольований; 2 = періодично ізольований; 3 = відкрите сполучення
12	Звивистість	5 класів: 1 = прямий і регульований профіль; 2 = прямий і природний профіль; 3 = невелика звивистість; 4 = звивистий; 5 = звивистий вільно
13	Наявність риби	3 класи: 1 = водойми без риби; 2 = водойми з рибним нерестом; 3 = водойми без рибного нересту
14	Затіненість від берегової рослинності	3 класи: 1 = відсутність; 2 = часткова; 3 = значною мірою або повністю затінений
15	Рівень судноплавства	2 класи: 1 = інтенсивне; 2 = відсутнє або нерегулярне

Таблиця 2
Конспективна характеристика моделей

Назва	Коротка характеристика	Посилання
Multiple Regression	Статистичний метод, який можна використовувати для аналізу зв'язку між однією залежною змінною та кількома незалежними змінними. Метою	3

	множинного регресійного аналізу є використання незалежних змінних, значення яких відомі, для прогнозування значення окремого залежного значення.	
Regression Trees	Дерево регресії відноситься до алгоритму, де є цільова змінна, а алгоритм використовується для прогнозування її значення.	4
PUNN (production unit neural network)	Призначена для отримання керованої даними моделі для прогнозування екологічної якості в поверхневих водах. У порівнянні з іншими підходами дає найкращий прогноз. Розкриває глибинні зв'язки між характеристиками і екологічною якістю.	5
Random Forest Ranger	Швидка реалізація, особливо підходить для високих розмірних даних. Дані загальногеномної асоціації дослідження можна ефективно аналізувати	7
Random Forest H ₂ O	Алгоритм вибирає N-1 точку з min...max і використовує відсортований список, щоб знайти найкращий розподіл. Точки розрізу є випадковими, а не рівномірними.	7
Random Forest Breiman	Алгоритм машинного навчання для покращення класифікації різноманітних даних з використанням випадкової вибірки та відбору атрибутів.	8
Boosting H ₂ O	Полягає в тому, що хороші прогнозні результати можна отримати за допомогою дедалі точніших наближень. Boosting H ₂ O послідовно створює дерева регресії за всіма характеристиками набору даних у повністю розподілений спосіб – кожне дерево будується паралельно.	9

Neural Networks	Передбачає вихідну змінну як функцію вхідних даних. Вхідні ознаки (незалежні змінні) можуть бути категоріальними або числовими типами, однак для регресійних Neural Networks потрібна числова залежна змінна.	10
Deep Learning H ₂ O	Базується на багатошаровій штучній нейронній мережі з прямим зв'язком, яка навчається зі стохастичним градієнтним спуском за допомогою зворотного поширення.	11
K Nearest Neighbors	Простий контрольований алгоритм машинного навчання, який можна використовувати для вирішення як задач класифікації, так і регресії. Його легко впровадити та зрозуміти, але він має серйозний недолік: він значно сповільнюється із зростанням обсягу даних.	12
Support Vector Machines (SVM)	Контрольована модель машинного навчання, яка використовує алгоритми класифікації для задач двогрупової класифікації. Після надання моделі SVM наборів позначених навчальних даних для кожної категорії вони можуть класифікувати новий текст.	13

Спочатку керівники водних ресурсів та органи влади прийняли інструменти прогнозного моделювання, оскільки їх оцінювали за прогнозною ефективністю. Однак нещодавні дискусії з владою показали певне невдоволення через те, що ці моделі загалом є «чорною скринькою». Були поставлені певні запитання, які ставлять під сумнів існування моделей, які розв'язують рівняння та демонструють ефективність прогнозування, зберігаючи при цьому високий рівень якості інтерпретації [14].

У статті [2] аналізується експеримент прогнозного моделювання, який визнає обидва аспекти: прогнозування та прозорість (інтерпретабельність) моделі. Для цього автори організували «змагання» серед 10 моделей комп'ютерного навчання та, крім того, моделі множинної регресії. Усі 11 моделей були застосовані для оцінки значень EQR відповідно до загальної структури моделі (див. рівняння) на основі 29 наборів даних, оновлених за допомогою останніх вимірювань.

У конкурсі було представлено два рейтингові списки за видом ранжування: прогностичною силою та інтерпретабельністю. Перший рейтинг мав кількісний характер, другий – більш якісний. Ключове питання, на яке автори спробували відповісти: чи існує метод, який виграє змагання, враховуючи обидва рейтингові списки? Слід зазначити, що концепція конкуренції між різними типами моделей, представлена тут, є досить новою в галузі гідрологічного моделювання. Попередніми є дослідження [15, 16].

Усі 11 моделей були оцінені на тих самих 29 навчальних наборах даних і оцінені на відповідних наборах даних перевірки з використанням показників ефективності прогнозування. Найкращі середні показники прогнозування знайдено для трьох моделей Random Forest. Це стосується всіх трьох показників точності. Найгірші значення знайдено для моделей регресійних дерев, глибокого навчання та множинної регресії (хоча глибоке навчання має дещо кращі результати за критерієм дробової коректності).

Ранжування моделей за їх інтерпретабельністю показало розміщення трьох моделей на вершині запропонованого рейтингу, а саме множинної регресії та дерева регресії на позиції один, два і PUNN на третій позиції.

Висновки, зроблені вище, призводять до ранжування

моделей у табл. 3. Показано три найвищі за ранжуванням групи зі схожими інтерпретаційними якостями, які представлено першими трьома позиціями.

Таблиця 3
Рейтинг 11 моделей за якістю інтерпретації
(інтерпретабельністю)

Модель	Методи інтерпретації зв'язків EQR – керуючий фактор	Рівень інтерпретабельності
1–2 Multiple Regression	максимальний рівень прозорості, точні співвідношення часткових залежностей, точні значення важливості	дуже високий
1–2 Regression Trees	максимальний рівень прозорості моделі, точні часткові зв'язки залежностей, точні значення важливості	дуже високий
3 PUNNs	середній рівень прозорості моделі, приблизні співвідношення часткової залежності, приблизні значення важливості	високий
4–7 Random Forest Ranger	низький рівень прозорості, приблизні співвідношення часткових залежностей, приблизні значення важливості	помірний
4–7 Random Forest H ₂ O	низький рівень прозорості, приблизні співвідношення часткових залежностей, приблизні значення важливості	помірний
4–7 Random	низький рівень прозорості,	помірний

Модель	Методи інтерпретації зв'язків EQR – керуючий фактор	Рівень інтерпретабельності
Forest Breiman	приблизні співвідношення часткових залежностей, приблизні значення важливості	
4–7 Boosting H ₂ O	низький рівень прозорості моделі, приблизні співвідношення часткової залежності, значення важливості на основі перестановки ознак	помірний
8–11 Neural Networks	відсутність прозорості моделі, приблизні співвідношення часткової залежності, значення важливості на основі перестановки ознак	низький
8–11 Deep Learning H ₂ O	відсутність прозорості моделі, приблизні часткові відносини залежності, значення важливості на основі перестановки ознак	низький
8–11 K Nearest Neighbors	відсутність прозорості моделі, приблизні відносини часткової залежності, значення важливості на основі перестановки ознак	низький
8–11 Support Vector Machines	відсутність прозорості моделі, приблизні співвідношення часткової залежності, значення важливості на основі перестановки ознак	низький

Завдання роботи [2] полягало у виборі методу, який є «сильним» з обох точок зору: прогнозування та якості

інтерпретації. Однак, результати показують контрастні рейтинги: найкращі прогностичні моделі (три реалізації Random Forest), не мають найвищого рейтингу щодо інтерпретації. А моделі, які мають найвищий рейтинг за інтерпретабельністю (Multiple Regression, Regression Trees and PUNNs), не дуже добре прогнозують. Таким чином, що було б найкращим вибором, враховуючи цей компроміс між обома аспектами?

Простим рішенням було б підсумувати рейтинги для створення нового рейтингу. Цей підхід «рівної ваги» дає наступне впорядкування (із сумою рейтингів в дужках):

1. Random Forest Ranger (оцінка $1,0 + 5,5 = 6,5$).
2. Random Forest H₂O (оцінка $2,0 + 5,5 = 7,5$).
3. Random Forest Breiman (оцінка $3,0 + 5,5 = 8,5$).
4. PUNN (оцінка $6,0 + 3,0 = 9,0$).
5. Boosting (оцінка $4,0 + 5,5 = 9,5$).
6. Regression Trees (оцінка $9,0 + 1,5 = 10,5$),
7. Multiple Regression (оцінка $11,0 + 1,5 = 12,5$),
8. Neural Networks (оцінка $5,0 + 9,5 = 14,5$),
9. Nearest Neighbors (оцінка $7,0 + 9,5 = 16,5$),
10. SVM (оцінка $8,0 + 9,5 = 17,5$),
11. Deep Learning (оцінка $10,0 + 9,5 = 19,5$).

Очевидно, що Ranger Random Forest є переможцем. Однак, враховуючи контрастні рейтинги, пропозиція авторів [2] полягала у застосуванні одночасно бажано двох-трьох таких моделей, які доповнюють один одного щодо ефективності прогнозування та інтерпретації. Зазначено, що терміни «можливість інтерпретації» або «прозорість», які використовуються в цій статті [2], не обов'язково є еквівалентами «причинно-наслідкового зв'язку» [17].

Першою є модель Random Forest, де програмне забезпечення Ranger дало найвищу ефективність прогнозування. Детальний розрахунок та значень важливості дав задовільні результати для цієї моделі.

Однак, для підвищення інтерпретаційної цінності автори пропонують доповнити модель Random Forest PUNN та/або Regression trees та/або Multiple Regression. Ці додаткові моделі показують менш переконливі показники прогнозування, але дають прозорі формулювання моделей і показують точні часткові залежності.

Важливим питанням є рівень співвідношення запропонованого ранжування з іншими наборами даних, зібраними в контексті Водної рамкової директиви ЄС. Висновки щодо інтерпретабельності не залежать від конкретних наборів даних і мають загальний характер. Тобто, висновки справедливі для будь-якої програми. Навпаки, як показав аналіз, прогнозні рейтинги ефективності важко узагальнити.

Якщо подивитися на набори даних ВРД, опубліковані та проаналізовані в літературі, можна пересвідчитися у «розсіяному ландшафті». Аналізи, які слідують формулюванню вищеприведеного рівняння, відрізняються за багатьма аспектами: вибір типу (типів) води, індекси біологічної якості, відмінні від EQR, і, що більш важливо, широкий діапазон вибору показників стресорів. Це підтверджує декілька прикладів.

Дослідження Herrero et al. (2018) [7] застосовується лише до річок, де були обрані фактори стресу, такі як висота температури, населення та стік. Ці варіанти суттєво відрізняються від наведених у цій роботі [2]. Дослідження Lemm et al. (2021) [9] також спрямовані лише на річки, де вибрано 7 факторів стресу або як результати моделювання, або як базування на супутникових даних. Gieswein et al. (2017) [4] проаналізували 21 біологічну базу даних, де задіяно лише три EQR. Крім того, їх 14 факторів стресу значно відрізняється від набору авторів [2] з 15 факторів стресу. І це ще не всі відмінності. Набори даних будуть відрізнятися за (i) кількістю зразків, (ii) наявністю або

відсутністю екстремальних EQR, (iii) шириною градієнтів стресорів, (iiii) трансформаціями показників стресорів (Feld et al., 2016) [18].

Враховуючи ці відмінності, важко сказати, чи моделі Random Forest або Boosting Regression Trees перевершать інші інструменти, такі як Support Vector Machines або різні реалізації нейронних мереж для інших наборів даних. Автори переконують, що їх прогнози показники базуються на широкому наборі з восьми типів води в поєднанні з усіма відповідними біологічними елементами якості. Ці дані були ретельно відібрані з точки зору широкого діапазону EQR і значення стресорів з екологічно відповідними градієнтами.

Іншим аргументом на користь вибору моделей Random Forest або Boosting було б те, що ці моделі застосовуються в багатьох галузях досліджень, включаючи гідрологію (Turalis et al., 2019) [19], а точніше в контексті Водної рамкової директиви. Це роботи Feld et al. (2016) [18], Herrero et al. (2018) [7] та Segurado et al. (2018) [20].

Обидва аргументи не є доказом найкращого вибору моделей Random Forest для водних органів та дослідників в інших країнах. Однак автори вважають, що представлені тут результати моделювання є вагомими аргументами на користь реалізації Random Forest.

Наостаннє автори [2] зауважують, що висновки їх роботи призвели до реалізації трьох моделей в останньому програмному забезпеченні WFD Explorer, а саме моделі Ranger Random Forest, Regression trees і PUNN. Ці моделі наразі застосовуються компанією Deltares у попередній оцінці планів управління річковими басейнами 3-го покоління ВРД. Програмне забезпечення WFD Explorer є у вільному доступі [21].

Література

1. European waters. Assessment of status and pressures. P. Kristensen et al. 2018. EEA report no 7/2018.
2. What drives the ecological quality of surface waters? A review of 11 predictive modeling tools. H. Visser et al. *Water Research*. 2022. 208. 117851.
3. Режим доступу:
[https://www.google.com/search?q=multiple+regression+analysis&oq=Multiple+Regression&aqs=chrome..10i51219j46i512.8049j0j15&sourceid=chrome&ie=UTF-8](https://www.google.com/search?q=multiple+regression+analysis&oq=Multiple+Regression&aqs=chrome..69j69l67j68j69j70j71j72j73j74j75j76j77j78j79j80l67j81j82j83j84j85j86j87j88j89j90j91j92j93j94j95j96j97j98j99l67j100l67j101l67j102l67j103l67j104l67j105l67j106l67j107l67j108l67j109l67j110l67j111l67j112l67j113l67j114l67j115l67j116l67j117l67j118l67j119l67j120l67j121l67j122l67j123l67j124l67j125l67j126l67j127l67j128l67j129l67j130l67j131l67j132l67j133l67j134l67j135l67j136l67j137l67j138l67j139l67j140l67j141l67j142l67j143l67j144l67j145l67j146l67j147l67j148l67j149l67j150l67j151l67j152l67j153l67j154l67j155l67j156l67j157l67j158l67j159l67j160l67j161l67j162l67j163l67j164l67j165l67j166l67j167l67j168l67j169l67j170l67j171l67j172l67j173l67j174l67j175l67j176l67j177l67j178l67j179l67j180l67j181l67j182l67j183l67j184l67j185l67j186l67j187l67j188l67j189l67j190l67j191l67j192l67j193l67j194l67j195l67j196l67j197l67j198l67j199l67j200l67j201l67j202l67j203l67j204l67j205l67j206l67j207l67j208l67j209l67j210l67j211l67j212l67j213l67j214l67j215l67j216l67j217l67j218l67j219l67j220l67j221l67j222l67j223l67j224l67j225l67j226l67j227l67j228l67j229l67j230l67j231l67j232l67j233l67j234l67j235l67j236l67j237l67j238l67j239l67j240l67j241l67j242l67j243l67j244l67j245l67j246l67j247l67j248l67j249l67j250l67j251l67j252l67j253l67j254l67j255l67j256l67j257l67j258l67j259l67j260l67j261l67j262l67j263l67j264l67j265l67j266l67j267l67j268l67j269l67j270l67j271l67j272l67j273l67j274l67j275l67j276l67j277l67j278l67j279l67j280l67j281l67j282l67j283l67j284l67j285l67j286l67j287l67j288l67j289l67j290l67j291l67j292l67j293l67j294l67j295l67j296l67j297l67j298l67j299l67j300l67j301l67j302l67j303l67j304l67j305l67j306l67j307l67j308l67j309l67j310l67j311l67j312l67j313l67j314l67j315l67j316l67j317l67j318l67j319l67j320l67j321l67j322l67j323l67j324l67j325l67j326l67j327l67j328l67j329l67j330l67j331l67j332l67j333l67j334l67j335l67j336l67j337l67j338l67j339l67j340l67j341l67j342l67j343l67j344l67j345l67j346l67j347l67j348l67j349l67j350l67j351l67j352l67j353l67j354l67j355l67j356l67j357l67j358l67j359l67j360l67j361l67j362l67j363l67j364l67j365l67j366l67j367l67j368l67j369l67j370l67j371l67j372l67j373l67j374l67j375l67j376l67j377l67j378l67j379l67j380l67j381l67j382l67j383l67j384l67j385l67j386l67j387l67j388l67j389l67j390l67j391l67j392l67j393l67j394l67j395l67j396l67j397l67j398l67j399l67j400l67j401l67j402l67j403l67j404l67j405l67j406l67j407l67j408l67j409l67j410l67j411l67j412l67j413l67j414l67j415l67j416l67j417l67j418l67j419l67j420l67j421l67j422l67j423l67j424l67j425l67j426l67j427l67j428l67j429l67j430l67j431l67j432l67j433l67j434l67j435l67j436l67j437l67j438l67j439l67j440l67j441l67j442l67j443l67j444l67j445l67j446l67j447l67j448l67j449l67j450l67j451l67j452l67j453l67j454l67j455l67j456l67j457l67j458l67j459l67j460l67j461l67j462l67j463l67j464l67j465l67j466l67j467l67j468l67j469l67j470l67j471l67j472l67j473l67j474l67j475l67j476l67j477l67j478l67j479l67j480l67j481l67j482l67j483l67j484l67j485l67j486l67j487l67j488l67j489l67j490l67j491l67j492l67j493l67j494l67j495l67j496l67j497l67j498l67j499l67j500l67j501l67j502l67j503l67j504l67j505l67j506l67j507l67j508l67j509l67j510l67j511l67j512l67j513l67j514l67j515l67j516l67j517l67j518l67j519l67j520l67j521l67j522l67j523l67j524l67j525l67j526l67j527l67j528l67j529l67j530l67j531l67j532l67j533l67j534l67j535l67j536l67j537l67j538l67j539l67j540l67j541l67j542l67j543l67j544l67j545l67j546l67j547l67j548l67j549l67j550l67j551l67j552l67j553l67j554l67j555l67j556l67j557l67j558l67j559l67j560l67j561l67j562l67j563l67j564l67j565l67j566l67j567l67j568l67j569l67j570l67j571l67j572l67j573l67j574l67j575l67j576l67j577l67j578l67j579l67j580l67j581l67j582l67j583l67j584l67j585l67j586l67j587l67j588l67j589l67j590l67j591l67j592l67j593l67j594l67j595l67j596l67j597l67j598l67j599l67j600l67j601l67j602l67j603l67j604l67j605l67j606l67j607l67j608l67j609l67j610l67j611l67j612l67j613l67j614l67j615l67j616l67j617l67j618l67j619l67j620l67j621l67j622l67j623l67j624l67j625l67j626l67j627l67j628l67j629l67j630l67j631l67j632l67j633l67j634l67j635l67j636l67j637l67j638l67j639l67j640l67j641l67j642l67j643l67j644l67j645l67j646l67j647l67j648l67j649l67j650l67j651l67j652l67j653l67j654l67j655l67j656l67j657l67j658l67j659l67j660l67j661l67j662l67j663l67j664l67j665l67j666l67j667l67j668l67j669l67j670l67j671l67j672l67j673l67j674l67j675l67j676l67j677l67j678l67j679l67j680l67j681l67j682l67j683l67j684l67j685l67j686l67j687l67j688l67j689l67j690l67j691l67j692l67j693l67j694l67j695l67j696l67j697l67j698l67j699l67j700l67j701l67j702l67j703l67j704l67j705l67j706l67j707l67j708l67j709l67j710l67j711l67j712l67j713l67j714l67j715l67j716l67j717l67j718l67j719l67j720l67j721l67j722l67j723l67j724l67j725l67j726l67j727l67j728l67j729l67j730l67j731l67j732l67j733l67j734l67j735l67j736l67j737l67j738l67j739l67j740l67j741l67j742l67j743l67j744l67j745l67j746l67j747l67j748l67j749l67j750l67j751l67j752l67j753l67j754l67j755l67j756l67j757l67j758l67j759l67j760l67j761l67j762l67j763l67j764l67j765l67j766l67j767l67j768l67j769l67j770l67j771l67j772l67j773l67j774l67j775l67j776l67j777l67j778l67j779l67j780l67j781l67j782l67j783l67j784l67j785l67j786l67j787l67j788l67j789l67j790l67j791l67j792l67j793l67j794l67j795l67j796l67j797l67j798l67j799l67j800l67j801l67j802l67j803l67j804l67j805l67j806l67j807l67j808l67j809l67j810l67j811l67j812l67j813l67j814l67j815l67j816l67j817l67j818l67j819l67j820l67j821l67j822l67j823l67j824l67j825l67j826l67j827l67j828l67j829l67j830l67j831l67j832l67j833l67j834l67j835l67j836l67j837l67j838l67j839l67j840l67j841l67j842l67j843l67j844l67j845l67j846l67j847l67j848l67j849l67j850l67j851l67j852l67j853l67j854l67j855l67j856l67j857l67j858l67j859l67j860l67j861l67j862l67j863l67j864l67j865l67j866l67j867l67j868l67j869l67j870l67j871l67j872l67j873l67j874l67j875l67j876l67j877l67j878l67j879l67j880l67j881l67j882l67j883l67j884l67j885l67j886l67j887l67j888l67j889l67j890l67j891l67j892l67j893l67j894l67j895l67j896l67j897l67j898l67j899l67j900l67j901l67j902l67j903l67j904l67j905l67j906l67j907l67j908l67j909l67j910l67j911l67j912l67j913l67j914l67j915l67j916l67j917l67j918l67j919l67j920l67j921l67j922l67j923l67j924l67j925l67j926l67j927l67j928l67j929l67j930l67j931l67j932l67j933l67j934l67j935l67j936l67j937l67j938l67j939l67j940l67j941l67j942l67j943l67j944l67j945l67j946l67j947l67j948l67j949l67j950l67j951l67j952l67j953l67j954l67j955l67j956l67j957l67j958l67j959l67j960l67j961l67j962l67j963l67j964l67j965l67j966l67j967l67j968l67j969l67j970l67j971l67j972l67j973l67j974l67j975l67j976l67j977l67j978l67j979l67j980l67j981l67j982l67j983l67j984l67j985l67j986l67j987l67j988l67j989l67j990l67j991l67j992l67j993l67j994l67j995l67j996l67j997l67j998l67j999l67j1000)
4. Gieswein A., Hering D., Feld C.K. Additive effects prevail: the response of biota to multiple stressors in an intensively monitored watershed. *Sci. Total Environ*. 2017. 593-594. P. 27-35.
5. De Niet A., Meijers E., Schep S. Accurate prediction of ecological quality ratios with product unit neural networks. Int. Conf. Hydroinform. 2014. Paper 140.
6. Режим доступу:
<https://cran.r-project.org/web/packages/ranger/ranger.pdf>
7. Multiple stressor effects on biological quality elements in the Ebro River: present diagnosis and predicted responses. A. Herrero et al. *Sci. Total Environ*. 2018. 630. P. 1608-1618.
8. Breiman P. Statistical modeling: the two cultures. *Stat. Sci*. 2001. 16. P. 199-231.
9. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: towards an integrated understanding of river status deterioration. J.U. Lemm et al. *Glob. Chang. Biol*. 2021. 27. P. 1962-1975.
10. Gebler D., Wiegleb G., Szoszkiewicz K. Integrating river hydromorphology and water quality into ecological status modelling by artificial neural networks. *Water Res*. 2018.139. P. 395-405.
11. Режим доступу:
<https://www.google.com/search?q=machine+learning+h>

2o&oq=Deep+Learning+H2O&aqs=chrome.1.0i512j0i22i30l3j0i15i22i30j0i22i30l3j0i15i22i30j0i22i30.12384j0j15&sourceid=chrome&ie=UTF-8.

12. Режим доступу:
<https://www.google.com/search?q=k+nearest+neighbors+algorithm&oq=K+Nearest+Neighbors&aqs=chrome.2.0i67j0i512i13j0i20i263i512j0i512i2j0i67j0i512i2.4189j0j15&sourceid=chrome&ie=UTF-8L>.
13. Режим доступу:
[https://monkeylearn.com/blog/introduction-to-support-vector-machines-svm/#:~:text=A%20support%20vector%20machine%20\(SVM,able%20to%20categorize%20new%20text](https://monkeylearn.com/blog/introduction-to-support-vector-machines-svm/#:~:text=A%20support%20vector%20machine%20(SVM,able%20to%20categorize%20new%20text).
14. Donoho D. 50 Years of Data science. *J. Comput. Graph. Stat.* 2017. 26. P. 745-766.
15. Comparative analysis of surface water quality prediction performance and identification of key water parameters using different machine learning models based on big data. K. Chen et al. *Water Res.* 2020. 171. 115454.
16. El Bilali A. , Taleb A. Prediction of irrigation water quality parameters using machine learning models in a semi-arid environment. *J. Saudi Soc. Agric. Sci.* 2020. 19. P. 439-451.
17. Takeshita K.M. , Hayashi T.I. , Yokomizo H. The effect of intervention in nickel concentrations on benthic macroinvertebrates: a case study of statistical causal inference in ecotoxicology. *Environ. Pollut.* 2020. 265. Article 115059.
18. Feld C.F., Segurado P., Gutiérrez-Canovás C. Analysing the impact of multiple stressors in aquatic biomonitoring data: a ‘cookbook’ with applications in R. *Sci. Total Environ.* 2016. 537. P. 1320-1339.
19. A brief review of Random Forests for water scientists and practitioners and their recent history in water

- resources. H. Tyralis et al. *Water* (Basel). 2019. 11. P. 910.
20. Understanding multiple stressors in a Mediterranean basin: combined effects of land use, water scarcity and nutrient enrichment. P. Segurado et al. *Sci. Total Environ.* 2018. 624. P. 1221-1233.
21. Мокієнко А.В. Екологічна якість поверхневих вод: аналіз прогнозного моделювання. *Водопостачання та водовідведення*. 2022. №5. С. 32-37.

ЛЕКЦІЯ 3

СТАН ДОСЛІДЖЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МІКРОПЛАСТИКАМИ

Мікропластики (MPs) - це фрагменти, волокна, гранули, пластівці та сфери діаметром або довжиною менше 5 мм. Вони можуть потрапити у водне середовище через прогресуюче розкладання більшого пластику або через побутові та промислові стічні води. Для того, щоб краще зрозуміти сучасні знання в цій галузі, проведено масштабний аналіз даних літератури [1] щодо появи та розподілу MP у водній матриці, а також їхнього впливу на водні організми та людські клітини. Потрапивши в навколишнє середовище, MPs можуть переноситися вітром і водним рухом, що впливає на їх просторовий розподіл. Крім того, щільність також може впливати на плавучість і вертикальний розподіл цих забруднюючих речовин. MP повсюдно поширені в прісних і морських водних системах, створюючи реальну загрозу для водних організмів. Крім того, процеси трофічної передачі представляють життєздатний шлях для надходження MP в організм людини. Таким чином, слід зосередитись на (1) описі появи MP у водних екосистемах; (2) дослідженні фактори, що впливають на чисельність і розподіл MP у водних екосистемах; (3) обговоренні шкідливих наслідків MP для водних організмів; (4) узагальненні можливих механізмів токсичної дію MPs на людину.

Пластмаси виготовляються з великої кількості різноманітних полімерів, які отримують шляхом розкладання вуглецевих матеріалів, таких як нафта, природний газ або вугілля. Завдяки дешевизні, універсальності, довговічності та міцності пластмаси широко використовуються в багатьох стратегічних

секторах, таких як упаковка, будівництво, транспорт, сільське господарство та медицина. Широкомасштабне використання пластикових виробів, а також їх неналежна утилізація та стійкий характер роблять пластик всесвітньою загрозою для водних екосистем. За оцінками, щороку у світовий океан потрапляє в середньому від 5 до 13 мільйонів тонн пластикових відходів, і до 2050 року вага морського пластику перевищить вагу риби.

Після потрапляння в навколишнє середовище пластик піддається прогресивному руйнуванню під дією фізико-хімічних і біотичних факторів навколишнього середовища, що призводить до так званого вторинного мікропластику. Вторинними МР є фрагменти, волокна, гранули, пластівці та сфери діаметром або довжиною менше 5 мм, які є основним джерелом МР у водному середовищі [2]. На додаток до вторинних МР, пластик також можна виробляти в мікроскопічних розмірах, відомих як первинні МР, які зазвичай зустрічаються в ліках, текстилі та засобах особистої гігієни [3]. Первинні МР можуть зрештою потрапити у водне середовище через поверхневий стік, побутові та промислові дренажні системи та скидання очисних споруд.

МР можуть становити загрозу для водного середовища через їх повсюдне поширення в прісноводних і морських системах [4, 5]. Крім того, через їх схожий розмір з планктоном, МР можуть бути легко проковтнуті водними організмами з різних трофічних рівнів [6]. Таким чином, вони можуть накопичуватися на вищих трофічних рівнях, потрапляти в харчовий ланцюг і становити потенційний ризик для здоров'я людини [7]. Серед шкідливих ефектів, які МРs можуть спричинити для водних видів, є нейротоксичність і зміни поведінки, гістопатологічні пошкодження, біохімічні та гематологічні зміни та ембріотоксичність [8, 9].

Ключовими факторами, що впливають на чисельність і розподіл МР, є вітер і поверхневий стік, певні властивості МР і щільність населення

МР у прісноводних і морських середовищах можуть надходити з широкого спектру наземних і морських джерел. Тим не менш, відомо, що 80% морського сміття походить із наземних джерел, а решта – від морської діяльності [10]. Щільність населення та близькість до міських центрів вважаються основними факторами, які можуть впливати на кількість МР у навколишньому середовищі. Повідомлялося про високу щільність МР у річках Рейн і Майн, озері Цинхай у Китаї, Венеціанській лагуні, затоці Джакарти та річці Оттава, де на річках і озерах інтенсивна промислова діяльність і туризм.

Вищі концентрації МР також були пов'язані з дощами. Дослідження, проведені в поверхневих водах швейцарських озер і в осадах озера Онтаріо, показали, що концентрації МР збільшуються після опадів [11]. Одним із можливих пояснень цього є те, що стік після дощів на суші, де виробництво пластику та швидкість розкладання пластикового сміття є вищими, може доставляти цей мікропластик у водне середовище [12]. Отже, чим більше опадів, тим сильнішим буде ерозійний вплив поверхневого стоку на сушу, і тим більше пластикового сміття буде переноситися. З іншого боку, гідродинаміка має здатність змінювати розподіл мікропластику у воді, і порівняно з поверхневими водами, відкладення накопичують більшу кількість мікропластику [13]. Таким чином, посилена гідродинаміка під час опадів може призвести до повторного суспендування мікропластикового сміття в осадах, тим самим сприяючи присутності мікропластику в поверхневих водах.

Витоки побутових і промислових стічних вод також можуть відігравати важливе джерело МР для морських і

прісноводних систем. Однак, внесок цих джерел залишається суперечливим. Різні методи обробки, що застосовуються на кожному підприємстві з очищення стічних вод, можуть призвести до різної швидкості видалення та кількісних відмінностей у розмірі та типі МР.

Методи відбору проб, які використовуються для збору зразків навколишнього середовища для аналізу МР, особливо у водному середовищі, є життєво важливими для загальної оцінки його чисельності [14]. Тим не менш, різні методи відбору проб і аналізу призводять до недооцінки або переоцінки кількості мікропластику. Наприклад, методи відбору проб на основі тралювання дозволяють відібрати великі обсяги води за досить короткий час. Однак концентрація мікропластику в навколишньому середовищі може бути недооцінена через обмеження розміру отвору сітки (300-500 мкм). Крім того, сам пристрій для відбору проб, каркаси та з'єднувачі складаються з різних пластикових полімерів (поліаміду, поліетилену, поліпропілену або полівінілхлориду), які можуть спричинити забруднення зразка.

Завдяки своїм властивостям, таким як малий розмір і низька щільність, МР можуть транспортуватися на великі відстані за допомогою вітру та води. Однак ці фізичні сили відрізняються залежно від просторового масштабу. Наприклад, припускають, що у великих масштабах вітрові течії та геострофічна циркуляція можуть впливати на переміщення МР у морських районах.

У прісноводних середовищах щільність також може впливати на плавучість і вертикальний розподіл МР. Загалом, припускають, що МР низької щільності, як правило, знаходяться на поверхні, тоді як МР високої щільності, як правило, з'являються в глибоких морях і бентосних організмах [15]. Однак, на їх розподіл і дифузію може вплинути адсорбція інших забруднюючих речовин.

Форма і текстура також можуть впливати на транспортування МР. Наприклад, волокна, швидше за все, проводять менше часу в поверхневих водах, ніж сферичні частинки, які, як правило, швидко осідають. Рушійні фактори, що впливають на міграцію та дифузію МР, пов'язані не лише з їхніми властивими характеристиками, але й з факторами навколишнього середовища, такими як швидкість потоку, тип матриці та сезонна мінливість. Наприклад, зменшення швидкості потоку змушує МР осідати, спричиняючи збільшення концентрації пластикових частинок в осадах [16]. З іншого боку, прибережна або водна рослинність допомагає вловлювати зважені частинки з води та утримувати корінням відкладення, зменшуючи рухливість мікропластику та спричиняючи його осідання у товщі води [17].

Тип матриці також може впливати на чисельність і розподіл МР. Наприклад, вважається, що концентрація МР у міських водоймах вища, ніж у будь-яких інших. Однак останні дослідження показали, що концентрація мікропластику на льодовиках або снігу напрочуд вища, ніж навіть у міських водоймах, причому у цих випадках мікропластик безпосередньо не використовується або не виробляється поблизу льодовиків [18]. Це можна пояснити чистим накопиченням мікропластику під час осідання снігу з обмеженою можливістю змивання. Навпаки, у містах МР можуть накопичуватися та змиватися поверхневим стоком. Вища концентрація мікропластику в льодовиках вказує на те, що транспортування за допомогою вітру є важливим шляхом розповсюдження мікропластику в навколишньому середовищі. Таким чином, у майбутніх дослідженнях слід вивчити механізм переносу мікропластику у віддалених місцях за допомогою вітру та його вплив на екологію льодовиків.

Показано, що МР викликає мляву поведінку при

плаванні та харчуванні у риб, мідій і нематод у ситуаціях сильного перевантаження. Це обумовлено пригніченням каталітичної здатності ацетилхолінестерази (AChE), що може спричинити значне збільшення та накопичення ACh у синаптичній щілині. Це призводить до надмірної стимуляції рецепторів і, зрештою, до паралічу та смерті [19].

Встановлено, що МР можуть викликати аномальну поведінку у риб через накопичення МР у шлунково-кишковому тракті [20]. Безперервне вживання МР може спричинити розширення просвіту кишечника, що зрештою призведе до його закупорки. Таким чином, тривалий вплив мікропластику в навколишньому середовищі може вплинути на здоров'я та ріст риб, впливаючи на їхнє харчування. Враховуючи ймовірність того, що відмінності в морфології та фізіології можуть впливати на накопичення МР у шлунково-кишковому тракті водних організмів, у майбутніх роботах слід провести більш повні тести, включаючи остаточний період без пластику, щоб перевірити усунення МР у прісноводних риб.

Токсичні ефекти МР можуть залежати від розміру в результаті здатності частинок проходити через клітинні мембрани. При цьому, частинки меншого розміру будуть більш токсичними, ніж частинки більшого розміру. У сукупності данні літератури свідчать про те, що розмір частинок пластику є важливою характеристикою для токсичного впливу на різні організми. Однак, структура тканин і анатомія кожного організму відіграють важливу роль у тяжкості пошкодження, яке можуть завдати ці частинки.

Ще одна важлива особливість, яка впливає на токсичний ефект частинок пластику, - це форма. Найпоширенішою формою МР у воді та осаді є волокна (48,5%), фрагменти (31%), кульки (6,5%), плівки (5,5%) та піна (3,5%) [21]. Можна припустити, що більш дрібні

частинки пасивно заковтуються рибою і можуть переноситися в інші органи, тоді як більші частинки з твердими і гострими краями не проковтуються. Однак у подальших роботах слід докладати зусиль для проведення токсикологічної характеристики різних типів пластику з урахуванням усіх властивих особливостей, а також умов навколишнього середовища, в яких вони можуть бути знайдені.

МР викликають занепокоєння не лише як частинки, але й як переносники інших забруднюючих речовин у водному середовищі. Продемонстровано, що через малий розмір частинок, велику питому поверхню та гідрофобність МР можуть сорбувати та взаємодіяти з іншими поширеними забруднювачами навколишнього середовища. Таким чином, МР можуть впливати на поглинання, розподіл, метаболізм і виділення цих органічних забруднювачів у водних організмах, що може призвести до непередбачуваних екологічних ризиків. Наприклад, спільний вплив МР (1, 10, 100 мкг/л) і рокситроміцину (50 мкг/л) протягом 14 днів може призвести до полегшення окислювального пошкодження *Oreochromis niloticus* [22]. Незважаючи на важливість комбінованих впливів МР і традиційного органічного забруднення, інформація про взаємодіючі ефекти цих контамінантів обмежена. Потрібні додаткові знання щодо таких взаємодій для оцінки ризиків та підвищення безпеки мікропластика та інших поширених забруднювачів навколишнього середовища.

Зміни біохімічних параметрів, таких як глюкоза, загальний білок, альбумін, глобулін, креатинін, холестерин і тригліцериди, є показниками фізіологічних функцій у різних органах риб. Встановлено, що зміни цих параметрів спричинили фізіологічні розлади у риб, які зазнали впливу МР. Деякі концентрації МР (1, 10 і 100 мг/л) значно знижують кількість еритроцитів, концентрацію гемоглобіну

в крові, гематокрит, середню концентрацію гемоглобіну, тромбоцитів, загальну кількість лейкоцитів і відсоток моноцитів у *Oreochromis niloticus* після 15 днів впливу. Разом ці результати свідчать про те, що високі концентрації МР можуть викликати анемію та впливати на імунну систему риб. Однак, необхідні подальші дослідження, щоб всебічно зрозуміти механізми цих патологічних змін у риб. Крім того, необхідні додаткові біохімічні та гематологічні дослідження, щоб передбачити можливу хімічну токсичність у людей.

Дослідження ембріотоксичності виявили, що МР здатні поширюватися через кишечник після контакту з ембріонами дермальним + оральним шляхом (при відкритому роті). Припускають, що найбільш вірогідним шляхом впливу є шлунково-кишковий тракт, оскільки прямий вплив на шкіру не спричинив поглинання цих частинок.

Кілька концентрацій зелених флуоресцентних МР (PS-NPs) (0,1, 1 і 10 ppm) були використані для оцінки поглинання та розподілу цих частинок в ембріонах рибок данію і на ранніх стадіях личинок. Результати надали переконливі докази того, що PS-NPs поглинаються, накопичуються в жовтковому мішку та мігрують до шлунково-кишкового тракту, жовчного міхура, печінки, підшлункової залози, серця та мозку [23]. Виявлено, що численні концентрації флуоресцентних МР (0, 2, 20, 200 мкг/л) діаметром 10 мкм поступово накопичувалися на яєчній шкаралупі *Oryzias melastigma* та досягали плато протягом 5–10 днів після експозиції.

За оцінками, основними джерелами надходження МР в організм людини є споживання забрудненої їжі (39 000 - 52 000 одиниць на людину на рік, з яких 37-1000 – з морською сіллю), 4 000 – з водопровідною водою та 11 000 походять від молюсків [24]. Оскільки МР широко

зустрічаються в прісноводних водоймах, вважається, що МР у водопровідній воді походять із забруднених прісноводних ресурсів, таких як озера, річки, канали та підземні води. Виявлено, що ґрунтові води мають нижчі концентрації МР порівняно з водопровідною та бутильованою водою. Це свідчить про те, що МР містяться в питній воді, отриманій у процесі пакування [25]. Продемонструвано, що більшість типів МР у питній воді були РЕТ і PS, які можуть бути отримані з пляшок. Таким чином, процеси пакування можуть бути важливим джерелом МР для бутильованої води.

Кілька досліджень повідомляють про велику кількість МР у питній воді. Їх концентрації залежали від використання мембран з різними розмірами пор. Наприклад, у двох дослідженнях, проведених у бутильованій воді з Німеччини, кількість МР була набагато вищою ($2,6-6,3 \times 10^3$ шт/л) з розміром пор мембрани 0,4 мкм, ніж при використанні мембрани з розміром пор 3 мкм ($0,1-1,2 \times 10^3$ шт/л). Окрім розміру пор фільтрувальних мембран, використання різних методів ідентифікації є ще одним фактором, що впливає на кількість виявлених МР. Наприклад, МР у водопровідній воді часто аналізували за допомогою μ -FTIR, виявляючи МР 20 мкм або вище, тоді як МР у бутильованій воді зазвичай досліджували за допомогою μ -Raman, виявляючи менші МР. Таким чином, кількість МР у зразках, де використовувався μ -FTIR, може бути недооцінена через інструментальну неспроможність виявити менші МР.

Після проковтування МР можуть потрапити в шлунково-кишковий тракт через ендоцитоз М-клітинами, переміститися в тканини через парацелюлярний транспорт і згодом визначити системний вплив [26]

Є докази того, що синтетичні частинки розміром менше 150 мкм можуть проникати через епітелій шлунково-

кишкового тракту ссавців. Однак припускають, що лише 0,3% цих частинок поглинаються, і лише 0,1% частинок розміром більше 10 мкм здатні досягати як органів, так і клітинних мембран.

Хоча жодне дослідження не повідомляло про токсичну дію МР на організм людини, в кількох роботах показано, що високі концентрації цих забруднюючих речовин можуть викликати токсичні ефекти в різних системах *in vitro*.

Загалом, високі концентрації МР здатні збільшувати виробництво активних форм кисню (АФК) в різних людських клітинах, що призводить до запальної відповіді та, зрештою, до апоптозу. Тим не менш, ці результати можуть вводити в оману через вплив кількох факторів, таких як внутрішній хімічний склад МР. Складено комплексний рейтинг небезпеки пластикових полімерів на основі міжнародно погоджених критеріїв для визначення фізичних факторів, факторів ризику для навколишнього середовища та здоров'я [27]. Згідно з цією класифікацією, поліуретани, полівінілхлорид, епоксидні смоли та полімери, що містять стирол, такі як полістирод (PS), були розміщені на найвищих позиціях рейтингу. Тим часом поліетилен (PE), полівінілацетат (PVA) і поліпропілен (PP) були класифіковані як потенційно менш небезпечні. Окрім хімічної природи, існують інші фактори, властиві полімерам, які також можуть впливати на токсичність. Встановлено, що під час процесу полімеризації та подальшої обробки пластмас утворюються вільні радикали, які діють як загальний фактор для сприяння виробленню АФК. Крім того, ці вільні радикали легко збільшують свою концентрацію в частинках через дисоціацію зв'язків C–H, викликану впливом світла або взаємодією з перехідними металами під час процесу вивітрювання. Фотодеградація та біодеградація в навколишньому середовищі спричиняють

зміни поверхні, що впливають на функціональні групи (наприклад, $-\text{COOH}$, $-\text{NH}_2$). Це змінює токсикологічні профілі. Інші властивості частинок (форма або поверхневий заряд) також були визначені як потенційні фактори токсичності MPs.

Незважаючи на те, що за останні кілька років кількість досліджень щодо появи MP у річках, озерах і водосховищах збільшилася, фактори, що впливають на чисельність і розподіл MP у прісноводних середовищах, залишаються дуже небезпечними, особливо в осадових відкладеннях. Таким чином, зовнішні сили, що керують транспортуванням і дифузією MP у прісноводних системах, потребують подальшого вивчення. Крім того, оскільки все ще існують деякі неузгодженості в описі та порівнянні чисельності MP, потрібна стандартизація методів відбору проб і вимірювання MP у водному середовищі.

Оскільки розподіл і чисельність MP у водних системах, ймовірно, зросте зі збільшенням надходження пластику в навколишнє середовище, майбутні дослідження мають бути спрямовані на запобігання забрудненню MP. Наприклад, потребують подальшого розуміння процеси перетворення первинних MP у вторинні MP, а також методи, які запобігають їхньому розкладанню та дифузії. Крім того, необхідні подальші дослідження для оцінки ефективності видалення MP з навколишнього середовища.

Необхідні подальші дослідження для всебічного розуміння механізмів, за допомогою яких MP викликають токсичні реакції у гідробіонтів. Крім того, оскільки більшість досліджень було проведено за умов надзвичайно високого впливу, необхідні додаткові дослідження щодо токсичних ефектів MP за реалістичних сценаріїв.

Нарешті, цитотоксичність MP на клітинах, отриманих від людини, була оцінена за допомогою полімерів PE та PS. Однак інші полімери, такі як PET, PVC,

PP і PA, також були виявлені в різних продуктах харчування та напоях, що споживаються людиною. Тому, в майбутньому необхідно контролювати та оцінювати ці полімери. Крім того, щоб краще імітувати реальні умови впливу на людей цих забруднювачів, частинки MP, зібрані з поверхневих вод і питної води, також слід оцінювати в клітинах, отриманих від людини, і/або використовувати концентрації, які краще нагадують реальні умови [28, 29].

Література

1. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. G. Axel, E. Velázquez, L. Manuel, G. Oliván. *Science of The Total Environment*. 2021. V. 780. 146551.
2. Microplastics in sediment and surface water of west dongting lake and south dongting lake: abundance, source and composition. C. Jiang et al. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2018. 15(10). 2164.
3. Browne M.A. Sources and pathways of microplastics to habitats. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 229–244), Springer, Cham. 2015.
4. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). M.O. Rodrigues et al. *Sci. Total Environ*. 2018. 633. P. 1549-1559.
5. Microplastics in marine sediments and rabbitfish (*Siganus fuscescens*) from selected coastal areas of Negros Oriental, Philippines. L.A. Bucol et al. *Mar. Pollut. Bull.* 2020. 150. 110685
6. The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area

- of east. L. Su et al. *China J. Hazard. Mater.* 2019. 365. P. 716-724.
7. An assessment of the toxicity of polypropylene microplastics in human derived cells. J. Hwang et al. *Sci. Total Environ.* 2019. 684. P. 657-669.
 8. Assessment the effect of exposure to microplastics in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) early juvenile: I. Blood biomarkers. M. Hamed, H.A. Soliman, A.G. Osman, A.E.D.H. Saye d. *Chemosphere*, 2019. 228. P. 345-350.
 9. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. J. Li et al. *Environ. Pollut.* 2018. 241. P. 35-44.
 10. A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. M. Jang. *Water Res.* 2020. 171. 115400.
 11. Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. P.L. Corcoran et al. *Environ. Pollut.* 2015. 204. P. 17-25.
 12. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? R. Dris et al. *Mar. Pollut. Bull.* 2016. 104 (1–2). P. 290-293.
 13. Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. K. Zhang et al. *Sci. Total Environ.* 2018. 630. P. 1641-1653.
 14. Alimi O. S., Fadare O. O., Okoffo E. D. Microplastics in African ecosystems: current knowledge, abundance, associated contaminants, techniques, and research needs. *Science of The Total Environment.* 2020. 142422.
 15. Eerkes-Medrano D., Thompson R.C., Aldridge D.C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps

- and prioritisation of research needs. *Water Res.* 2015. 75. P. 63-82.
16. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. L. Ding et al. *Sci. Total Environ.* 2019. 667. P. 427-434.
 17. Variation in microplastics composition at small spatial and temporal scales in a tidal flat of the Yangtze Estuary, China. F. Wu, S.C. Pennings, C. Tong, Y. Xu. *Sci. Total Environ.* 2020. 699. P. 134252.
 18. Microplastic contamination in east Antarctic sea ice. A. Kelly et al. *Mar. Pollut. Bull.* 2020. 154. P. 111130.
 19. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. Q. Chen et al. *Sci. Total Environ.* 2017. 584. P. 1022-1031.
 20. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (Sebastes schlegelii). L. Yin et al. *J. Hazard. Mater.* 2018. 360. P. 97-105.
 21. Kooi M. , Koelmans A.A. Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2019. 6 (9). P. 551-557.
 22. Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). S. Zhang et al. *Sci. Total Environ.* 2019. 648. P. 1431-1439.
 23. Uptake, tissue distribution, and toxicity of polystyrene nanoparticles in developing zebrafish (*Danio rerio*). J.A. Pitt et al. *Aquat. Toxicol.* 2018. 194. P. 185-194.
 24. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. J.C. Prata et al. *Sci. Total Environ.* 2020. 702. P. 134455.

25. Microplastics in freshwaters and drinking water: critical review and assessment of data quality. A.A. Koelmans et al. *Water Res.* 2019. 155. P. 410-422.
26. Human consumption of microplastics. K.D. Cox et al. *Environmental science & technology.* 2019. 53(12). P. 7068-7074.
27. Lithner D., Larsson Å., Dave G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.* 2011. 409(18). P. 3309-3333.
28. Wright S.L., Kelly F.J. Plastic and human health: a micro issue? *Environmental science & technology.* 2017. 51(12). P. 6634-6647.
29. Мокієнко А.В. Стан досліджень забруднення водних об'єктів мікропластиками. *Водопостачання та водовідведення.* 2023. №1. С. 41-47.

ЛЕКЦІЯ 4
ВПЛИВ ВОДОПРОПРОВІДНИХ МЕРЕЖ
НА ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ

Як відомо, якість питної води визначається трьома нерозривно-взаємопов'язаними складовими: а) якістю води вододжерела, б) ступенем спроможності технологій водоочищення та відповідності їх адекватності сучасним вимогам і водно-екологічним реаліям та в) санітарно-технічним станом водорозвідних мереж, які є забезпечують якість (або відсутність такої) води у крані споживача.

Якщо дві перші ланки широко, багатосторонньо і докладно вивчаються і висвітлюються у науковій, популярній і загальнодоступній літературі, то третя, що представляє найгострішу проблему всім країнам і нашої, зокрема, починає досліджуватися лише останні 20 років роки.

Аналіз літератури показав фактичну відсутність у вітчизняних джерелах літератури відповідних досліджень цієї надзвичайно актуальної проблеми, за винятком фрагментів у двох монографіях [1, 2] та двох статтях [3, 4], до яких автор свого часу долучився.

Згідно концепції Загальнодержавної цільової соціальної програми «Питна вода України» на 2022-2026 роки» [5] сумарна протяжність водопровідних мереж (без урахування Донецької і Луганської областей) дорівнює 102,759 тис. кілометрів, у тому числі ветхих та аварійних - 34,216 тис. кілометрів, або 33,3 відсотка.

Погіршення якості питної води пов'язане насамперед із станом водопровідних мереж, зокрема внутрішньобудинкових, зношеність яких становить близько 80 відсотків, а також з чисельними врізками у водопровідну мережу об'єктів нового будівництва.

У 2006 році ВООЗ та Всесвітня рада водопровідних робіт видали спільне керівництво [6], яке досліджує мікробіологічні, хімічні, матеріальні та фінансові ризики, пов'язані з роботами на системах водопостачання, виділяє

найбільш прийнятні підходи управління ризиками та підкреслює значення критеріїв, щоб зберегти постачання безпечної питної води.

Враховуючи недостатність досліджень і публікацій з зазначеної проблеми, доцільно докладно зупинитися на роботі норвезьких учених [7], як першому повномасштабному дослідженні подібного роду. Це когортне вивчення взаємозв'язку перерв в обслуговуванні систем водопостачання та шлунково-кишкової захворюваності населення. Показано, що втрата тиску у водній трубі може призвести до проникнення інфекційних агентів, джерелом яких є ймовірний витік з колекторних труб, розташованих поблизу. Встановлено помірність клінічних симптомів шлунково-кишкових інфекцій у порівнянні із контролем. За більш високого споживання води ризик захворіти збільшувався вчетверо. У той час, як найвищий рівень захворюваності спостерігався у дітей, найвищий відносний ризик хвороби був характерний для вікової групи молодих дорослих, які споживають більше води.

Автори [7] роблять таке припущення: якщо 20% із 4,5 мільйонів норвезьких жителів піддаються впливу одного епізоду низького тиску у водорозподільних мережах щороку, це викликало б приблизно 33 000 випадків гострих шлунково-кишкових хвороб. Якщо додати вплив перепадів тиску, які можуть викликати менші, але частіші, забруднення, передбачуваний тягар хвороби може бути більшим.

Завдяки розвитку технологій очищення води та відповідних нормативних актів покращення якості питної води стало загальною практикою в усьому світі. Однак, цей стан може суттєво погіршитися внаслідок впливу трубопровідних мереж, де постійно відбувається вивільнення матеріалу з труб, утворення та відшарування

біоплівки, накопичення та повторне суспендування пухких відкладень. Нерегулярні зміни в якості водопостачання можуть спричинити фізико-хімічну та мікробіологічну дестабілізацію матеріалу труб, біоплівок і пухких відкладень у системі розподілу, які створювалися десятиліттями, і можуть містити компоненти, які спричиняють проблеми зі здоров'ям або естетичні проблеми (коричнева вода). Незважаючи на вплив на здоров'я споживачів, досі систематичні оцінки у цьому контексті відсутні. Це стосується забруднювачів, які утворюються в системі водорозподілу, та їхніх характеристик, можливі зміни якості очищеної води через дестабілізацію та викид матеріалу труб і забруднюючих речовин у воду та наступні ризики. На основі проведених аналітичних досліджень, зокрема публікацій [8-13] автори огляду [14] пропонуть основу для оцінки потенційних ефектів переходу (змін якості води).

Стратегії контролю для запобігання потенційним ефектам переходу.

Потенційні наслідки переходу та пов'язані з цим проблеми серйозно відштовхнуть споживачів від прямого використання водопровідної води та можуть легко протидіяти численним зусиллям, спрямованим на перемикання джерела води та модернізацію очищення. В екстремальних випадках можуть виникнути естетичні ризики та ризики для здоров'я. Тому, увага та зусилля повинні бути зосереджені на розробці стратегій запобігання потенційним ефектам переходу.

Відновлення очищеної води.

Потенційні ефекти переходу викликані

нерегулярними змінами фізико-хімічних і мікробіологічних характеристик очищеної води. Таким чином, належне її відновлення може бути корисним для запобігання ефектам переходу під час розподілу. Критичні параметри, що підлягають регулюванню, слід визначати відповідно до властивостей старих труб, окалини труб, пухких відкладень і матриці біоплівки в водорозподільчих системах питної води DWDSs (drinking water distribution systems) або водорозподільчих мережах DNs (distribution networks) (наприклад, PH, редокс, інгібітори корозії тощо). Однак, слід ретельно вивчити варіант відновлення, щоб переконатися, що очищена вода не буде повторно забруднена. Одним із прикладів такого відновлення є ремінералізація пермеату зворотного осмосу шляхом додавання необхідних мінералів з міркувань здоров'я та для виконання нормативних вимог. Подібним чином діє додавання інгібіторів корозії до очищеної води або боротьба з потенційним впливом високої концентрації сульфатів.

Попереднє очищення трубопроводної мережі.

Оскільки якість розподіленої питної води може бути настільки ж хорошою, як і стан розподільчої мережі, однією із запропонованих стратегій контролю є очищення мережі трубопроводів. Зазвичай використовують метод очищення розподільної труби відомий як «односпрямована промивка», яка використовує великий об'єм води з досить високою швидкістю (1,5 м/с) води для видалення відкладень через пожежні гідранти. Проблема з цим методом полягає в тому, що він може витратити воду та неефективний у видаленні забруднень (наприклад, горбків, накипу, біоплівки), особливо коли є труднощі з досягненням необхідної швидкості. Продувка повітрям подібна до промивання водою, за винятком того, що повітря вводиться

в стовп рідини для створення високошвидкісного турбулентного потоку. Загалом він більш ефективний у видаленні біоплівки та м'яких накипів, ніж промивання, але принаймні вдвічі дорожчий за промивання. Альтернативною технікою є скребкова обробка, яка просуває або тягне предмет у формі кулі через трубопроводи за допомогою тиску води. Нещодавно було впроваджено льодове очищення, що забезпечує високу ефективність, відсутність прилипань, економію води та зниження витрат. У крайніх випадках, коли вищезазначених методів очищення недостатньо, труби слід відновити або замінити.

З практичної точки зору, враховуючи складність і вартість кожного методу, варіанти промивання водою та очищення повітрям є більш доцільними порівняно з очищенням скребками та заміною труб. Особливо це стосується мегаполісів, таких як Нью-Йорк і Пекін. У випадках, коли нормативно-правові акти дозволяють варіації якості та винятки, а ефекти переходу не становлять ризику для здоров'я споживачів, тимчасове перевищення вимог щодо якості води та подальше дотримання вимог може бути прийнятним.

Моніторинг.

Інша стратегія передбачає моніторинг ефектів переходу після перемикання водопостачання, щоб водопровідні служби могли своєчасно вжити належних заходів у разі будь-якої дестабілізації. Загалом існує три проблеми щодо моніторингу вивільнення забруднюючих речовин під час перехідних ефектів. А саме, 1) невизначеність щодо того, чи відбудеться вивільнення забруднюючих речовин і коли воно відбудеться; оскільки такі випадки часто залишаються непоміченими та

епізодичними; 2) вивільнені забруднювачі можуть бути нижчі межі виявлення, оскільки будь-які речовини розбавляються у великому об'ємі води, яка протікає через DN, і тому не можуть бути виявлені; 3) артефакти відбору проб і аналітичні обмеження в протоколах, які зараз використовуються, виключають зважений колоїдний або дисперсний матеріал.

Щоб подолати першу проблему, згадану вище, одна з пропозицій полягала б у моніторингу параметрів якості води в режимі реального часу, наприклад, шляхом онлайн-підрахунку часток та онлайн-підрахунку клітин за допомогою проточної цитометрії. Вимірювання, проведені в багатьох місцях у системі розподілу до зміни якості води, можуть створити фонову базу даних; нові вимірювання будуть проводитися в тих самих місцях під час і після зміни якості водопостачання. Порівняння даних, отриманих у цих різних випадках, запропонує цінну інформацію про ефекти переходу. Однак онлайн-виявлення обмежене. Немає доступних онлайн-пристроїв для важких металів (таких як As, Pb) і патогенів. Крім того, якщо події, що призводять до вивільнення забруднюючих речовин, є занадто низькими, щоб їх можна було помітити шляхом порівняння вимірювань фону та перехідного періоду, онлайн-моніторинг не дасть значних результатів.

Як вирішення другої та третьої проблем пропонується вивчення зважених частинок, як описано раніше. Цей метод складається зі стадії попереднього концентрування зважених часток шляхом фільтрації приблизно 200 л води через фільтри 1,2 мкм. Потім зібрані частинки можна проаналізувати на фізико-хімічні (наприклад, загальний вміст завислих речовин і елементний склад) і мікробіологічні параметри (кількісне визначення біомаси та ідентифікація бактерій). Таким чином можна попередньо сконцентрувати тверді забруднювачі, а випадки

вивільнення забруднюючих речовин можна виявити, зафіксувати та охарактеризувати. Як комбіноване рішення всіх трьох проблем необхідно розробити онлайн систему відбору, концентрації та моніторингу частинок.

Структура оцінки ефектів переходу.

Дотепер не було доступної інформації про оцінку потенційних ефектів переходу, а також належних вказівок щодо уникнення потенційних естетичних змін (органолептики води) та ризиків для здоров'я. На основі аналізу даних літератури та враховуючи плани безпеки води ВООЗ автори [14] пропонують наступну структуру, що включає оцінку системи, плани управління та оперативний моніторинг, як засіб оцінки потенційних ефектів переходу до змін якості вод.

Оцінка системи.

Крок 1 передбачає паралельну оцінку: 1.1) змін якості води та 1.2) поточної ситуації в системі розподілу. Якщо немає змін у якості води або забруднення в розподільній системі, можна безпосередньо переключити подачу води. В іншому випадку оцінювання слід продовжити з Кроку 2. Питання дослідження на Кроці 1 можна підсумувати таким чином:

Q1) Чи є покращення/зміни якості в результаті нових методів обробки/джерел?

Q2) Чи є накопиченням матеріалу, що міститься в розподільчій мережі (distribution network harbored material DNHM) у DN?

Q3) Який склад матеріалу DNHM?

Q4) Де присутній DNHM?

Крок 2 передбачає оцінку того, чи відбудуться ефекти

переходу чи ні.

Q5) Чи відбудуться ефекти переходу?

Q6) Що поступить у воду з DNHM протягом перехідного періоду?

Q7) Які ризики становить даний матеріал?

Якщо ефектів переходу не спостерігається, подачу води можна безпечно перемкнути. Якщо спостерігаються ефекти переходу, оцінювання слід продовжити до наступного кроку.

Плани управління.

Крок 3 передбачає оцінку стратегій контролю, щоб уникнути ефектів переходу. Можливі стратегії включають промивання розподільних труб (вода, вода та повітря), очищення льодом і додавання необхідних агентів для стабілізації покращеної якості води (наприклад, інгібіторів корозії).

Q8) Чи можна запобігти ефектам переходу шляхом попереднього очищення DN?

Q9) Як слід очищати розподільні труби?

Q10) Чи є якісь важливі сполуки, які слід додавати до води покращеної якості, наприклад, для відновлення, щоб підтримувати стабілізацію DN та DNHM?

Якщо ефекту переходу можна запобігти шляхом попереднього очищення труб або відновленням води покращеної якості, можна безпечно перемкнути подачу води. Програму моніторингу слід виконувати, як описано в кроці 4, після перемикання подачі води. У випадку, якщо спостерігаються ефекти переходу і жодним чином не вдається їх контролювати, подачу води не слід перемикати, доки не будуть розроблені ефективні стратегії контролю.

Операційний моніторинг.

Після того, як прийнято рішення про перемикання подачі води, розподіл питної води покращеної якості слід постійно контролювати на наявність викидів матеріалів із DWDS у воду. Якщо викиди матеріалу виявлені, оцінка повинна повернутися до кроку 3 із пошуком методів очищення та контролю, якщо тільки викиди матеріалу незначні та не мають шкідливого впливу на споживачів. Якщо викидів не виявлено, можливе продовження розподілу якісної питної води. Цю програму/метод моніторингу можна використовувати як систему раннього попередження, щоб можна було вчасно вжити відповідних заходів для запобігання будь-яким небажаним ефектам переходу. Оцінка системи зможе діагностувати: 1) склад відшарувань внутрішньої поверхні труб та популяції біоплівки; 2) відмінності якості води щодо концентрації сульфатів; 3) потенційні перехідні ефекти змін популяцій бактерій, що окиснюють сірку та залізо, бактерій, що відновлюють сульфат, 4) можливу появу червоної води, пов'язану з високими концентраціями заліза. Плани управління повинні бути в змозі забезпечити ефективне очищення DN або належне регулювання якості очищеної води, наприклад, шляхом ефективного видалення сульфатів. Програма моніторингу повинна охоплювати склад бактеріальних популяцій, концентрацію зважених часток, сульфату та заліза. Все це може надати цінну інформацію про зміни якості води в системі водопостачання [15].

Література

1. Мокієнко А.В., Гоженко А.І., Петренко Н.Ф., Пономаренко А.М. Вода і водно – обумовлені інфекції. Одеса: ТОВ «РА «АРТ – В». 2008. Т.2. 288 с. (рос. мовою).
2. Мокієнко А.В. Вода і водно – обумовлені інфекції. 2021. Т. 2. 408 с.
URI: <https://repo.odmu.edu.ua:443/xmlui/handle/123456789/10873>. (рос. мовою).
3. Мокієнко А.В., Петренко Н.Ф. Питна вода і водно – обумовлені інфекції (повідомлення п’яте). Водорозподільна мереж і захворюваність населення: щодо аналізу проблеми. *Вода і водоочисні технології*. 2008. №1(25). С. 32-36. (рос. мовою).
4. Водорозподільна мережа і інфекційна захворюваність населення. А.В. Мокієнко та ін. *Актуальні проблеми транспортної медицини*. 2021. № 3(65). С. 43-52. (рос. мовою).
5. «Про схвалення концепції Загальнодержавної цільової соціальної програми “Питна вода України” на 2022-2026 роки». Розпорядження Кабінетом Міністрів України від 28 квітня 2021 р. № 388-р. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/388-2021-%D1%80#Text>
6. Health aspects of plumbing. World Health Organization. Published jointly by the World Health Organization and the World Plumbing Council. 2006. 129 p.
7. Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. K. Nygård et al. *International Journal of Epidemiology*. 2007. V.36(4). P.873-880.
8. Ainsworth R. Safe piped water: managing microbial water quality in piped distribution systems. *Water Intell. Online*. 2013. 12. 9781780405841

9. Dead-end flushing of a distribution system: short and long-term effects on water quality, B. Barbeau et al. *J. Water Supply Res. Technol. AQUA*. 2005. V. 54 (6). P. 371-383.
10. Falkinham J.O., Pruden A., Edwards M. Opportunistic premise plumbing pathogens: increasingly important pathogens in drinking water, *Pathogens*. 2015. V. 4 (2). P. 373-386.
11. Fish K.E., Osborn A.M., Boxall J. Characterising and understanding the impact of microbial biofilms and the extracellular polymeric substance (EPS) matrix in drinking water distribution systems *Environ. Sci. water Res. Technol.* 2016. V. 2. P. 614-630.
12. Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. V. Gauthier et al. *Water Res.* 1999, V, 33 (4). P. 1014-1026.
13. Assessing biological stability of drinking water without disinfectant residuals in a full-scale water supply system. F. Hammes et al. *J. Water Supply Res. Technol. AQUA*. 2010. V. 59(1). P. 31-40.
14. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. G. Liua et al. *Water Research*. 2017. V. 116. P. 135-148.
15. Мокієнко А.В. Вплив водопровідних мереж на якість питної води. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №1. С. 48-52.

ЛЕКЦІЯ 5
МІЖДИСЦИПЛІНАРНА ПРОБЛЕМА
ВОДОПОСТАЧАННЯ ОСІБ З ОСЛАБЛЕНИМ

ІМУНІТЕТОМ

Останніми роками значна увага приділяється патогенам питної води, які можуть спричинити інфекції в осіб з ослабленим імунітетом або інших сприйнятливих осіб (надалі – DWPI). Ці патогени іноді називають умовно-патогенними мікроорганізмами або умовно-патогенними мікроорганізмами сантехніки. Дослідження DWPI здебільшого проводилися експертами, які зосереджувалися на конкретних мікроорганізмах або в межах експертних оцінок. Отримані підходи оптимізації для одного мікроорганізму можуть мати непередбачені наслідки для інших DWPI. Наприклад, екологічні та епідеміологічні проблеми, характерні для *Legionella pneumophila*, відрізняються від тих, що стосуються *Mycobacterium avium* та інших нетуберкульозних мікобактерій. Останні досягнення в розумінні DWPI як частини складної мікробної екосистеми питної води, продовжують виявляти додаткові проблеми: а саме, як можна керувати всіма проблемними мікроорганізмами одночасно? Щоб захистити громадське здоров'я, слід застосувати більш цілісний підхід до всіх аспектів галузі, включаючи фундаментальні дослідження, методи моніторингу, методи зменшення ризику та політику. Цілісний підхід (i) націлений на декілька мікроорганізмів одночасно, (ii) залучить експертів з кількох дисциплін і (iii) повідомить результати між дисциплінами та в більш широкому сенсі, проактивно вирішуючи питання управління системою від джерела води до споживача [1].

З моменту виявлення хвороби легіонерів у 1976 році сфера досліджень патогенів, пов'язаних із питною водою, які переважно викликають інфекції в осіб з ослабленим імунітетом (DWPI), різко розширилася. Нові DWPI продовжують виявлятися. Наприклад, інфекція *Balamuthia mandrillaria* 2018 року попередньо пов'язана з

водопровідною водою. Розуміння різноманітної екологічної системи в водопровідних мережах розширюється [2, 3]. Останні розрахунки показують, що DWPI обходяться економіці США в 2,39 мільярда доларів США щорічно, а захворюваність на кілька DWPI продовжує зростати.

Багато мікроорганізмів можуть викликати DWPI. Хоча ідеального терміну для цих мікроорганізмів немає, існує кілька критеріїв для об'єднання їх в цю групу. Це стосується бактерій і амеб, які (1) пристосовані розмножуватись в системах питної води, особливо в системах водопостачання будівель і водопровідних пристроях (наприклад, лінії холодної та гарячої води, обігрівачі, крани, фонтани) і (2) часто спричиняють захворювання у сприйнятливих груп населення (наприклад, особи з групи ризику, літні люди, люди з ослабленим імунітетом та/або захворюваннями легень). Характеристики сприйнятливих популяцій відрізняються, інфікування іноді трапляється серед людей, які виглядають здоровими. Хоча DWPI присутні в навколишньому середовищі (поверхневі води, ґрунт), вони зазвичай не присутні у високих концентраціях у воді після станцій очищення питної води, але розмножуються в розподільчій мережі, особливо в системах водопостачання будівель, часто в біоплівках. Хоча всі DWPI здатні викликати захворювання, на ризик інфікування впливають різні фактори, включаючи вірулентність мікроорганізму, дозу при впливі та сприйнятливість населення, яке зазнало впливу. Тут має сенс зосередитись на DWPI, які зазвичай становлять меншу загрозу для здорових людей порівняно з тими, хто має основні захворювання або знижену резистентність. Крім того, поширеними шляхами впливу DWPI є вдихання аерозолів, що утворюються під час прийняття душу, а не проковтування. Тобто мова йде не про традиційні фекально-оральні патогени, які викликають шлунково-кишкові

захворювання, оскільки ці мікроорганізми не мають тенденції до розмноження в очищеній питній воді [4]. Деякі, так звані «справжні» патогени також інколи можуть розмножуватись в системах питної води та спричиняти захворювання, наприклад, *Naegleria fowleri*.

Як показано в стандартах і рекомендаціях стосовно *L. pneumophila*, норми є кроком у правильному напрямку, але мають недоліки і різняться в усьому світі. Наприклад, хоча стандарт ASHRAE був значним кроком вперед у житті певних заходів, він не стосується житлових (домашніх) систем, незважаючи на епідеміологічний зв'язок між будівництвом систем питної води та інфекцією DWPI.

Насправді 96% випадків хвороби легіонерів у США мають невідому етіологію і існує підозра, що спорадичний вплив у помешканнях є значним джерелом. Важко виміряти успішність втручань, особливо враховуючи постійне зростання захворюваності на хворобу легіонерів: у 5,5 разів у США з 2000 по 2017 рік. Крім того, у США не є обов'язковим централізований звіт щодо даних екологічних випробувань зразків води, навіть для *Legionella spp.* Цільовий максимальний рівень забруднення (MCLG) для *Legionella spp.* з 2015 року дорівнює нулю, однак регулярний прямий моніторинг систем питної води не вимагається. Натомість інші країни (наприклад, Німеччина) вимагають моніторинг навколишнього середовища як для *L. pneumophila*, так і для *P. aeruginosa*. *Legionella spp.* пов'язані з найбільшою кількістю повідомлених даних і найсуворіших нормативних актів, але в певних ситуаціях вказівки можуть бути за рахунок інших DWPI. Наприклад, вважається, що NTM є принаймні такими ж важливими для тягаря захворювань у США, як *Legionella spp.* Ускладнюючим фактором, але також потенційною мотивацією для цілісних підходів є те, що клінічно значуща стійкість до антибіотиків (AR) часто ускладнює лікування

інфекцій, викликаних DWPI, таких як *Legionella spp.*, NTM та *P. aeruginosa* [5].

З огляду на понад п'ятдесят років наукового прогресу та зусиль щодо DWPI стало зрозуміло, що потрібен більш цілісний підхід для об'єднання та зміцнення зусиль, які здійснюються в багатьох галузях і дисциплінах.

«Цілісний» у цьому контексті можна визначити як розгляд кількох взаємопов'язаних частин цілого, а не окремих компонентів. Сучасний підхід можна сегментувати як за дисциплінами, так і за конкретними мікроорганізмами, що представляють інтерес. Крім того, процеси прийняття рішень повинні збалансовувати багато інтересів, включаючи інші результати для здоров'я, витрати та енергію. Додаткові місцеві міркування та межі водних юрисдикцій додатково сегментують підходи до управління DWPI [6].

По-перше, незважаючи на те, що експерти, які пройшли підготовку в різних дисциплінах, досягають успіхів у розумінні поведінки DWPI, бракує засобів для ефективного обміну результатами між дисциплінами, частково через унікальну термінологію для кожної галузі. Часто огляди літератури зосереджені на клінічних захворюваннях, на мікроорганізмах та їх стійкості в системах питної води. Дослідження DWPI з цих дисциплін часто відбуваються в паралельних галузях без достатнього зв'язку та мають тенденцію нехтувати трансляційною роботою, яка з'єднує дослідження та практику. Наприклад, через обмежені ресурси епідеміологічні розслідування спалахів можуть не мати на меті пов'язати клінічні зразки та зразки навколишнього середовища. Наприклад, у більшості пацієнтів, у яких у 2016–2017 роках у США діагностовано легіонельоз, не було джерела впливу (медичні умови, історія подорожей, або будинок для літніх людей). Оскільки, поширення від людини до людини вважається

незначним [7].

По-друге, і, можливо, важливіше, дисциплінарні групи часто зосереджуються на одному мікроорганізмі через матеріально-технічні обмеження та доступні методи. Огляди літератури зосереджуються на одному мікроорганізмі. Однак, можливі коінфекції або полімікробні інфекції з DWPI. Деякі огляди мікробної екології можуть брати до уваги кілька патогенів, але це не обов'язково означає конкретні втручання, призначені для практиків. Більшість вказівок спрямовано на окремі DWPI, але тут мають місце несумісні рекомендації Наприклад, вільний хлор у системі водопостачання будівлі може бути ефективним для зниження концентрації *L. pneumophila*, але може збільшити появу NTM. Подібним чином використання монохлорамінів може впливати на інактивацію патогенів в біоплівці, але виявиться менш ефективним проти NTM. Слід зазначити відсутність досліджень, які б одночасно розглядали повний набір DWPI. Навіть клінічні або сантехнічні рекомендації щодо лікування або обробки націлені на один тип мікроорганізмів і можуть не враховувати мікроеукаріоти-хазяї, які можуть бути пріоритетними для реактивації патогенів, та варіабельність штамів, їх вірулентності та наслідків для здоров'я в результаті зараження різними видами в межах роду *Mycobacterium*. У майбутніх рекомендаціях слід враховувати вплив на повний набір DWPI [8].

Автори [1] окреслюють подібності та відмінності між DWPI, які можуть призвести до суперечливих вказівок, і дослідницькі потреби, які могли б допомогти з розвитком необхідного консенсусу між дисциплінами. Розгляд цих подібностей та відмінностей проведено за трьома основними категоріями: клінічне та громадське здоров'я, мікробна екологія та інженерний контроль. Виділено кілька можливостей заохотити дослідження до більш

міждисциплінарного характеру та посилити впровадження результатів досліджень на практиці. Тобто, мова йде про більш цілісний підхід до досліджень DWPI, законодавчих дій, будівельних норм, заходів з моніторингу та професійної практики для зменшення тягаря захворювань, пов'язаних з DWPI. Автори представляють різноманітність первинних дисциплін і мікроорганізмів, щоб підкреслити важливість міждисциплінарної співпраці.

Плани управління водними ресурсами дуже різноманітні, але всі вони спрямовані на розуміння та покращення якості води. Плани мають визначати потенційні небезпеки (наприклад, водні об'єкти, що утворюють аерозолі, маловикористовувані пристрої) і характеризувати систему водопостачання в рамках інформації, яка зазвичай доступна для операторів будівель.

Можуть бути запропоновані заходи контролю, включаючи контроль температури, дезінфекції та тестування на патогени. На сьогоднішній день плани спорадично включають найкращі методи, такі як очищення душових насадок і аераторів, промивання баків з гарячою водою та мінімізацію впливу аерозолу за рахунок посилення вентиляції у ванних кімнатах. Простого плану управління водними ресурсами може бути недостатньо для покращення якості води. Розробникам таких планів, ймовірно, знадобиться більше вказівок, навчання, інформації про конкретні об'єкти та доступ до спеціального досвіду для розробки та виконання ефективного документа. Конфлікт порад та інтересів (наприклад, відповідальність із тестуванням) також впливає на ефективність планів управління водними ресурсами. Більшість планів спрямовані на запобігання виникненню *L. pneumophila*, включно з вимогами Центрів медичної допомоги. В окремих випадках ненавмисно створюються ідеальні умови для інших DWPI, як було показано після заміни

моноклораміну на хлор і зникнення *Legionella spp.*, але збільшення числа *Mycobacterium spp.* Крім того, в цих планах може бути не враховано технічне обслуговування інших водопровідних систем (наприклад, градирень), яке, ймовірно, матиме сильний вплив на захворювання [9, 10].

Приклад цілісного мислення у вигляді створення проактивних стимулів.

Впровадження інженерних рішень і законодавства після виявлення проблеми в будь якій області зазвичай є реактивним, а не проактивним, і може не враховувати численні небезпеки або непередбачені наслідки дій. Наприклад, у США було прийнято законодавство щодо питної води у відповідь на спалах криптоспоридіозу у 1993 році, а також щодо градирень у Нью-Йорку у відповідь на спалах легіонельозу у 2015 році. Однак, у повідомленні про ризики явно бракує розгляду багатьох небезпек. Мета управління DWPI є спільною відповідальністю між комунальними підприємствами, менеджерами об'єктів та окремими особами. Однак, більшість доступних вказівок стосуються запобігання ризикам *Legionella spp.* за винятком інших питань якості води. Переваги обізнаності та наявності плану управління водними ресурсами не є остаточними, можливо, через різноманіття змісту плану та його виконання. Однак, нещодавнє дослідження показало, що 81% смертельних випадків від *L. pneumophila* сталося на підприємствах без плану управління водними ресурсами. Під час опитування лікарень Міннесоти більшість керівників будинків висловили зацікавленість в отриманні допомоги для створення плану управління водними ресурсами. Додаткові дослідження дозволять забезпечити ефективність таких планів [1].

Потенційним рішенням для підвищення обізнаності

та переходу до більш ефективних проактивних рішень, як-от створення планів управління водними ресурсами, може бути включення технічного обслуговування будинків водою до програм охорони здоров'я та страхування будівель. Цей підхід враховував би потенційну економію в майбутньому на витратах на охорону здоров'я (через зниження рівня інфікування) та судових зборах власників будівлі (через зниження відповідальності у разі інфікування). Ці плани можуть стимулювати запобіжні дії та навіть компенсувати енергетичні, інституційні витрати чи витрати на тестування, пов'язані з цими запобіжними діями.

Запропонований підхід [1].

DWPI можна розглядати протягом усього терміну служби будівлі, від проектування до щоденного обслуговування. Реалізація інженерних рішень вимагає багатьох неінженерних стратегій.

- Заохочення «мікробно-інформованого проекту» будівель через національні організації.

- Включення навчання щодо всіх DWPI у впровадження інженерних рішень, щоб архітектори, будівельники, власники будівель, менеджери та обслуговуючий персонал краще розуміли важливість роботи. Це може включати навчання орендарів будівлі особистим факторам ризику DWPI.

- Покращення комунікації/освіти в різних дисциплінах, наприклад, щодо експлуатації сантехніки або дизайну арматури серед неінженерних спільнот та врахування проблем громадського здоров'я інженерною спільнотою на етапі проектування.

- Заохочення страхування власників та орендарів будівель: контроль якості води в будівлі для стимулювання профілактичних дій.

- Включення раніше розроблених планів управління водними ресурсами при продажу будівель з вимогою

тестування води як елементу перевірки, щоб нові орендарі знали про потенційні проблеми та вирішували їх. Якщо тестування не потрібне, слід вимагати інформування щодо попередніх проблем з водою та тестування води, якщо воно не проводилося.

- Створення бази даних тестування будівель для всіх DWPI для узагальнення наявних даних та заохочення до розширення досліджень. Це може включати більш стандартизовану процедуру звітності щодо розміру будівлі, типу зразка та існуючих інженерних рішень.

- Включення оцінки ризику у дослідження реальних будівель, включаючи епідеміологічні дослідження спалахів.

Очевидно, що між DWPI існують ключові подібності: шляхи впливу схожі, а різні ніші в сантехнічних системах забезпечують ідеальні умови для росту, часто з однаковими температурними діапазонами для росту, повільним розмноженням і перевагами для життєздатності у фазі біоплівки. Однак, відмінності у фізіології DWPI та реакції на різні умови у системі водопостачання (наприклад, фактори резистентності, конкуренція) можуть призвести до різної сприйнятливості кожної DWPI серед окремих осіб і популяцій.

Найбільш досконало вивченим DWPI в багатьох галузях, безсумнівно, є *L. pneumophila*. Поінформованість про цей мікроорганізм і його інактивацію є позитивним кроком до покращення дизайну та експлуатації системи водопостачання та кращого захисту здоров'я мешканців. Ігнорування інших DWPI може призвести до небажаних наслідків і збільшити навантаження на систему охорони здоров'я. Стратегії зменшення *L. pneumophila*, як правило, можуть створювати умови, ідеальні для розмноження NTM. Увага до *L. pneumophila* сприяла розробці швидких і простих методів тестування у клінічній та екологічній сферах. Розуміння інших мікроорганізмів виграє від

аналогічного підходу, що може бути мотивовано фінансовими та законодавчими стимулами.

Зрештою, стратегії цілісного захисту населення від патогенів, здатних рости в питній воді, включатимуть розгляд усіх DWPI разом і в усіх дисциплінах. Наприклад, слід звітувати про більше захворювань, пов'язаних з DWPI, і паралельно досліджувати мікроорганізми в будівлях, щоб краще формувати моделі ризику. Єдине рішення щодо створення системи з «нульовим ризиком» неможливе, однак плідна співпраця та багаторазовий розгляд DWPI дозволять обґрунтовано збалансувати ризик і наслідки [1, 11].

Література

1. Tenets of a holistic approach to drinking water-associated pathogen research, management, and communication. C. Proctor et al. *Water Research*. 2022. V. 211. 117997.
2. Understanding microbial ecology to improve management of drinking water distribution systems. I. Douterelo et al. *WIREs. Water*. 2019. V. 6. P. e01325.
3. Drinking water microbiome project: is it time? N.M. Hull et al. *Trends Microbiol*. 2019. V. 27. P. 670-677.
4. Ashbolt N.J. Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. *Curr. Environ. Health Rep*. 2015. V. 2. P. 95-106.
5. Estimate of burden and direct healthcare cost of infectious waterborne disease in the United States. S.A. Collier et al. *Emerg. Infect. Dis*. 2021. V.27. P. 140-149.

6. Isolation of *Legionella pneumophila* by co-culture with local amoeba Canada. R. Dey et al. *Emerg. Infect. Dis. J. CDC*. 2019. V. 25.
7. Risk-based critical concentrations of *Legionella pneumophila* for indoor residential water uses. K.A. Hamilton et al. *Environ. Sci. Technol.* 2019. V.53. P. 4528-4541.
8. Drinking water quality and formation of biofilms in an office building during its first year of operation, a full scale study. J. Inkinen et al. *Water Res.* 2014. V. 49. P. 83-91.
9. Effect of heat shock on hot water plumbing microbiota and *Legionella pneumophila* control. J. P. Rhoads et al. *Microbiome*. 2018. V. 6.
10. Impact of water heater temperature setting and water use frequency on the building plumbing microbiome. P. Ji et al. *ISME J.* 2017. V. 11. P. 1318-1330.
11. Мокієнко А.В. Міждисциплінарна проблема водопостачання осіб з ослабленим імунітетом. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №1. С. 53-57.

ЛЕКЦІЯ 6 ГІДРОІНФОРМАТИКА

Вступ і передумови

Гідроінформатика була заснована 30 років тому як нова дисципліна, в якій комп'ютерне моделювання води поєднувалося з новими розробками інформаційних і комунікаційних технологій з метою впровадження нових кіберпідходів до водної інженерії, управління та підтримки прийняття рішень.

З самого початку гідроінформатика інтегрувала знання з соціальної та технічної областей для створення так званих кон'юнктивних знань з розумінням соціальних наслідків та соціальних змін у результаті нових технічних розробок. Соціальний і технічний характер водних проблем виникає внаслідок складності взаємопов'язаних явищ і великої кількості зацікавлених сторін та їхніх різноманітних потреб.

Еволюція досліджень та інновацій у гідроінформатиці добре задокументована в *Journal of Hydroinformatics*, який широко використовується міжнародним співтовариством для цієї мети. В останні роки дослідження інноваційних технологій, методів і моделей були зосереджені на (а) нових алгоритмах на основі штучного інтелекту, особливо для додатків у режимі реального часу, (б) нових датчиках, здатних поєднати надійність і низьку вартість, і (в) нових моделях розподілених обчислень або збільшеними обчислювальними можливостями нових процесорів.

У 2019 році опубліковані результати розробки алгоритму для виявлення несправностей у режимі реального часу в системі SCADA сучасної системи водопостачання (ВСС) в італійській альпійській долині [1]. Завдяки апаратній і аналітичній реалізації запропонований алгоритм порівнює дані та виділяє несправності датчиків за

допомогою аналізу залишків.

Mounce et al. (2019) описали новий генетичний алгоритм (GA) для оптимізації функцій належності (MF) нечіткої логіки (FL) для розробленого алгоритму керування [2]. Johns et al. (2019) [3] представили два інженерно-технічні гібридні еволюційні алгоритми (EA) для багатоцільового проектування водорозподільних мереж. Yang et al. (2019) [4] запропонували структуру отримання і прийняття високоякісних рішень на основі нової ефективної багатокритеріальної моделі (MCDM).

З метою розробки нових датчиків і стратегій моніторингу Shi et al. (2019) [5] повідомили про використання налаштованого масиву внутрішньотрубних оптоволоконних датчиків тиску для гідравлічного розділення перехідних хвиль і оцінки стану трубопроводу. Sambito et al. (2020) [6] запропонували нову адаптивну методологію для розміщення датчиків у міських дренажних системах з метою уникнення незаконного скидання забруднень. Badillo-Olvera et al. (2019) [7] запропонували нову техніку виявлення розриву та локалізації для трубопроводів під тиском на основі розширення алгоритму диференціальної еволюції (DE).

У галузі нових моделей, передових методів аналізу та обчислювальних стратегій Agliamzanov et al. (2019) [8] представили веб-платформу обчислень для гідрологічних програм, яка потребує лише веб-браузера для участі в розподілених обчислювальних проектах. Simone et al. (2019) [9] запропонували аналіз домену кількох реальних водорозподільних мереж (WDN) з використанням меж, щоб зафіксувати гідравлічну поведінку на основі структури мережі, а саме для розуміння ролі топологічних особливостей у емерентній гідравлічній поведінці. Marquez-Calvo, Solomatine (2019) [10] розглянули проблему надійної оптимізації та представили техніку під назвою надійна

оптимізація та ймовірнісний аналіз стійкості (ROPAR). Його було розроблено для пошуку надійних оптимальних рішень певного класу в задачах багатоцільової оптимізації (МОО) на основі моделі (тобто, коли цільова функція невідома аналітично), де деякі параметри або вхідні дані моделі є невпевненими.

Інноваційні технології в гідроінформатиці

Оскільки гідроінформатика спрямована на розробку нових методів і моделей на основі технологічних досягнень, далі буде описано п'ять відповідних прикладів, у яких доступність нових технологій використовувалася для вирішення проблем або покращення розуміння водних систем.

Автоматизоване виявлення проривів труб / витоків у водопровідних мережах

Витік води є серйозною проблемою для водопровідних служб у всьому світі. Незважаючи на всі попередні досягнення в розробці різних методів виявлення витоків, все ще існує потреба у підвищенні ефективності та надійності цих методів. Датчики тиску та потоку стають дедалі доступнішими, і багато комунальних підприємств пішли шляхом встановлення цих датчиків у водорозподільних мережах. Це є основою системи розпізнавання подій (ERS), яка була розроблена для виявлення розривів/витоків труб, а також інших подій, таких як різні збої обладнання. Дані датчиків обробляються майже в режимі реального часу, а спалахи та інші події виявляються за допомогою наступних ключових дій і пов'язаних методів штучного інтелекту:

(а) прогнозування очікуваних моделей сигналів

тиску/потокі за умови, що жодної події не відбулося (здійснюється за допомогою штучних нейронних мереж),

(b) збирання доказів того, що подія відбулася шляхом виявлення розбіжностей між прогнозами та вхідними спостереженнями (здійснюється за допомогою статистичного керування процесом),

(c) висновок про ймовірність того, що розрив / подія сталося в трубопровідній мережі (виконано з використанням байєсівських мереж). Сигнали тривоги виникають, коли ймовірність виявлення стає більшою, ніж деяке попередньо визначене порогове значення.

Елементи ERS, розроблені в ході наукового проекту, були вбудовані в систему комерційної водопровідної мережі (ERWAN).

ERWAN використовується великою британською водопровідною компанією з 2015 року. Система обробляє дані від понад 7000 датчиків тиску, які надходять кожні 15 хвилин. ERWAN здатний своєчасно та надійно виявляти сплески/витоки та інші події. Окрім виявлення, ERWAN може проактивно запобігати спалахам, виявляючи несправності обладнання, які часто передують цим подіям. Слід зауважити, що ERWAN не використовує гідравлічну або будь-яку іншу модель водопровідної мережі, тому вона дуже масштабована. Використання ERWAN призвело до багатьох переваг для водопровідної компанії, включаючи значну економію операційних витрат на сьогоднішній день і зменшення витоків. Усе це призвело до покращення обслуговування понад 7 мільйонів людей.

Подібні методи на основі машинного навчання були розроблені для виявлення забарвленої води у водорозподільних системах, прогнозування комбінованих переливів каналізації і закупорювання у каналізаційних системах, виявлення змін якості води на очисних спорудах та виявлення аномалій даних датчиків.

Оцінка стану каналізаційних колекторів на основі штучного інтелекту (ШІ)

Аналіз камер відеоспостереження є основним методом перевірки каналізації в усьому світі. Відеозаписи отримують шляхом встановлення відеокамери на пристрій для перевірки труб, який може керовано пересуватися по каналізації. Відеозаписи, зібрані таким чином, потім аналізуються навченими техніками на місці або в офісі з метою виявлення та анотування різних несправностей, таких як зсув швів, тріщини та сміття тощо. Це трудомісткий процес, у якому технічні працівники переглядають години запису камер відеоспостереження. Не дивно, що це часто призводить до непослідовно анотованих розломів і може призвести до відсутності важливих структурних розломів, що, у свою чергу, може призвести до серйозних поведень та/або інцидентів забруднення.

Нова технологія значною мірою автоматизує процес виявлення та класифікації несправностей каналізації [11, 12]. Нерухомі зображення спочатку беруться з проаналізованого відеозапису CCTV. Потім кожне зображення попередньо обробляється, зменшуючи його до рівномірної роздільної здатності та перетворюючи з кольорового на відтінки сірого. Потім виділення функцій використовується для подальшого спрощення зображення шляхом обчислення попередньо визначеного дескриптора ознак для обробленого зображення. Зазвичай це дескриптор GIST, який забезпечує високорівневе представлення важливого аспекту зображення. Однак гістограми дескрипторів орієнтованих градієнтів (HOG) виявилися настільки ж ефективними. Після ефективного перетворення проаналізованого зображення на послідовність чисел для виявлення та класифікації недоліків зображення

використовуються методи машинного навчання, наприклад Random Forest. Технологія виявлення несправностей була успішно протестована та перевірена на зображеннях камер відеоспостереження з Великобританії, Фінляндії та Австралії. Зараз ця технологія комерціалізується завдяки співпраці між Університетом Ексетера (під керівництвом професора Зорана Капелана), водопровідною компанією Великобританії та компанією з розробки технологій.

Інтелектуальні системи у водному секторі

Постійно зростаюча повсюдність датчиків навколишнього середовища призводить до збору щільних просторово-часових даних водним сектором для моніторингу, аналізу та передачі інформації про проблеми, пов'язані з водою. Штучний інтелект (ШІ) пропонує багато підходів і інтелектуальних рішень для генерації екологічних знань і комунікації для ефективного використання великих обсягів і багатовимірних даних особами, які приймають рішення, і зацікавленими сторонами. Інтелектуальні віртуальні помічники дозволяють миттєво генерувати знання з підібраних ресурсів даних, дозволяючи користувачам взаємодіяти за допомогою запитів природною мовою (Qiu et al., 2017) [13]. Інтелектуальні помічники працюють на основі комплексних онтологій домену, щоб зрозуміти динаміку та технічні концепції, як справжній експерт-людина (Sermet and Demir, 2021) [14]. Провідною ініціативою для спільної та консенсусної семантичної мережі є мережа відкритих знань (OKN), яку зацікавлені сторони можуть використовувати для створення інтелектуальних структур з інтерфейсами природної мови.

Інноваційним варіантом використання інтелектуальних систем у гідроінформатиці є Flood Expert, заснований на онтології механізм знань, з яким користувачі

можуть взаємодіяти природною мовою, щоб обчислити пряму відповідь на певне запитання, пов'язане з повеннями, із підібраних джерел інформації. Flood Expert, результат спільної дослідницької роботи під керівництвом професора Ібрагіма Деміра, покладається на інформаційно-орієнтовані онтології для розуміння екологічних і гідрологічних концепцій та їхніх взаємозв'язків. Ядро Flood Expert складається з модуля обробки природної мови та механізму логічного висновку для визначення наміру та результатів обчислення. Його можна інтегрувати в різні канали зв'язку, включаючи віртуальних персональних помічників (наприклад, Siri, Cortana, Google Assistant), розумні домашні пристрої (наприклад, Google Home, Amazon Echo), програми обміну повідомленнями (наприклад, Skype, Messenger, Slack), пристрої для занурення та веб-системи. Крім того, доступний веб-компонент з відкритим вихідним кодом для легкої та безпечної інтеграції розумних помічників (наприклад, Flood Expert) у будь-яку веб-платформу з доступним голосовим інтерфейсом користувача.

Оптимальне розташування датчиків

В останні десятиліття розвиток міні- та мікропромисловості в містах спричинив збільшення частоти забруднюючих скидів ксенобіотиків у дренажні системи. Такі забруднювачі зазвичай характеризуються низькою ефективністю видалення на міських очисних спорудах і вони можуть мати гострий або кумулятивний вплив на навколишнє середовище. Щоб полегшити раннє виявлення та ефективно стримування незаконних скидів, ця робота спрямована на розробку підходу підтримки прийняття рішень для розміщення датчиків якості води (Taroglou et al., 2020) [15]. В основному він базується на

використанні підтримки прийняття рішень на основі байєсівської мережі, яка є одним із основних підходів, що використовуються для машинного навчання. Цей підхід спеціально розглядає розчинні консервативні забруднювачі, такі як метали. Використовуючи байєсівський підхід, нова інформація, отримана в результаті аналізу, включається в підхід, що дозволяє оператору отримати уявлення про систему після виявлення та ідентифікації нових подій забруднення. Таким чином, це підходить для вирішення проблем, у яких спочатку дані є фрагментарними, і оператор планує вдосконалити стратегію моніторингу.

Для вирішення цієї проблеми потрібні два основні компоненти:

(а) калібрована модель для гідравлічного моделювання та моделювання якості води в каналізаційних системах, подібно до багатьох доступних на ринку або у вигляді додатків з відкритим кодом, і

(б) байєсівський розв'язувач для оцінки ймовірностей і оновлення ймовірності.

Байєсова мережа (BN) — це графічна структура, яка дозволяє представити невизначену область. Вузли є набором випадкових величин із домену. Набір спрямованих дуг з'єднує пари вузлів, які представляють прямі залежності між змінними.

Існує принаймні три різні форми невизначеності, з якими інтелектуальна система має впоратися: (а) незнання, яке є наслідком неповного знання процесу, (б) фізична випадковість або індетермінізм, що є наслідком неповного розуміння його регулюючих законів та (в) нечіткість, яка зумовлена неоднозначним тлумаченням процесу. Підхід, розроблений дослідниками під керівництвом професора Габріеле Френі, дозволяє оцінити невизначеність і врахувати її при визначенні найкращого розташування датчиків. Дані, зібрані з використанням оновлених місць,

можна згодом використовувати для повторного визначення невизначеностей і подальшого уточнення розташування датчика.

Віртуальна та доповнена реальність у гідронауковій освіті

Величезні обсяги екологічних, гідрологічних та економічних даних створюють проблеми для передачі та перетворення цих даних у практичні знання для управління водними ресурсами та планування катастроф. Традиційних методів візуалізації та взаємодії з геопросторовими даними недостатньо, оскільки розсіяний характер ресурсів і типів даних дозволяє створити загальну картину лише тоді, коли асоціації подій і дій представлені разом. Програми віртуальної та доповненої реальності дозволяють ефективно передавати масивні дані про навколишнє середовище із захоплюючими візуалізаціями та реалістичним моделюванням для гідрологічного планування та оцінки екстремальних подій [16-18]. У поєднанні з інтелектуальними системами та штучним інтелектом ці технології створюють екологічні інформаційні системи нового покоління для прийняття рішень та навчання. Імерсивне симуляційне середовище може підтримувати оцінку сценаріїв катастроф і стратегій управління водними ресурсами спільно з різних фізичних місць і надавати людям можливість брати участь у кругообігу води (наприклад, забруднення, споживання, розподіл, політика) з соціально-гідрологічної точки зору. Вони дають можливість вивчити ланцюгові реакції, викликані екстремальними подіями та втручанням людини, за допомогою передової динаміки на основі фізики. Спеціалісти швидкого реагування та обслуговуючий персонал можуть використовувати ці програми як

навчальний інструмент, щоб краще технічно та психологічно підготувати їх до екстремальних подій.

Останніми прикладами доповненої реальності (AR) і віртуальної реальності (VR) у гідроінформації є VR проти повені, які є голосовими інтерактивними програмами для підготовки до катастроф і керування ними за допомогою доповненої та віртуальної реальності. Flood action VR (рис. 4) — це тривимірне ігрове середовище, створене з даними про погоду, стихійні лиха та географічними даними, яке дозволяє користувачам виконувати певні завдання (наприклад, втечу, порятунок, транспортування) під час сильної повені, симульованої для реального місця. Додаток оснащено Flood Expert для взаємодії природної мови та пошуку інформації. HoloFlood — це голографічний інструмент підтримки прийняття рішень, який моделює історичні, поточні або прогнозовані сценарії повені для певного місця у вигляді голограми, надаючи при цьому оцінки економічних збитків для конкретної власності та вразливого населення. Обидва додатки можуть використовувати особи, які приймають рішення, служби реагування на надзвичайні ситуації, науковці та зацікавлені сторони для підвищення обізнаності, навчання персоналу, навчання громадськості та полегшення прийняття рішень у спільній та відтворюваній манері.

Погляд на майбутнє

Нові технології, пов'язані як з апаратним, так і з програмним забезпеченням роблять значний внесок у нові рішення старих проблем, таких як пом'якшення повеней, технічне обслуговування систем водопостачання, визначення місць витоку та проникнення забруднюючих речовин. Наявність дешевих і надійних датчиків, а також доступність вищих обчислювальних ресурсів дозволяє

прийняти методи машинного навчання у кількох секторах промисловості та надання послуг. Ця тенденція продовжуватиме змінювати водний сектор, надаючи менеджерам все більш повне бачення своїх систем і дозволяючи негайно вживати заходів, коли робочі умови не є оптимальними. Ця нова поширена технологія вироблятиме інтелектуальні датчики (включаючи пристрої моніторингу та алгоритми аналізу), здатні не лише надавати надійні дані, але й комплексно оцінювати продуктивність системи [19, 20].

Література

1. Fellini S., Vesipa R., Boano F., Ridolfi L. Fault detection in level and flow rate sensors for safe and performant remotecontrol in a water supply system. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. V. 22(1). P. 132-147.
2. Optimisation of a fuzzy logic-based local real-time control system for mitigation of sewer flooding using genetic algorithms. S.R. Mounce et al. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. jh2019058.
3. Johns M.B., Keedwell E., Savic D. Knowledge-based multi-objective genetic algorithms for the design of water distribution networks. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. jh2019106.
4. The improved multi-criteria decision-making model for multi-objective operation in a complex reservoir system. Z. Yang et al. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. V. 21(5). P. 851-874.
5. Wave separation and pipeline condition assessment using in-pipe fibre optic pressure sensors. H. Shi et al. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. V.21(2). P. 371-379.
6. Sambito M., Di Cristo C., Freni G., Leopardi A. Optimal water quality sensor positioning in urban drainage

- systems for illicit intrusion identification. *Journal of Hydroinformatics*. 2020. V. 22 (1). P. 46-60.
7. Badillo-Olvera A., Perez-Gonzalez A., Begovich O., Ruiz-Leon J. Burst detection and localization in water pipelines based on an extended differential evolution algorithm. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. V. 21(4). P. 593-606.
 8. Agliamzanov R., Sit M., Demir I. . Hydrology@Home: a distributed volunteer computing framework for hydrological research and applications. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. jh2019170.
 9. Simone A., Ciliberti F. G., Laucelli D. B., Berardi L., Giustolisi O. Edge betweenness for water distribution networks domain analysis. *Journal of Hydroinformatics*. 2020. V. 22(1). P. 121-131.
 10. Marquez-Calvo O. O., Solomatine D. P. Approach to robust multi-objective optimization and probabilistic analysis: the ROPAR algorithm. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. V. 21(3). P. 427-440.
 11. Myrans J., Everson R., Kapelan Z. Automated detection of fault types in CCTV surveys. *Journal of Hydroinformatics*. 2019. V. 21(1). P. 153-163.
 12. Myrans J., Kapelan Z., Everson R. Automated detection of faults in sewers using CCTV image sequences, *Automation in Construction*. 2018. V. 95. P. 64-71.
 13. Qiu L., Du Z., Zhu Q., Fan Y. An integrated flood management system based on linking environmental models and disaster-related data. *Environmental Modelling & Software*. 2017. V. 91. P. 111-126.
 14. Sermet Y., Demir I. A semantic web framework for automated smart assistants: a case study for public health. *Big Data and Cognitive Computing*. 2021. V. 5(4). 57.
 15. Tapoglou E., Varouchakis E. A., Trichakis I. C., Karatzas

- G. P. Hydraulic head uncertainty estimations of a complex artificial intelligence model using multiple methodologies. *Journal of Hydroinformatics*. 2020. V.22(1). P. 205-218.
16. Communicating hurricane risk with virtual reality: a pilot project. J. Bernhardt et al. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 2019.
 17. Flood risk management in sponge cities: The role of integrated simulation and 3D visualization. C. Wang et al. *International Journal of Disaster Risk Reduction*. 2019. 101139.
 18. Sermet Y., Demir I. GeospatialVR: a web-based virtual reality framework for collaborative environmental simulations. *Computers & Geosciences*. 2022. V. 159. 105010.
 19. Kapelan Z., Demir I., Freni G. Hydroinformatics. Hydroinformatics Specialist Group. P. 2-7. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups*. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
 20. Мокієнко А.В. Гідроінформатика. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №2. С. 48-54.

ЛЕКЦІЯ 7

ТЕНДЕНЦІЇ В ПРИЛАДОБУДУВАННІ, КОНТРОЛІ ТА

АВТОМАТИЗАЦІЇ ДЛЯ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА

Вступ

Група спеціалістів контрольно-вимірювальних приладів, контролю та автоматизації (ІСА) — це міжнародний форум обміну знаннями, методологіями та досвідом з усіх аспектів ІСА для систем водопостачання та водовідведення. ІСА прагне надати інструменти моніторингу, зв'язку, аналізу даних і контролю, необхідні для роботи з поточними та майбутніми технологічними інноваціями для водопостачання та водовідведення.

ІСА стає все більш повсюдним у водній промисловості і може забезпечити абсолютно новий рівень водопостачання з вищими можливостями, продуктивністю, стійкістю та надійністю. Кінцеві цілі ІСА полягають не тільки в тому, щоб підтримувати працездатність галузевих активів і відповідати вимогам до продукції, наприклад, щодо якості стоків, але й робити це ефективно та результативно, збалансовуючи інвестиційні та експлуатаційні витрати, надійність, якість та турботу про навколишнє середовище в оптимальній роботі з використанням відповідної технології (IWA, 2016) [1].

ІСА була в центрі уваги IWA та її попередників з 1970-х років. Ранні розробки передбачали вивчення контролю процесів аерації, включаючи використання датчиків розчиненого кисню. Починаючи з 1970-х років спільнота ІСА уважно стежила за проблемами галузі, включаючи розробку приладів і засобів контролю для видалення поживних речовин, виявлення витоків і локалізації. Останні досягнення в Інтернеті речей (IoT), цифрова трансформація галузі та широке використання пристроїв і додатків сприяють швидким змінам. З експоненціальним зростанням створення та доступності

даних потенціал і проблеми, пов'язані з ІСА, є більшими, ніж будь-коли.

Ключова термінологія

Що ми розуміємо під ІСА? Прилади варіюються від простих датчиків моніторингу до складних онлайн-аналізаторів. Контроль означає або переведення процесу з одного стану в інший, або підтримку його на встановленому рівні. Це може бути досягнуто за допомогою одноконтурних контролерів для керування окремими одиничними процесами або більш просунутих систем керування, заснованих на комбінації різних контурів керування, або за допомогою багатопараметричних контролерів. Автоматизація включає в себе аналіз і очищення сигналів, алгоритми виявлення, системи підтримки оператора для прийняття рішень, передачу даних від приладів до системи керування, алгоритми керування, моделювання установки як посібник для оператора та, звичайно, інтерфейс і спілкування з кінцевим користувачем.

Нова термінологія, така як IoT, машинне навчання та розумні мережі, нещодавно стала популярною у сфері ІСА та значно зросла протягом останнього десятиліття. IoT включає підключення фізичних речей до Інтернету, що забезпечує обмін даними на основі недорогих датчиків і бездротового зв'язку з низьким енергоспоживанням (тобто вузькосмуговий IoT (NB-IoT), глобальна мережа великого радіусу дії (LoRaWAN)). IoT — це нова колекція технологій, яка, як очікується, матиме великий вплив на майбутнє ІСА у міських системах водопостачання та водовідведення.

Машинне навчання (ML) вважається підмножиною штучного інтелекту (AI). Зокрема, ML — це галузь статистичних досліджень для навчання обчислювальних алгоритмів, які розділяють, сортують і перетворюють

набори даних, щоб максимізувати здатність класифікувати, прогнозувати, кластеризувати або виявляти шаблони. ML і інтелектуальні або засновані на знаннях системи підтримки прийняття рішень є потужними інструментами, які допомагають і підтримують операторів у визначенні оптимальних умов роботи для існуючих систем водопостачання та водовідведення. Такі додатки, як цифрові близнюки, використовуються, щоб допомогти одночасно передбачити оптимальний дизайн і роботу майбутніх і існуючих систем; і розумні мережі використовуються для надання даних у реальному часі для різних цілей.

Існуючі знання про ІСА

В даний час ІСА застосовується в міських і сільських водопровідних системах на джерелах водозабору, станціях очищення питної води (DWTP), водорозподільних мережах, каналізаційних мережах і спорудах відновлення водних ресурсів (WRRF).

ВСА в системах водопостачання

Використання контролю на основі стратегій прямого зв'язку, зворотного зв'язку та прогнозування в різних установках DWTP покращує якість води та знижує експлуатаційні витрати. Типові контури включають, наприклад, контроль дозування реагентів для процесів коагуляції та ультрафільтрації, а також контроль рівня та потоку. У системах розподілу води інтелектуальні мережеві технології керування роботою насосів майже в реальному часі, були широко досліджені та вже реалізовані в повномасштабних прикладах. Сьогодні широко поширені такі технології, як ультразвукові та електромагнітні витратоміри, а також витратоміри, які можна вставляти

безпосередньо в трубу, тоді як нові розробки з'явилися навколо безконтактних вимірювачів швидкості. Виявлення витоків за допомогою постійних сенсорних мереж є багатообіцяючим підходом, який застосовувався в кількох великих містах, але є відкриті дослідницькі області для оптимізації. Був досягнутий значний прогрес у виявленні, перевірці та реагуванні на аномалії якості води у системах водопостачання за програмами спостереження та реагування (SRS) Агентства з охорони навколишнього середовища США. Програми SRS інтегрують численні розрізнені потоки даних, такі як скарги клієнтів, онлайн-моніторинг якості води, здоров'я населення, порушення безпеки та потужну архітектуру бізнес-аналітики, щоб забезпечити просторове розпізнавання та перевірку системних проблем.

Нарешті, відбулися прогресивні інновації в сенсорних технологіях взаємодії з пристроями, включаючи зв'язок ближнього поля (NFC) і Bluetooth, а також використання мобільних додатків для взаємодії. Також відбулася можлива розробка зв'язку з віддаленим перетворювачем з адресною магістраллю (HART) як основного інструменту перевірки.

ІСА в каналізації

ІСА була застосована до каналізаційних мереж від гідравліки до процесів біологічної та хімічної обробки. Технології варіюються від звичайних систем керування, які зазвичай орієнтовані на одиничний процес, до зростаючої тенденції систем керування, які розглядають кілька одиниць на підприємстві для досягнення загального керування підприємством і, у деяких випадках, для керування всією системою очищення та транспортування стічних вод. Мета контролю полягає в тому, щоб підвищити ефективність

очищення, що призведе до покращення якості стоків і зменшення споживання енергії та реагентів.

Об'єднані каналізаційні агентства включають численні датчики потоку, рівня, погоди з аналітикою даних і інструментами візуалізації, щоб надати розуміння для зменшення кількості комбінованих каналізаційних переливів (CSO), що скидаються в навколишнє середовище. Датчики якості води використовуються в поєднанні з моделями каналізації та аналітикою даних. Це надає розуміння забруднюючих речовин, що скидаються в систему збору, які можуть бути шкідливими для очисних споруд, розташованих нижче. Ця інформація використовується для ідентифікації незаконного скиду, а також для перенаправлення потоків перед очищенням.

Використання ІСА для покращення здатності систем стічних вод справлятися зі збільшенням навантаження також привернуло значну увагу в останнє десятиліття. З супутніми вдосконаленнями обчислювальної техніки та інструментарію існує цікава тенденція до інтелектуальних датчиків із кількома детекторами та можливостями передачі, які можна розмістити будь-де в процесі. Інтегрований контроль зараз досягається в повномасштабних додатках, і повідомляється про методи дослідження, щоб зробити їх «розумними». Зміна парадигми до відновлення ресурсів також призводить до розробки нових процесів. Можливе суттєве збільшення складності завдяки сильній взаємодії між різними технологічними одиницями, що одночасно створює проблеми та створює можливості для ІСА.

Загальні тенденції та виклики

Нещодавнє опитування членів групи спеціалістів ІСА показало діапазон тем, які цікавлять її членів. Багато з цих гарячих тем взаємопов'язані і неминуче виникають під час глибоких обговорень інших тем. Найбільш актуальними є наступні.

Прогнозно-коригуюча автоматизована робота та оптимізація процесів

Для переходу до більш енергоефективних і рентабельних процесів необхідні посиленій автоматизований контроль і оптимізація існуючих об'єктів. У той час як коригувальний автоматизований контроль комерційно доступний для окремих процесів одиниці, прогнозні системи нагляду, які застосовують принципи моделювання та порівняльного аналізу, все ще потребують повномасштабного впровадження та перевірки.

Що стосується прогнозного автоматизованого керування та оптимізації, методи штучного інтелекту є потужним інструментом для вирішення проблем екологічної інженерії. Прогнозні системи нагляду на основі штучного інтелекту (наприклад, штучна нейронна мережа, нечітка логіка, генетичне програмування, модельні дерева, опорна векторна машина та рій частинок) підтримують операторів установок для підвищення надійності процесу. Крім того, ці підходи надають можливості для вирішення складних невизначених, інтерактивних та динамічних проблем. Крім того, додаткові економічні та екологічні вигоди можуть бути отримані від більш тісної інтеграції як планування, так і прогнозного наглядового контролю для прийняття оптимальних рішень. Традиційне прийняття рішень є ієрархічним, заснованим на багатоваріантному наглядовому керуванні, що встановлює задані значення рівня регуляторного керування протягом часових

горизонтів, головним чином залежно від часу відгуку процесу. Тим не менш, системи планування обчислюють і реалізують робочі рішення в різних часових горизонтах від днів/тижнів до хвилин/секунд. Отже, розрахунки планування забезпечують цільові показники не обов'язково у формі контрольних значень для наглядового рівня.

Комунікації у водному господарстві

Комунікації швидко змінюються з останніми подіями. Індустрія рухається до цифрової трансформації, а це означає, що кількість даних значно розширить пропускну здатність комунікаційних мереж. Однією з поширених сьогодні технологій є IoT, яка базується на передачі даних з відносно низькою потужністю, невеликим обсягом даних і перевагами та недоліками залежно від програми. І NB-IoT, і LoRaWAN використовуються в інтелектуальних лічильниках та інших пристроях IoT і дуже успішні. NB-IoT застосовний для використання в інтелектуальних побутових лічильників води, оскільки потреби в передачі даних низькі, радіус дії великий, а споживання енергії низьке, що означає подовжений термін служби батареї та зменшує витрати на обслуговування.

Цей підхід був випробуваний компаніями у Сполученому Королівстві і він розглядається як попередник набагато ширшого розгортання розумної води. LoRaWAN використовувався на очисних роботах у системах стічних вод для забезпечення зв'язку на місці, де вимоги до пропускну здатності не знижують технологію.

З іншого боку, поява мобільного зв'язку 5G на ринку зв'язку означає, що промислові додатки із великою кількістю даних можуть використовувати його, створюючи потенціал для використання доповненої реальності (AR) і картографування ГІС у польових операціях із потенціалом

для віддаленої допомоги.

Моделювання якості води

Ключовим кроком в управлінні якістю води є збір і обробка даних. Моніторинг є дорогим і трудомістким і охоплює більшу частину водного циклу. Дані мають геопросторову та часову складову та включають потоки та фізико-хімічні параметри. Подальші проблеми включають відбір біологічних проб (наприклад, фекальні індикаторні організми FIO) і зростаючий список забруднювачів, тобто пластик, перфтороктансульфонат (PFOS), перфтороктанова кислота (PFO) та інші мікрозабруднювачі. Обслуговування обладнання потребує ресурсів. Витратоміри у віддалених районах схильні до замулення та засмічення. Для інших хімічних речовин, таких як FIO, кампанії відбору проб охоплюють лише води для купання влітку.

Моделювання є додатковим інструментом для управління та прийняття рішень. У Великій Британії середовище моделювання розподілу джерел ГІС (SAGIS) використовується для розподілу надходжень хімічних речовин у річки та озера з вищезгаданих джерел. Це можливо завдяки великій базі даних моніторингу якості води. Проте симуляції ефективні настільки, наскільки якісні зібрані дані. Щоб впоратися з невизначеністю, кожна точка даних пов'язана зі ступенем «довіри». Коли даних не вистачає, набори даних покращуються за допомогою різних методів, таких як ретроспективне вимірювання потоку на основі моделей стоку та даних про кількість опадів.

Системи підтримки прийняття рішень (DSS)

DSS визначаються як обчислювальні системи, які допомагають особам, що приймають рішення, у процесі вибору альтернатив або дій. Наразі більшість DSS є інтелектуальними інформаційними системами, здатними інтегрувати математичні та статистичні методи з методами ШІ, геоінформаційними системами та онтологіями навколишнього середовища. DSS може одночасно керувати числовими даними та якісними знаннями, а також включати просторові та часові виміри. Таким чином, DSS є кваліфікованими інструментами, які допомагають скоротити час, необхідний для прийняття рішень у складних системах, і покращити їх послідовність і якість.

DSS вже є реальністю в повсякденній роботі багатьох водопровідних підприємств і органів влади в усьому світі. За останнє десятиліття DSS еволюціонувала від академічної концепції та прототипу до реального продукту, здатного вирішувати поточні проблеми управління водними ресурсами. Сучасні DSS включають успішні програми, що підтримують різні процеси прийняття рішень, від рівнів планування та проектування до розширеного моніторингу, контролю та оптимізації природних або міських систем водопостачання. Очікується, що в найближчі роки DSS відіграватиме важливу роль у необхідній новій парадигмі, тобто на крок далі, від циклічного управління водними ресурсами до здоровіших, стійкіших і справедливіших суспільств.

Виклики

Сьогодні водний сектор інтенсивно інвестує у встановлення великих сенсорних мереж уздовж міського та природного водного циклу. Це значною мірою викликано величезними можливостями, пов'язаними з навчанням на основі великих і безперервних потоків даних датчиків і

появою ефективного обчислювального обладнання. Однак, існує декілька викликів, унікальних для водного сектору, які необхідно вирішити, щоб продовжувати оптимізувати та допомогти цим системам розвиватися. Вони полягають у наступному.

1. Багато змінних, які є ключовими для оптимізації процесу, наприклад мікробну активність, сьогодні не можна виміряти безпосередньо, і її необхідно зробити на основі поєднання знань про предметну область і непрямих вимірювань за допомогою таких інструментів, як м'які датчики. Розробка надійного апаратного забезпечення для вимірювання змінних, що представляють інтерес (наприклад, мікрозабруднювачі, склад мікробного співтовариства та наявність інвазивних видів), також має бути пріоритетом. Ще однією проблемою з приладами є суворі критерії викидів для WRRF (Water Resource Recovery Facility-споруда для відновлення водних ресурсів), які становлять проблему під час вимірювання, наприклад, фосфору та азоту в низьких концентраціях.

2. Вода є дуже жорстким середовищем для електронних приладів, включаючи насоси, клапани та датчики. Таким чином, традиційне проектування та оптимізація зосереджені на надійному апаратному забезпеченні та роботі, що, у свою чергу, призводить до негнучких рішень із тривалим періодом окупності, низькою стійкістю до зміни клімату та сильною динамікою змін населення в міському середовищі. Розробка ефективних планів технічного обслуговування приладів буде критично важливою для ІСА, щоб сприяти, як і очікувалося, фінансовій стійкості та стабільності міських систем водопостачання.

3. Наразі велика частина доступних даних зберігається в ізольованих базах даних, якими керують різні органи. Наприклад, дані каналізації зберігаються окремо та

в різних форматах. Крім того, через відсутність аналітичних інструментів і навченого персоналу комунальні служби, як правило, обробляють лише приблизно 10% даних, які вони збирають. Таким чином, ефективне управління на основі даних вимагає, щоб історично ізольовані джерела даних могли бути підключені одне до одного. Однак ці з'єднання мають здійснюватися таким чином, щоб захистити права на конфіденційність і критично важливу для безпеки інфраструктуру від випадкових збоїв або кіберзлочинної діяльності, дотримуючись етичних принципів і стандартів.

4. Оскільки даних стає все більше, для їх обробки розробляються нові передові цифрові інструменти. Надзвичайно важливо, щоб галузеві організації співпрацювали з комунальними службами, університетами та технологічними компаніями для виділення ресурсів на створення відповідних стандартів обслуговування та оновлення цих цифрових інструментів, тобто контролю джерела, модульного тестування та документації коду. Використання відкритої архітектури дозволить цьому типу співпраці бути більш успішним, на відміну від власних систем, які обмежують можливості зовнішніх груп щодо вдосконалення. Нарешті, зараз існує дефіцит кваліфікованих спеціалістів та інженерів із обробки даних якості води. Це має бути пріоритетом в університетах для вдосконалення своїх навчальних програм.

Висновки та програма досліджень або розробок

Сьогодні в галузі починається перехід до можливої цифрової трансформації, що робить роль ІСА дедалі важливішою. Зростаючий обсяг даних стає викликом для галузі, включаючи необхідність розвитку аналітики даних та інформації.

До цього додаються проблеми визначення доступної

технології для вирішення проблем, з якими стикається водна промисловість, тобто підбору технології до застосування. Що стосується досліджень, розробок та інновацій в рамках ІСА, існує ряд сфер, які потребують уваги.

Яку існуючу технологію ІСА має водна промисловість для вирішення промислових завдань?

Яка прогалина в доступній технології призведе до потреб у дослідженнях і розробках, а також до розробки нових сенсорних систем для усунення наявних прогалин?

Які комунікаційні прогалини існують і як галузь може їх усунути?

Які інші комунікаційні програми та проблеми існують у галузі та як їх можна вирішити?

Індустрія швидко рухається до методів візуалізації даних і аналітики, але вони потребують значного подальшого розвитку. Є досвід в академічному середовищі; однак це не особливо поширюється в основну індустрію. Незважаючи на рух до цифрової трансформації, деякі основи в галузі залишаються проблемою, наприклад базові методи встановлення та обслуговування. Для цього в галузі потрібні дослідження та розробка належної практики, а також більш ефективного використання систем ІСА для реалізації переваг.

Потрібні додаткові дослідження та розробки щодо практичних аспектів систем ІСА та того, як ці системи можуть ефективно працювати. Наприклад, спостерігається збільшення кількості сенсорних систем для візуалізації мережі збору, але наразі недостатньо відомо, як працюють ці системи [2, 3].

Література

1. IWA. Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A Compendium of Hot Topics and Features from IWA Specialist Groups. 2016.
2. Trends in instrumentation, control and automation for the water industry. J. A. Baeza et al. ICA Specialist Group. P. 8-12. In Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
3. Мокієнко А.В. Тенденції в приладобудуванні, контролі та автоматизації для водного господарства. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №2. С. 55-60.

ЛЕКЦІЯ 8

ПЕРІОДИЧНЕ ВОДОПОСТАЧАННЯ ЯК ВИКЛИК

ПОКРАЩЕННЮ ОБСЛУГОВУВАННЯ СПОЖИВАЧІВ

Вступ

Реальність періодичного водопостачання (IWS) була очевидною в багатьох країнах, особливо в країнах з низьким і середнім рівнем доходу (LMIC). Було підраховано, що лише 52% населення світу має доступ до водопроводу в приміщеннях, з яких 35% мають IWS, переважно в країнах LMIC (Kaminsky and Kumpel, 2018) [1].

IWS призводить до спадної спіралі самозабезпечення: посилення урбанізації призводить до збільшення попиту на воду, що змушує відповідне розширення водопровідної мережі. Це часто здійснюється без гарантованої продуктивності подачі води і впливає на якість обслуговування споживачів, заохочуючи більш привілейованих споживачів приватно інвестувати у збільшення постачання, тоді як більшість населення стикається з недостатнім і ненадійним постачанням. Ці обставини, природно, призводять до низької готовності платити за послуги і, отже, зменшують дохід, який збирають водоканали. Крім того, нещодавно розширені мережі часто виконуються без забезпечення гідравлічної цілісності та без застосування рекомендованих проектних та експлуатаційних стандартів. Це посилює прямий вплив переривчастої роботи на мережеву інфраструктуру та призводить до швидкого погіршення роботи мереж через витoki, дефіцит постачання та необхідність обслуговування мереж, що вийшли з ладу. Зрештою, переривчасте постачання призводить до погіршення стану мережі, збільшення витоків і недоотриманої води.

Завдяки цій низхідній спіралі комунальні підприємства все частіше вдаються до періодичного постачання, часто з меншою кількістю та коротшими

чергуваннями поставок. Для операторів водопостачання, які працюють у цих умовах, ідея відновлення після IWS стає важкою метою, на яку можна сподіватися чи прагнути. Це представляє чітке завдання розробки життєздатних та ефективних підходів до операторів водопостачання щодо того, як повернути контроль і повернути назад низхідну спіраль IWS.

Визначення IWS

IWS — це спосіб дій, коли постачання води припиняється, як правило, по черзі, з наміром зберегти обмежені ресурси. Відбувається тоді, коли фактичний запас, тобто різниця між наявними запасами та попитом у воді, значно менший, ніж проектний запас. Переривчаста подача не завжди регулюється і може статися, коли робочий резервуар порожній. Рівень IWS буде залежати від ступеня цього дефіциту. IWS зазвичай має форму чергування поставок у різні райони, щоб обмеження поширювалося на всіх споживачів, хоча зазвичай організують постачання критично важливих споживачів, таких як лікарні, у будь-який час. Також часто зони повністю відключаються. Повторне спорожнення та наповнення системи викликає серйозні проблеми з розривами і витокami через коливання тиску кожного разу, коли система перезаповнюється. Таким чином, до певної міри це самопровал. Рекомендується уникати повного відключення, якщо це можливо, і підтримувати мінімальний тиск у системі.

Існуючі знання про IWS

Небезпечні наслідки IWS були добре встановлені через численні джерела висновків і з багатьох дисциплін.

Оперативна ефективність

Експлуатація мереж під IWS призводить до різноманітних операційних проблем, які знижують ефективність розподілу та використання води, як з боку водопровідних підприємств, так і споживачів (Klingel, 2012; Totsuka et al., 2014) [2,3]. Всупереч наміру збільшити водні ресурси, який спонукає комунальні послуги спочатку спробувати IWS, було визнано, що IWS призводить до більших втрат води. З боку споживача, порівняно з безперервним постачанням, постачання води за умов IWS призводить до надмірного споживання, оскільки збережена вода має тенденцію викидатися споживачами, коли надходить новий запас. Крім того, приватні резервуари для зберігання часто переповнюються, а крани, які залишаються відкритими, призводять до неконтрольованої втрати води (Laspidou et al., 2017) [4]. З боку комунального підприємства робота IWS призводить до неефективного управління попитом і пропозицією, при цьому неточні лічильники споживачів пошкоджуються частим спорожненням і наповненням мережі та подальшим вакуумом і надмірним повітрям у трубі (Criminisi та ін., 2009) [5].

Більше того, IWS призводить до неефективної роботи з прямим фінансовим тягарем для підприємств водопостачання. Це включає зниження доходу через зменшення продажів води та готовності платити, а також додаткові витрати на персонал, необхідний для частого відкривання та закриття клапанів і проведення збільшеної необхідної кількості аварійних ремонтів (Jayaramu and Kumar, 2014) [6].

Якість води та здоров'я

Показано, що робота водопровідних мереж під IWS створює суттєву небезпеку для здоров'я через проникнення забруднення в розриви мережі та зворотні потоки, що виникають під час частих подій спорожнення мережі в кінці кожного режиму постачання (Kumpel and Nelson, 2014) [7]. Показано, що бактеріологічна якість води при періодичному режимі водопостачання значно нижча, ніж при безперервному. Підтримання тиску в мережі при безперервному постачанні усуває ризик бактеріального зараження в розподільній мережі. З іншого боку, важко підтримувати належний рівень хлорування в мережі через суттєві зміни гідравлічних умов із повторним спорожненням і наповненням мережі, на додаток до частих періодів високої оксигенації аеробних бактерій під час IWS (Lapidou та ін., 2017) [4].

Довговічність

Експлуатація водопровідної мережі під IWS збільшує швидкість зношування і збільшення кількості проривів труб, що призводить до підвищення рівня витоків (Agathokleous and Christodoulou, 2016; Agathokleous et al., 2017) [8, 9].

Топографія та компоненти водопровідної мережі розроблені для роботи в умовах високого тиску. Раптова зміна потоків і тисків під IWS, а також повторювані сухі та вологі умови прискорюють зношення трубопроводної мережі, а також лічильників води. Крім того, виявлення та усунення витоків стає надзвичайно складним, оскільки низький і мінливий тиск робить виявлення та контроль витоку майже неможливим.

Суспільна вартість

Експлуатація водопровідної мережі за IWS означає коротший і незручний час постачання, а також часто означає меншу доступну кількість. Тому споживачі змушені шукати альтернативні джерела води (Burt and Ray, 2014) [10]. У більшості випадків споживачі оплачують високі витрати на додаткові об'єкти, такі як приватні резервуари для зберігання, насоси, побутові очисні споруди та придбання цистерн для води. Цей ефект відчувається по-різному залежно від місця розташування споживача. Споживачі, які розташовані найдалше від точок постачання, і ті, що знаходяться на високих місцях, часто отримують менше води, ніж споживачі, розташовані ближче до джерела та розташовані на нижчих висотах. Більше того, тим, хто не може дозволити собі оплатити витрати, доведеться іноді подорожувати на великі відстані та вночі до громадських кранів, щоб отримати невелику кількість води (Laspidou et al., 2017) [4].

Загальні тенденції

Останнє десятиліття стало свідком збільшення кількості ініціатив щодо вирішення проблеми IWS у більш широкому спектрі діяльності. Нижче наведено підсумок основних тенденцій.

Дорожні карти переходу від IWS до безперервного водопостачання

Дорожні карти для переходу від IWS є цінним інструментом для змін. Дорожні карти можна намалювати, щоб розглянути ширший масштаб вирішення проблем цілісності води на галузевому рівні. Такі дорожні карти будуть зосереджені на альтернативних та ефективних

водних та енергетичних ресурсах, покращенні магістралей та накопичувальних потужностей, ефективності використання води, охопленні та обізнаності споживачів, а також реформі тарифів. Дорожні карти також можуть бути складені для детального переходу розподільчих мереж від IWS до безперервного постачання. Такі дорожні карти будуть зосереджені на гідравлічній оптимізації, застосуванні технологій контролю та моніторингу мережі, оцінці водного балансу під час переходу, а також інспекції та технічному обслуговуванні мережі (Charalambous та ін., 2019) [11].

Використання результативних контрактів

Встановлюючи збільшений час постачання як ключовий результат проекту, контракти на ефективність у країнах, що розвиваються, можуть зосередитися на досягненні кінця IWS. Опитування клієнтів можуть допомогти забезпечити досягнення; однак технології моніторингу прямого потоку та тиску можуть стати економічно ефективною альтернативою. Таку саму концепцію можна застосувати, коли комунальні підприємства отримують пряме фінансування з метою покращення послуг, де параметри ефективності можуть подаватись на комунальне підприємство замість приватного підрядника.

Створення демонстраційних територій переходу на безперервне постачання.

Успішні пілотні райони можуть стати значним активом для вирішення потреби у демонстрації можливості переходу від IWS. Невеликі пілотні райони виграють від встановлення незначних вимог до поточного стану

постачання, одночасно вирішуючи широкий спектр технічних і соціальних проблем, які зіткнуться з ширшим переходом. Іншою перевагою успішних пілотних демонстрацій є аналіз загального попиту на воду до і після переходу, який може показати зниження попиту і зменшення витоків (Charalambous and Shafei, 2019).

Оцінка втрат води

Існує тісний зв'язок між переривчастою подачею та втратою води. Потік тиску порушує структурну цілісність мережі. Завдяки IWS збільшується кількість несправностей у трубах, збої в роботі лічильників, поширення незаконних підключень, а мережа погіршується до такого стану, коли виявити й усунути витoki практично неможливо. Саме тоді забруднення води переростає в проблеми здоров'я населення.

Це привернуло увагу до важливості перевірки показників ефективності, особливо показників втрат води, з точки зору годин постачання. Група спеціалістів із втрат води IWA рекомендує використовувати індикатори «коли система знаходиться під тиском», або w.s.p., індикатори під час звітування про показники втрат води, включаючи індекс витоків інфраструктури (ILI). Це часто показує значне погіршення вимірної продуктивності та демонструє прихований вплив IWS на інфраструктуру системи.

Зміна мислення

За іронією долі вода IWS часто ризикує стати забрудненою, а вартість у часі часто перевищує те, що платять заможніші споживачі за воду з домашнього підключення. Витрати на подолання надають нижню межу готовності платити за воду, але рідко вимірюються

кількісно. Навіть ті, хто стверджує, що вода повинна надаватися безкоштовно з громадських кранів, не усвідомлюють значних економічних витрат з точки зору часу, витраченого на транспортування води.

Тим не менш, можна досягти безперервного постачання. Перехід вимагає скоординованих зусиль регуляторів, комунальних служб і споживачів. Це настійно вимагає зміни поглядів усіх зацікавлених сторін. Комунальні підприємства повинні бути готові внести зміни у звітність, щоб відновити соціальну довіру споживачів. Споживачі, у свою чергу, повинні погодитися прийняти технічний облік в обмін на поступове збільшення годин постачання. Лічильники дозволяють отримати фінансове відновлення за допомогою тарифних структур, пов'язаних із заохоченнями ефективності для економії води, а реформи управління забезпечують інституційну підтримку для важкого вибору щодо безперервного постачання. Освітні програми, спрямовані на комунальні підприємства та споживачів, можуть продемонструвати переваги цілодобового обслуговування над витратами під час IWS.

Зверху вниз уряди, донори та банки повинні зобов'язати комунальні підприємства інвестувати у відновлення води як передумову для отримання фінансової підтримки або коштів на адаптацію до клімату. «Якщо ефективність не може бути викликана, її необхідно призначити».

Знизу вгору персонал має бути навчений для нарощування потенціалу комунальних підприємств. «Навчання «рівний-рівному» сприяє розвитку гордості та почуття професійної мети у технічного персоналу комунального підприємства».

Нова область управління IWS повинна інформувати безліч дисциплін про зростаючу сферу дослідження, яка включає наступне.

Розробка стандартного підходу для переходу від IWS до безперервного постачання.

Розробка стандартного підходу для переходу від IWS до безперервного постачання є постійним процесом. Хоча перехід від IWS через відновлення мережі та зменшення витоків є основним поточним концептуальним підходом, який застосовується універсально, еволюція моделей попиту під час і після переходу створює людський фактор, який неможливо передбачити кількісно. Поведінка попиту користувачів може відрізнятись залежно від цін на воду, походження несанкціонованого споживання, приватного зберігання, рівня обізнаності щодо збереження води та багатьох інших місцевих змінних. Кращі вказівки та інструменти для планування та реалізації переходу від IWS вимагають більш детального вирішення складних аспектів, з якими стикаються оператори.

Розуміння фізичного ефекту IWS.

Низхідна спіраль IWS тісно пов'язана з ефективним використанням водних ресурсів. Проте детальний механізм того, як IWS призводить до погіршення мережевої інфраструктури та збільшення втрат води, недостатньо зрозумілий. Потенційним місцем проведення досліджень є довгострокове вивчення взаємозв'язку між вимірними фізичними величинами (тиск та частота наповнення і спорожнення водопровідних мереж) та кількісно визначеними факторами (час висихання та матеріал труби, вимірювання перехідного об'єму мережі в різних місцях у межах однієї мережі та при різних її топографіях). Краще розуміння цього зв'язку може відкрити двері для більш тонких підходів до поступового пом'якшення наслідків

IWS, навіть в умовах серйозного дефіциту води, коли IWS неможливо уникнути.

Стандартизація гідравлічного моделювання водопровідних мереж під IWS

Гідравлічне моделювання є основним інструментом для проектування водопровідних мереж і аналізу їх поведінки. Проте доступні пакети професійного програмного забезпечення використовують рівняння, розроблені для мереж під тиском. Спроби моделювання заповнення та спорожнення мережі були зроблені на академічному рівні (De Marchis et al., 2011) [13]. Інший підхід полягає в спеціальній розробці доступних на даний момент механізмів моделювання (El Achi and Rouse, 2019) [14]. У будь-якому випадку бракує стандартного підходу, заснованого на ретельному балансі між точністю та застосовністю, який можна рекомендувати для більш широкого застосування.

Оцінка передових технологічних рішень

Нещодавно було запропоновано концепцію контролю за потоком (DSC) як технологічно передове рішення для IWS (Charalambous and Shafei, 2019) [12]. Концепція полягає в нормуванні постачання з боку споживача з одночасним підтриманням тиску у водопровідній мережі шляхом тимчасового використання автоматичних запірних клапанів на підключеннях споживачів. Це дозволяє економічно ефективно відновлювати мережу з використанням стандартних методів виявлення витоків і ремонту, що призводить до більшої кількості води, доступної для задоволення потреб користувачів. Завдяки стрімкому прогресу технологій IoT

цей підхід може забезпечити більш тривале та економічно ефективне розгортання, що означає ширшу застосовність у дедалі складніших ситуаціях дефіциту води. Інші технології також можуть виявитися перспективними, допомагаючи впоратися з IWS, а також сприяючи сталому переходу до безперервного постачання [15, 16].

Література

1. Kaminsky J., Kumpel E. Dry pipes: Associations between utility performance and intermittent piped water supply in Low and Middle Income Countries. *Water* 10. 2018. 1032; doi:10.3390/w10081032.
2. Klingel P. Technical causes and impacts of intermittent water distribution. *Water Science and Technology*. 2012. V. 12(4). 504512.
3. Totsuka N., Trifunovic N., Vairavamorthy K. Intermittent urban water supply under water starving situations. People-centred approaches to water and environmental sanitation, 30th WEDC International Conference, Vientiane, Lao PDR, 505-512. 2004.
4. Laspidou C. S., Charalambous B., Sridhar S. Root causes and A.implications of IWS. In Charalambous B. and Laspidou, C. Dealing with the complex interrelation of Intermittent Supply and Water Losses. Scientific and Technical Report Series. 2017. N 25. P. 17-27. <https://doi.org/10.2166/9781780407074>
5. Criminisi A., Fontanazza C.M., Freni G., La Loggia G. Evaluation of the apparent losses caused by water meter under-registration in intermittent water supply. *Water Science and Technology*. 2009. V. 60(9). P. 2373-2382.
6. Jayaramu K. P., Kumar B. M. A study on Nonrevenue water in intermittent and continuous water service in Hubli City, India. *Civil and Environmental Research*.

2014. V. 6(10). P. 14-22.
7. Kumpel E., Nelson K. Mechanisms affecting water quality in an intermittent piped water supply. *Environmental Science & Technology*. 2014. V. 48. P. 2766-2775.
 8. Agathokleous A., Christodoulou S. Vulnerability of urban water distribution networks under intermittent water supply operations. *Water Resource Management*. 2016. V. 30. P. 4731-4750.
 9. Agathokleous A., Christodoulou C., Christodoulou S. E. Influence of intermittent water supply operations on the vulnerability of water distribution networks. *Journal of Hydroinformatics*. 2017. V. 19(6). P. 838-852.
 10. Burt Z., Ray I. Storage and non-payment: persistent informalities within the formal water supply of Hubli-Dharwad, India. *Water Alternatives*. 2014. V. 7(1). P. 106-120.
 11. Charalambous B., Shafei M. A paradigm shift in IWS: Controlled customer supply under 24x7. The 1st IWA Intermittent Water Supply, Kampala, Uganda. 2019.
 12. Charalambous B., Shafei M., Charalambous K. Developing a methodology for transitioning from intermittent to continuous water supply. The 1st IWA Intermittent Water Supply, Kampala, Uganda. 2019.
 13. A model of the filling process of an intermittent distribution network. M. De Marchis et al. *Urban Water Journal*. 2011. V. 7(6). P. 321-333, DOI: 10.1080/1573062X.2010.519776
 14. El Achi N., Rouse J. A hybrid hydraulic model for gradual transition from intermittent to continuous water supply in Amman, Jordan: a theoretical study. *Water Science & Technology Water Supply*. 2019. DOI: 10.2166/ws.2019.142.
 15. Charalambous B., Shafei M. Intermittent water supply:

the challenge of improved level of service to customers. Intermittent Water Supply Specialist Group. P. 13-16. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition.* International Water Association. 2022. 174 p.

16. Мокієнко А.В. Періодичне водопостачання як виклик покращенню обслуговування споживачів. *Водопостачання та водовідведення.* 2023. №3. С. 31-35.

ЛЕКЦІЯ 9

МЕМБРАННІ ТЕХНОЛОГІЇ

Вступ

В останні роки мембранні технології почали відігравати життєво важливу роль у вирішенні проблеми дефіциту води на планеті, яка тісно пов'язана з глобальним потеплінням і зміною клімату. Основні причини полягають у тому, що мембрани дозволяють не тільки ефективно відокремлювати різноманітні забруднення з джерел води для досягнення необхідної якості, але й досліджувати нові водні ресурси з нетрадиційних джерел, таких як стічні води, для прямого та непрямого використання для питних потреб. Крім безперервних мембранних операційних процесів розроблено нову концепцію більш оптимальних небезперервних або напівперіодичних операційних технологій. Хоча процес прямого осмосу (RO) був винайдений у 1972 році, він нарешті нещодавно став комерційно доступним для промислових користувачів. Мембранні технології продовжують приносити користь людству та покращувати якість життя.

Термінологія

AnMBR: Анаеробний мембранний біореактор
 CAGR: Сполучені річні темпи зростання CAS:
 Звичайний активний мул CNT: Вуглецева нанотрубка
 COF: Ковалентно-органічний каркас FO: Прямий
 осмос GO: Оксид графену HPM: Мембрана високого тиску
 LPM: Мембрана низького тиску
 MBR: Мембранний біореактор
 MD: Мембранна дистиляція
 MF: мікрофільтрація
 MOF: Металоорганічний каркас NF: Нанофільтрація
 NOM: Природні органічні речовини

RO: Зворотний осмос TFC: Тонкоплівковий композит
TrOP: Сліди органічних забруднювачів UF:
Ультрафільтрація ZLD: Нульовий викид рідини.

Загальний ринок мембран.

Існують чотири основні категорії мембран, комерційно доступних для очищення води, стічних вод і опріснення: мікрофільтрація (MF), ультрафільтрація (UF), нанофільтрація (NF) і зворотний осмос (RO). Мембрани MF і UF класифікуються як мембрани низького тиску (LPM), тоді як мембрани NF і RO відносяться до категорії мембран високого тиску (HPM).

LPM широко використовуються для очищення води, як попереднє очищення до HPM, а також для очищення стічних вод (тобто, будучи «серцем» технології мембранного біореактора (MBR)). Очищення води та стічних вод становить більше половини ринку мембран, за нею йде харчова промисловість та виробництво напоїв. Ринок оптоволокна швидко розвивається, насамперед у сфері промислового застосування [1].

Застосування для очищення питної води

Мембрани MF/UF все частіше використовуються в обробці питної води для ефективного видалення зважених часток, колоїдів, каламутності, водоростей, бактерій, паразитів і вірусів (тільки для UF) з метою очищення та дезінфекції. Звичайну обробку води все частіше замінюють комбінацією коагуляції та MF або UF, або обробки порошком активованого вугілля та MF або UF [2]. MF або UF також використовуються як альтернатива попередній обробці для інших процесів обробки, таких як пом'якшення, видалення мікрозабруднювачів і нітратів

(наприклад, за допомогою NF або RO). Якість пермеату MF/UF незмінно краща, ніж якість води після звичайного очищення. Біологічну стабільність також можна підвищити за допомогою MF/UF.

NF і RO також все частіше використовуються в питному водопостачанні для дезінфекції, опріснення, пом'якшення та видалення шкідливих компонентів. Згідно з рекомендаціями Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) (2017) достаньо лише 2,0-log зниження видалення вірусів, нещодавно було повідомлено про значно вищий 7,0-log зменшення видалення вірусу для непошкоджених RO мембран [3]. Крім того, повідомляється, що RO мембрани видаляють >90% нітратів, 80%-95% амонію, >98% фториду і >90% токсичних іонів (наприклад, Cr(VI), As(V) і ClO₄⁻). Загалом видалення пестицидів, речовин, що порушують роботу ендокринної системи, фармацевтичних препаратів і засобів особистої гігієни за допомогою RO є високим, але може бути недостатнім залежно від специфічних молекулярних властивостей цих мікробруднювачів. Зокрема, відомо, що низькомолекулярні та гідрофільні нейтральні органічні сполуки проходять через RO мембрани. Незважаючи на те, що непошкоджені RO мембрани не призначені для видалення зважених або твердих частинок із джерел прісної води, відомо, що вони повністю видаляють ці компоненти.

NF вже давно використовується для пом'якшення ґрунтових вод і видалення природних органічних речовин (NOM) з частковим опрісненням. Більшість NF-мембран мають видалення NOM >90%. Агентство з охорони навколишнього середовища Сполучених Штатів вважає NF як одну з найкращих доступних технологій (BAT) для видалення NOM. Останнім часом NF все частіше застосовують для видалення органічних мікробруднювачів. Видалення мікробруднювачів NF

зазвичай дещо нижче, ніж RO, і воно суттєво змінюється залежно від типу мембран NF і типу мікрозабруднювачів. Доцільно використовувати NF, коли цільові мікрозабруднювачі мають відносно великі молекулярні маси та коли також потрібно вирішити інші проблеми якості води (наприклад, NOM).

Застосування в очищенні та рекультивациі міських стічних вод

MF і UF є найбільш широко використовуваними мембранними технологіями в галузі очищення та рекультивациі міських стічних вод. Найбільш типовим застосуванням є MBR, який досяг швидкого зростання завдяки все більшим інсталяціям по всьому світу. До 2019 року в усьому світі встановлено понад 60 надвеликих (>100 000 м³/день) установок на основі MBR. Глобальна кумулятивна потужність MBRs, ймовірно, досягла десь понад 20 мільйонів м³/день.

Завдяки перевагам мембранного розділення більшість повномасштабних установок на основі MBR забезпечують високу якість стоків і стабільну ефективність очищення. Широкий аналіз показників видалення ключових показників якості води в повномасштабних MBR показав, що ефективність видалення COD і NH₄⁺-N перевищує 95%, тоді як ефективність видалення TN і TP перевищує 80% і 90% відповідно. MBR можуть ефективно видаляти більшість патогенних бактерій і певну частину патогенних вірусів і досягли ~1,1-7,3 log видалення типових генів стійкості до антибіотиків, що на 1-3 порядки вище видалення традиційного процесу активного мулу (CAS). MBR також має певну здатність видаляти сліди органічних забруднюючих речовин (TrOP). Огляд опублікованих даних показав, що високе видалення TrOP >95% було досягнуто

для 34 із 79 типових TrOP у повномасштабних MBR. Порівняно з процесом CAS без третинної обробки, MBR ефективніший у видаленні деяких типів TrOP завдяки повному утримуванню зважених твердих речовин і вищій концентрації біомаси за довшого часу утримання твердих речовин. MBR також має переваги у видаленні мікропластику, де традиційне вторинне осадження було недостатнім. Нещодавні дослідження [4] показали, що MBR може досягти 99,9% видалення мікропластику завдяки чудовій здатності мембрани до утримання та пропонує багатообіцяюче рішення проблем із цим забруднювачем. Загалом вартість очищення з точки зору капітальних або експлуатаційних витрат на MBR стала порівнянною з витратами на процеси CAS із включеною третинною обробкою, яка необхідна для досягнення якості води, порівнянної з тією, яку досягає MBR. Незважаючи на те, що вартість MBR все ще є відносно високою, з роками вона знизилася та наближається до вартості CAS. MBR також пропонує помітно менше відходів, ніж CAS. Подальше широкомасштабне застосування MBR все ще є проблемою через проблему споживання енергії (головним чином через забруднення мембрани).

Правила скидання стічних вод стають суворішими в розвинутих країнах і країнах, що розвиваються, через забруднення води та фактичне повторне використання води. Це викликає серйозні занепокоєння для здоров'я населення. Витрати промислового сектору (тобто очищення води та стічних вод) на LPM та НРМ у 2020 році оцінюються приблизно в 267 та 740 мільйонів доларів США відповідно. Східно-Азіатсько-Тихоокеанський регіон має найбільший ринок завдяки промисловій діяльності, пов'язаній з електронікою, вугіллям, хімікатами та енергетикою. MBR, що застосовуються для очищення промислових стоків, працюють при відносно низьких мембранних потоках

порівняно з муніципальними застосуваннями, з найнижчим рівнем мембранного потоку для очищення фільтрату звалищ. Анаеробний MBR (AnMBR) став привабливим для очищення промислових стічних вод, таких як фармацевтичні, стічні води харчової промисловості та фільтрат звалищ через зниження споживання енергії та відновлення біогазу. Процес RO є найпопулярнішим для регенерації та повторного використання промислових стічних вод у поєднанні з обробкою MF/UF або MBR [5, 6]. Однак обробка концентрату RO все ще є складною через високу солоність і забруднення мембрани. Мембранна дистиляція (MD) може бути привабливим варіантом для ZLD при відновленні цінного матеріалу з концентрату шляхом кристалізації. MD є більш економічно ефективною, ніж звичайне термічне випаровування та механічне стиснення пари при застосуванні ZLD. MD має кілька переваг перед іншими процесами ZLD, такими як подача живлення з високою солоністю, робота під низьким тиском і низька схильність до забруднення. Однак необхідні подальші дослідження щодо запобігання змочування мембрани та розширення процесів MD.

Застосування в опрісненні морської води

Опріснення морської води забезпечує надійне постачання питної води незалежно від погодних умов. З поточних 16 000 опріснювальних установок, які виробляють 95 мільйонів м³/день питної води в усьому світі, на RO припадає 84% загальної кількості установок і 69% загальної потужності опріснювача.

Протягом наступного десятиліття очікується значне зростання ринку опріснення. CAGR світового ринку опріснення оцінюється в 7,8%-10%. У той час як Близький Схід і надалі домінуватиме на світовому ринку опріснення,

Південна та Східна Азія також матимуть найсильніші показники ринку завдяки зростанню населення та економічному розвитку. Успішний перехід до вітру та сонця як основних джерел енергії також призвів до значного зниження витрат на енергію, а отже, і вартості виробництва води RO [7]. Недавні тендери на проекти в Абу-Дабі та Саудівській Аравії вперше показали вартість опрісненої води нижче 0,50 доларів США/м³.

Останніми роками також з'явилися нові тенденції досліджень опріснення морської води [8]. Після десятиліть плідних досліджень в розробці мембранних матеріалів із високим ступенем відторгнення та високої проникності фокус змістився в бік впливу опріснення морської води на навколишнє середовище, особливо при декарбонізації та сталому управлінні розсолем. Величезний виклик декарбонізації опріснення морської води був особливо підкреслений у основоположній дискусії почесного професора Тоні Фейна. Удосконалення в попередній обробці, запобіганні забрудненню, розробці модулів і прокладок, інтеграції мембран і управлінні розсолем мають потенціал, який полягає у зменшенні більш ніж вдвічі чистої енергії опріснення шляхом RO (Fane, 2018). Нові дослідження з розробки мембран низького тиску NF як попередньої обробки при RO також показали багатообіцяючі результати щодо зменшення забруднення та енергії, а також можливості масштабування. І останнє, але не менш важливе, стосується недавнього прогресу у молекулярній біології та нового розуміння формування та розповсюдження біоплівки. Можливо, протягом цього десятиліття очікується значний прорив у запобіганні біообростання [10].

Загальні тенденції та виклики.

Підвищення ефективності мембран за допомогою нових матеріалів і процесів виготовлення.

Для покращення властивості мембрани, продуктивності і анти - здатності до забруднення мембрани останнього покоління для очищення води в основному розробляються шляхом включення наноматеріалів: частинки (тривимірні, 3D), листи (двовимірні, 2D) або волокна (одновимірні, 1D) [11]. 3D-матеріали включають наночастинки оксиду металу, срібла (nAg), мезопористого металоорганічного каркасу (MOF), ковалентно-органічного каркаса (COF) тощо. 2D-матеріали включають оксид графену (GO), MXene, MoS₂ і нанопористий COF, а також нанопласти MOF. 1D-матеріали включають вуглецеві нанотрубки (ВНТ), нанонитки гідроксиду металу, целюлозні нановолокна тощо. Ці мембрани, як правило, мають високу проникність, набагато більшу стійкість до розриву та/або покращену здатність проти біообростання. Відповідно до структур мембрани та розташування наноматеріалів можна виготовити п'ять типів нанокомпозитних мембран, у тому числі (а) звичайні мембрани зі змішаною матрицею (МММ), (б) мембрани з поверхневим покриттям, (в) мембрани з тонкоплівкового композиту (TFC) з нанокомпозитом, (d) тонкоплівкові нанокомпозитні (TFN) мембрани та (е) поверхнево розташовані TFN мембрани зі сконструйованими наночастинками (ENP) [12, 13]. Мембранні процеси, засновані на ще більш сучасному нанорозмірному контролі архітектури мембрани, можуть у кінцевому підсумку створити багатофункціональні мембрани, які не тільки відокремлюють воду від забруднень, але й активно очищають себе, перевіряють на наявність пошкоджень, виявляють забруднення або поєднують функції виявлення, реакції та розділення.

Майже всі мембранні матеріали потребують внутрішньої гідрофільності, щоб запобігти забрудненню. Процес MD використовує гідрофобні пористі мембрани як проміжну межу рідина/пар, де пара транспортується через пори мембрани шляхом дифузії. Існують три основні проблеми для традиційних процесів і матеріалів MD, включаючи температурну поляризацію, низьку енергоефективність і низьку стійкість до змочування пор. Значну увагу привертає запобігання наскрізному змочуванню мембран рідиною з низьким поверхневим натягом. Для підвищення стійкості до змочування були розроблені мембрани проти зволоження, омніфобні мембрани та мембрани Janus [14]. Група під керівництвом Q.L. Лі розробила новий процес прямої сонячної МД, який використовує фототермічне покриття наночастинок для захоплення сонячного світла та перетворення його на тепло на поверхні мембрани, забезпечуючи теплову рушійну силу для процесу МД. Цей підхід усуває основні обмеження температурної поляризації, які зустрічаються в звичайних процесах MD, і значно підвищує енергетичну ефективність MD.

Мембрани поділяються на два основних сегменти: неорганічні та органічні.

Органічні мембрани - це переважно полімерні мембрани, які зараз домінують на ринку мембран. Неорганічні мембрани можна далі класифікувати на керамічні та металеві мембрани. Матеріали неорганічних мембран включають суміші оксидів і спечені метали. Неорганічні мембрани привернули значну увагу через їх чудову хімічну, термічну та механічну стабільність. Тому вони є ідеальними кандидатами для жорстких процесів очищення води, таких як очищення промислових стічних вод і розділення нафти/води. Загальні методи виготовлення неорганічних мембран включають шлікерне лиття, лиття

стрічкою, пресування, екструзію, нанесення покриття зануренням, золь-гель процес і осадження атомарного шару. Нещодавно розроблені методи включають термічне розпилення.

Мембранні процеси для відновлення енергії та ресурсів зі стічних вод

Технологія AnMBR останнім часом привернула увагу через її потенціал відновлення енергії та ресурсів. Після успішної демонстрації аеробних MBR, як перехресні, так і занурені AnMBR були комерційно застосовані для очищення промислових стічних вод.

В літературі показано, що AnMBR є багатообіцяючою технологією очищення муніципальних стічних вод за допомогою систем лабораторного масштабу. Повномасштабні застосування ще не реалізовані через низький стійкий мембранний потік і забруднення мембрани. Таким чином, продуктивність AnMBRs потребує подальшого покращення, щоб отримати більше визнання. Одним із ключових є контроль забруднення мембрани. Загальні заходи пом'якшення забруднення можна розділити на три категорії: фізичні, хімічні та біологічні, причому багато з них належать до категорій, що збігаються. Наприклад, додавання хімічних добавок, таких як порошкоподібне активоване вугілля або хлорид заліза, змінило як хімічні, так і фізичні властивості анаеробної суміші. Рециркуляція біогазу та додавання носіїв є іншими популярними стратегіями контролю забруднення. Незважаючи на це, ці заходи пом'якшення слід застосовувати в поєднанні та разом з оптимізованими умовами експлуатації та регулярним очищенням мембрани. Інші нещодавні розробки включають обертові/вібраційні мембрани [15]. Відновлення ресурсів за допомогою AnMBR

є значною перевагою для їх практичного застосування в реальних галузях промисловості, оскільки проблема забруднення мембран спричинила високі експлуатаційні витрати. Хоча біометан, як правило, розглядається як основний ресурс, який можна відновити з AnMBR, інші продукти, такі як біоводень і летючі жирні кислоти, також можуть бути відновлені, хоча і за рахунок виробництва біометану. Найкращу загальну цінність кожного ресурсу слід визначати шляхом детальної економічної та екологічної оцінки і подальшого вдосконалення технології, включаючи відновлення розчиненого метану.

Інтегровані мембранні процеси для передового очищення води та стічних вод

Незважаючи на широкий спектр застосування, подальшому розвитку мембранної технології все ще заважають недоліки та обмеження. Наприклад, усі типи мембранних технологій страждають від забруднення мембран. LPM навряд чи можуть видалити розчинені забруднення з низькою молекулярною масою. Поєднання мембранного процесу з деякими хімічними процесами може призвести до синергетичних ефектів, таких як покращення продуктивності розділення та зменшення забруднення мембрани, що призведе до появи безлічі нових інтегрованих мембранних процесів. Значна частина досягнень супроводжувалася розробкою функціональних мембран (наприклад, електро-, фото- або хемокаталітичних мембран), які дозволяють як фізичну фільтрацію, так і хімічні реакції. Наприклад, електрокаталітичні мембранні реактори містять провідні мембрани, які безпосередньо окислюють (або відновлюють) забруднювачі або утворюють реакційноздатні речовини (наприклад, xOH , H_2O_2 тощо) на катодах або анодах, таким чином досягаючи деградації

забруднюючих речовин під час фільтрації [16] і навіть призводячи до взаємного посилення. З одного боку, процес фільтрації посилює масоперенесення забруднювачів на поверхню мембрани та одночасно збільшує площу реакції. З іншого боку, електрокаталітичний процес зменшує накопичення забруднюючих речовин на поверхні мембрани, тим самим зменшуючи забруднення мембрани. Такі інтегровані процеси також заповнюють дефіцит звичайних LPM, які майже не видаляють низькомолекулярні забруднення. Фотокаталітичні мембрани можна виготовити з фотокаталізаторів, таких як TiO_2 . Під час світлового опромінення електрон-діркові пари утворюються поруч із поверхнею фотокаталітичної мембрани, у результаті чого утворюються активні форми кисню, які розкладають органічні забруднювачі у воді. Фотокаталітична реакція під час фільтрації може видалити органічні речовини в м'яких умовах і зменшити забруднення мембрани [17].

Подальший розвиток каталітичних мембранних процесів може включати посилення каталітичного ефекту та збільшення часу контакту між потужними окислювачами та забруднювачами шляхом подальшого розвитку функціональних мембран та оптимізації конструкції мембранного модуля та роботи процесів.

Надійний і економічно ефективний контроль забруднення для інженерних застосувань.

Забруднення мембрани все ще залишається вузьким місцем для розширеного застосування мембранної технології. Незважаючи на те, що забруднення мембран десятиліттями активно вивчалось в академічній сфері, існує велика потреба подолати розрив між лабораторними/пілотними знаннями та повномасштабними застосуваннями. Склад, динаміка потоку та еволюція шару

забруднень у повномасштабних застосуваннях зазвичай набагато складніші та неоднорідні, ніж у лабораторних / пілотних дослідженнях. З точки зору практичних інженерних застосувань, стратегії контролю засмічення мембрани необхідно розробляти в таких аспектах.

1. Мембранні матеріали та пристрої: вибір систематичної оцінки та практична обробка мембранних матеріалів, щоб протистояти прикріпленню органічних/неорганічних/ біологічних забруднень і бути більш стійкими до хімічного очищення, а також покращена конструкція мембранного модуля/касети/ резервуару для оптимізації гідродинамічних умов .

2. Робочі умови: покращене кондиціонування живильної суспензії/розчину для більш цілеспрямованого контролю концентрації забруднюючих речовин або фізико-хімічних властивостей, а також оптимізація робочих умов, таких як мембранний потік, швидкість перехресного потоку, робочий цикл, інтервал релаксації та умови очищення.

3. Очищення мембран: розробка більш ефективних агентів і режимів очищення в повній відповідності до складності забруднення мембрани, приділяючи увагу довгостроковій еволюції латентно стійкого біологічного забруднення.

4. Управління процесом: більш точне керування повним процесом потенціалу забруднення (від блоку попередньої обробки до мембранного блоку) з уважним урахуванням просторової неоднорідності (наприклад, міжстадійні та внутрішньостадійні відмінності в забрудненні в процесах NF та RO) [18], а також впровадження інтелектуальних технологій, таких як дистанційний моніторинг, автоматичний контроль із зворотним зв'язком і аналіз великих даних для більш розумного виявлення, діагностики та контролю забруднення (наприклад, раннє попередження про потенційне

забруднення, моніторинг забруднення в режимі реального часу та своєчасний контроль сезонних і часових коливань забруднення).

Економічна ефективність стратегій контролю забруднення повинна бути збалансована для практичних інженерних застосувань. Потрібні постійні зусилля для зниження експлуатаційних витрат з точки зору споживання енергії, споживання хімічних речовин тощо [19]. Взнявши як приклад очищення мембрани (або перехресний потік), можна розробити більш енергоефективні режими аерації або потоку води (такі як аерація зі змінною частотою, періодична аерація, імпульсні режими та керування зворотним зв'язком із автоматичними функціями) для повномасштабних застосувань.

Управління старінням мембрани.

Мембрани зворотного осмосу, які використовуються для опріснення, зазвичай потребують заміни кожні 5-8 років (кілька разів протягом усього терміну служби установки), причому типові заміни здійснюються в порядку тисячі елементів на кожні 10 000 м³/день встановленої продуктивності води. Це, безсумнівно, призведе до значного збільшення кількості витрачених модулів. Наразі користувачам мембрани не пропонується жодного іншого варіанту, окрім скидання на звалище. Крім того, існує вплив на навколишнє середовище, пов'язаний із викиданням потенційно цінних виготовлених пристроїв. Хоча ця тенденція очевидна для RO в опріснюванні, подібне спостереження, очевидно, можна зробити для більшості звичайних застосувань мембран у промисловості водопостачання та водовідведення.

Дуже важливо мінімізувати цей вплив на навколишнє середовище шляхом збільшення життєвого циклу

мембранних елементів шляхом вторинного використання або повторного використання матеріалів і, таким чином, зниження вуглецевого сліду та підвищення стійкості технології. Вторинна перевага для зацікавлених сторін у сфері водопостачання та водовідведення, які шукають недорогі мембранні системи з модулів опріснення відновленої морської води, ефективність яких буде перевірена за нижчих технічних характеристик. Нещодавні дослідження, здебільшого в Австралії та Іспанії, дозволили додатково кількісно визначити ці переваги та запропонувати нові міркування щодо повторного використання, переробки та альтернативної утилізації модулів, що вийшли з експлуатації. Концепція переробки мембран стикається з багатьма проблемами, включаючи їх доречність для повторного використання. Деякі компанії (Water Surplus у США та Aquatip в Австралії) також розробляють бізнес-моделі, пов'язані з управлінням вживаними мембранами.

Перед різними академічними та галузевими зацікавленими сторонами відкриваються майбутні можливості, включаючи постачання недорогих, вживаних, але надійних, пружних і безпечних мембран, які потенційно можна використовувати (наприклад, для попередньої обробки RO). Використання перероблених мембран для виробництва більш безпечної води для віддалених громад є ще одним варіантом, який потребує подальшого вивчення та оцінки. Вивчення вживаних мембран також може допомогти отримати знання про поточні ринки мембран, а також про вплив на навколишнє середовище, пов'язаний з виробництвом та утилізацією мембран. Нарешті, необхідно також краще зрозуміти механізми, що відбуваються на мембранах під час очищення та/або хімічного впливу, що часто призводить до порушення цілісності. Це принесе користь науковому співтовариству для майбутніх досліджень, заснованих на розробці більш хімічно стійких

мембранних матеріалів.

Висновки

Стрімкий розвиток мембранних технологій у системі очищення води та стічних вод продовжуватиметься з більшою часткою ринку в майбутньому. Очікується, що в найближчі 5-10 років потенціал застосування мембранної технології буде ще більше розширений на основі подальшого прогресу в багатьох галузях, включаючи передові мембранні матеріали з бажаними характеристиками (наприклад, вищий потік, вища селективність, захист від обростання, додаткові функції тощо), більш ефективні інтегровані процеси для вдосконаленої обробки, нові розробки для відновлення ресурсів і енергії та більш надійні стратегії контролю забруднення для стабільної роботи. Крім того, продовження терміну служби мембрани та впровадження аналізу життєвого циклу зроблять великий внесок у підвищення стійкості мембранної технології.

Враховуючи невід'ємні переваги та передбачуваний майбутній розвиток, мембранна технологія забезпечить більш зручні та ефективні рішення для очищення води та стічних вод, таким чином ще більше наближаючись до мети сталого розвитку [20, 21].

Література

1. Arias-Paic M.S., Korak J.A. Forward osmosis for ion exchange waste brine management. *Environmental Science and Technology Lett.* 2020. V. 7. P. 111-117.
2. Robinson S., Berube P.R. Membrane ageing in fullscale water treatment plants. *Water Resource.* 2020. V. 169. 115212.

3. Monitoring the integrity of reverse osmosis membranes using novel indigenous freshwater viruses and bacteriophages. L.M. Hornstra et al. *Environmental Science: Water Resource Technology*. 2019. V.5. P. 1535-1544.
4. Lares M., Ncibi M.C., Sillanpaa M., Sillanpaa M. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Resource*. 2018. V.133. P. 236-246.
5. Davenport D.M., Deshmukh A., Werber J.R., Elimelech M. High-pressure reverse osmosis for energy-efficient hypersaline brine desalination: Current status, design considerations, and research needs. *Environmental Science and Technology Lett.* 2018. V.5(8). P. 467-475.
6. Integration of MBR with NF/RO processes for industrial wastewater reclamation and water reuse-effect of membrane type on product water quality. M. Gundogdu et al. *Journal of Water Process Engineering*. 2019. V. 29. 100574.
7. Kettani M., Bandelier P. Techno-economic assessment of solar energy coupling with large-scale desalination plant: The case of Morocco. *Desalination*. 2020. V.494. 114627.
8. Biesheuvel P.M., Porada S., Elimelech M., Dykstra J.E. Tutorial review of reverse osmosis and electrodialysis. *J. Membrane Science*. 2022. V.647. 120221.
9. Fane A.G.T. A grand challenge for membrane desalination: More water, less carbon. *Desalination*. 2018. V. 426. 155163.
10. Rehman Z.U., Ali M., Iftikhar H., Leiknes T.O. Genome-resolved metagenomic analysis reveals roles of microbial community members in full-scale seawater reverse osmosis plant. *Water Resource*. 2019. V. 149. P.

- 263-271.
11. Thinking the future of membranes: Perspectives for advanced and new membrane materials and manufacturing processes. S. Nunes et al. *Journal of Membrane Science*. 2020. V. 598. 117761.
 12. A review on reverse osmosis and nanofiltration membranes for water purification. Z. Yang et al. *Polymers*. 2019. V.11. 1252.
 13. Polymeric nanocomposite membranes for water treatment: a review. Y. Wen et al. *Environmental Chemistry Letters*. 2019. V. 17. P. 1539-1551
 14. Zou L., Gusnawan P., Zhang G., Yu J. Novel Janus composite hollow fiber membrane-based direct contact membrane distillation (DCMD). process for produced water desalination. *Journal of Membrane Science*. 2020. V. 597. 117756.
 15. Wang C., Ng T.Z.A, Ng H.Y. Comparison between novel vibrating ceramic MBR and conventional air-sparging MBR for domestic wastewater treatment: Performance, fouling control and energy consumption. *Water Resource*. 2021. V. 203. 117521.
 16. Zhu X., Jassby D. Electroactive membranes for water treatment: enhanced treatment functionalities, energy considerations, and future challenges. *Accounts of Chemical Resource*. 2019. V. 52. P. 1177-1186.
 17. Enhanced degradation of antibiotics by photo-fenton reactive membrane filtration. S. Sun et al. *Journal of Hazardous Materials*. 2020. V. 386. 121955.
 18. Li Y., Li M., Xiao K., Huang X. Reverse osmosis membrane autopsy in coal chemical wastewater treatment: Evidences of spatially heterogeneous fouling and organocinorganic synergistic effect. *Journal of Cleaner Production*. 2020. V. 246. 118964.
 19. Park K., Kim J., Yang D.R., Hong S. Towards a

- lowenergy seawater reverse osmosis desalination plant: A review and theoretical analysis for future directions. *Journal of Membrane Science*. 2020. V. 595. 117607.
20. Huang X. et al. on behalf of the Membrane Technology Specialist Group. P. 17-25. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.*
21. Мокієнко А.В. Мембранні технології. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №3. С. 36-43.

ЛЕКЦІЯ 10
МОДЕЛЮВАННЯ ТА КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ

Вступ

Метою групи спеціалістів Modelling and Integrated Assessment Group (SG) IWA є розгляд і просування всіх аспектів моделювання, симуляції та формальних методів застосування системного аналізу для управління та покращення якості водного середовища. Це включає в себе розробку та застосування математичних моделей та інструментів моделювання, таких як алгоритми оптимізації, аналіз часових рядів і прогнозування, обчислювальні процедури для аналізу та підтримки прийняття рішень, аналіз невизначеності, експериментальний план, метамодельювання тощо. Ознакою сьогодення є більш суворі вимоги до якості води та одночасна цифровізацією водного сектору, розробка «відповідних до цілей» обчислювальних інструментів для прийняття рішень, що є надзвичайно важливим. Пошук оптимальних рішень для вирішення все більш і більш складних проблем вимагає збалансованого та комплексного підходу із поєднанням існуючих фізичних та експертних знань з інформацією з джерел даних, які стають все більш і більш багатими та різноманітними. SG стимулює передачу знань між академічними та промисловими колами, а також між різними сферами та дисциплінами по проблемі води. SG підтримує обговорення міждисциплінарних питань у IWA, щоб доповнити різні інженерні, економічні, соціальні, інституційні (правові, управлінські) та культурні аспекти. Таким чином, SG сприяє розробці та використанню систематичних процедур для вирішення складних проблем у міждисциплінарній формі, більш загально відомих як інтегрована оцінка. Її зміст базується на опитуванні членів SG, проведеному в жовтні-листопаді 2019 року та все ще актуальному, де були обрані різні теми та визначені пріоритети. П'ять обраних «гарячих» тем: (і) Оцінка

життєвого циклу, (ii) Моделювання взаємозв'язку між кліматом, водою, енергією та їжею, (iii) Моделювання інтегрованих систем міського водопостачання, (iv) Тенденції та виклики в обчислювальній динаміці, зокрема при очищенні питної води, а також (v) моделювання невизначеності та ризику. SG проводить дві серії конференцій, а саме Watermatex (кожні 4 роки) і WRRmod (кожні 2 роки).

Існуючі знання

Генеральний секретар SG рішуче налаштований на організацію кількох цільових груп (TG) і робочих груп (WG). У результаті значні знання SG були узагальнені та зібрані в науково-технічних звітах (STR), які зазвичай є кінцевим продуктом TG. Наразі доступні попередні STR на такі теми, як респірометрія, модель якості річкової води № 1, вказівки щодо моделювання активного мулу, порівняльний аналіз стратегій контролю, невизначеність у проектуванні та експлуатації системи очищення стічних вод [1], мінімізація впливу парникових газів на комунальне господарство [2] обчислювальне моделювання гідродинаміки [3] та фізико-хімічне моделювання [4].

Загальні тенденції та виклики

Водна промисловість трансформується і цифровізація є ключовим напрямком цього переходу. Однак «оцифрування» та його похідні, такі як «цифрові близнюки» та «машинне навчання», здаються модними словами, які використовуються без достатнього консенсусу та глибокого розуміння викликів і потреб розвитку, що попереду.

Важлива проблема пов'язана з ефективним моделюванням для прийняття рішень у режимі реального

часу в інтегрованих системах водопостачання. Необхідна оптимальна взаємодія між моделями та кількістю даних, що постійно зростає. Це вимагатиме консенсусу та рекомендацій щодо сучасного стану та інтеграції між моделями, заснованими на перших принципах та інструментах, що керуються даними. На конференції Watermatex-2019 професор P. Vanrolleghem виступив з основною доповіддю на тему цифровізації води [5], її історії та потенційних наслідків для водного сектору. Два семінари на WRRmod-2021 також були присвячені цьому. Один із них, присвячений переходу від традиційних моделей до цифрових близнюків, мав на меті досягти консенсусу серед модельної спільноти щодо визначення цифрових близнюків. Результатом цього обговорення став документ із позицією, поданий до Water Science and Technology. Другий семінар був присвячений гібридному моделюванню як інструменту майбутнього.

Наступний важливий виклик полягає в переміщенні фокусу в галузі очищення стічних вод від традиційної парадигми очищення до нового та ширшого бачення вилучення ресурсів із стічних вод на установках відновлення водних ресурсів (WRRF). Під час заключної сесії WRRmod2018 було організовано конструктивне обговорення майбутніх викликів і можливостей для моделювання відновлення води та ресурсів, і було досягнуто певного консенсусу щодо майбутніх викликів для спільноти моделювання. Вичерпне резюме ключових думок і думок, висловлених у той час, було підготовлено Regmi et al. [6]. Багато з цих поглядів можуть бути застосовані в ширшому контексті інтегрованого моделювання водних систем. Інший семінар на WRRmod2021 продовжив дослідження цієї теми.

Більш широке бачення WRRF зміщує фокус з якості води на бачення, яке націлене на поєднання соціальних, економічних та екологічних цілей. Традиційні моделі

процесів необхідно розширити новими підходами, такими як фізико-хімічні моделі, моделі ефективних витрат і цін для економічної оцінки ланцюжка вартості води та моделі парникових газів (ПГ). Крім того, розширені моделі необхідно інтегрувати в більш широкі рамки (наприклад, оцінка життєвого циклу для комплексного врахування екологічних аспектів, таких як оцінка стійкості, і більш широкі дослідження впливу на навколишнє середовище) у різних масштабах (наприклад, каналізація, водозбір), що дозволяє тим, хто приймає рішення зробити екологічно безпечний вибір щодо найбільш рентабельної конструкції процесу та найкращого функціонування процесу. Подібним чином, для успішного впровадження цифрових рішень у водному секторі знадобиться тісніша взаємодія між розробниками приладів, спеціалістами з моделювання та різними зацікавленими сторонами у водному циклі.

Вплив великої кількості даних і оцифрування

Збільшення доступності даних у поєднанні з покращеною обчислювальною потужністю сформує структуру майбутніх структур моделювання. Користувачі та розробники моделей матимуть більше можливостей використовувати набагато більше (онлайн) даних різних типів (наприклад, зображення з камер, робочі журнали, спектри з аналізаторів, вихідні дані з акустичних датчиків, ціни на електроенергію тощо), що призведе до розробки гібридних або сірих моделей. Комбінації методів машинного навчання та штучного інтелекту зі знаннями фізичних процесів і існуючими моделюючими рамками з'являться як домінуючі, потужні системи моделювання, які можна застосовувати для вирішення проблем у реальному часі.

Вплив якості даних

У цьому переході до нових парадигм моделювання вплив якості даних на розробку моделі буде мати вирішальне значення. У той же час вплив моделей на якість даних також матиме велике значення. Дані надсилатимуть моделі, а моделі надсилатимуть дані в рамках автоматизованих методологій визначення, виправлення та заміни неякісних або відсутніх даних. Такі системи, ймовірно, включатимуть автоматичне обчислення балансу маси та діагностичні перевірки на основі датчиків на викиди та інші незвичні умови.

Доступність джерел інформації

В якості останньої важливої потреби розвитку слід наголосити на розробці інструментів, які допоможуть візуалізувати, інтерпретувати та взаємодіяти з результатами обчисленої моделі та доступними джерелами даних, щоб інформація стала цінною для більш різноманітної аудиторії чи зацікавлених сторін, включаючи споживачів води.

Оцінка життєвого циклу

Оцінка життєвого циклу (LCA) широко використовується для кількісного визначення впливу на навколишнє середовище, пов'язаного з міською водною інфраструктурою, включаючи об'єкти відновлення водних ресурсів (WRRF). У рамках поточних змін парадигми, коли фокус WRRFs змінився з видалення забруднюючих речовин на відновлення ресурсів і відбувся перехід від централізованої обробки до децентралізованої, LCA може відігравати важливу роль, оцінюючи нові технології та процеси з точки зору загальної екологічної стійкості і

врахування компромісів від однієї екологічної проблеми до іншої. Як метод кількісної оцінки навколишнього середовища LCA служить корисним інструментом підтримки прийняття рішень для вивчення альтернативних майбутніх операційних сценаріїв під час стратегічного планування у водному секторі. На сьогоднішній день, однак, немає єдиної роботи, яка б містила систематичні вказівки для дослідників і практиків щодо того, як проводити дослідження LCA для WRRF на всіх етапах їхнього життєвого циклу.

Робоча група з водопостачання та очищення стічних вод (LCA-Water WG) протягом останніх років працювала над розробкою серії рекомендацій щодо проведення досліджень у секторі очищення стічних вод. LCA-Water WG надає (1) приклади запитань, які можуть і які не можуть бути розглянуті LCA; (2) довідкову інформацію щодо вибору методологічного підходу (наприклад, атрибуційний проти наслідкового, на основі процесу входу-виходу); (3) вказівки щодо вибору функціональної одиниці та визначення меж системи; (4) рекомендації щодо проведення інвентаризації; (5) вказівки щодо вибору показників і методології оцінки впливу; та (6) рекомендації щодо інтерпретації результатів для полегшення прийняття рішень. Ці рекомендації вже готові після досягнення консенсусу серед членів робочої групи LCA-Water.

Рекомендації були представлені та обговорені на семінарі, організованому на Watermatex 2019 у Копенгагені, Данія. Результат був позитивним, а аудиторія виявила високу довіру до рекомендацій. Ці рекомендації будуть керувати майбутніми дослідженнями LCA. Завдяки цим інструкціям робоча група LCA-Water завершила свою, яка тривала дев'ять років [7]. Незважаючи на це, методології LCA постійно оновлюються, і сектор очищення стічних вод продовжить цей шлях.

Моделювання взаємозв'язку клімат-вода-енергія-їжа

Зміна клімату впливає на воду в гідрологічній системі, виробництво енергії та їжі, і, оскільки глобальне населення, а також урбанізація зростають, неминучий серйозний вплив на майбутнє людства. Вода є основним індикатором цього розвитку і екстремальні кліматичні умови вже більш поширені, через що посушливі регіони стають сухішими, а вологі – вологішими. Наслідки для водопостачання та якості води стають все більш непостійними.

Взаємозв'язок між кліматом, водою, енергією та їжею є реальним і потрібно вирішити проблеми, спричинені цим тісним зв'язком. Для моделювання взаємозв'язку цих систем потрібна стратегічно розроблена наукова основа. Моделювання взаємозв'язку між кліматом, водою, енергією та продовольством просуває курс на досягнення Цілей сталого розвитку Організації Об'єднаних Націй (ЦСР ООН), включаючи проблеми продовольчої безпеки та сталого сільського господарства (ЦСР 2), універсальний доступ до води та санітарії (ЦСР 6), універсальний доступ до доступної, сталої та сучасної енергії (ЦСР 7) і боротьба з наслідками зміни клімату (ЦСР 13) у взаємопов'язаному концептуальному підході. Багато зусиль уже було вкладено в рамках інших ініціатив, таких як акція EU COST «Circular Cities».

Моделювання є важливим інструментом для раннього попередження та контролю. Деякі очевидні потреби в моделях, які забезпечать основу для прогнозування та попередження, такі:

- поєднання вимірювань і моделей для прогнозування повеней;

- прогнозування високих витрат до WRRFs;
- використання водних ресурсів і ризику забруднення;
- споживання енергії та викиди ПГ;
- ефективність доповнення існуючих практик новими природними рішеннями;
- вплив сільськогосподарської діяльності на навколишнє середовище.

Мета полягає в тому, щоб зробити як міське середовище, так і WRRF більш стійкими, а також досягти концепції інтегрованого управління природними ресурсами, що зрештою призведе до підвищення ефективності використання ресурсів і мінімального впливу на навколишнє середовище.

Сільське господарство потребує близько 70% усього забору води в усьому світі. Зі збільшенням населення та урбанізацією потреба у воді для промислового та домашнього використання зростає, що зробить велике навантаження на більш ефективне зрошення. Моделювання взаємозв'язків між вмістом вологи в ґрунті та вимогами до зрошення є одним із важливих напрямків досліджень, спрямованих на підвищення ефективності використання води в сільському господарстві. Також знадобляться моделі, які можуть використовувати погодні дані для прогнозування кількості дощу, який випаде на суші. Це допоможе фермерам управляти добривами та хімікатами для захисту як ґрунту, так і водних ресурсів. Таке завдання, звичайно, вимагатиме компетенції за межами IWA та співпраці з іншими організаціями.

Підземні води є найбільшим резервуаром прісної води в гідрологічній системі, що становить понад 97% усіх прісних вод на землі, і є важливим ресурсом для промисловості та сільського господарства. Плановане та скоординоване управління водними ресурсами для довгострокової стійкості потребує інтегрованого підходу до

моделювання.

Міський водний цикл повинен бути більш інтегрованим, вимагаючи як кількості, так і якості води. Енергетичні баланси необхідні для кругообігу води в містах, включаючи забір і розподіл води, споживче використання, вміст теплової та органічної енергії в каналізації, а також на очисних спорудах. Кожна міська система водопостачання відрізняється конфігурацією, висотою, вимогами, типами джерел води тощо. Здатність збирати інформацію з віддалених пристроїв і співвідносити цю інформацію між різними системами допоможе створити моделі прогнозування та попередження майже в реальному часі. Посилення цифровізації, що спирається на потужне апаратне забезпечення забезпечить величезний потенціал для більш точних моделей.

Для опису джерел парникових газів та їх впливу потрібні моделі. Тим не менш, моделі для виявлення витоків і споживання енергії в циклі води можуть суттєво допомогти технічному обслуговуванню. Для міського планувальника водних ресурсів буде важливо знати необхідну енергію та кількість парникових газів, притаманних виробництву кожного кубічного метра води. Основна вимога полягає в тому, щоб мінімізувати вплив водних операцій.

Використання теорії зв'язку в різних констеляціях стало прийнятним підходом до комплексного управління ресурсами. Моделювання взаємозв'язку між кліматом, водою, енергією та їжею є корисним інструментом для підтримки стійкості та інклюзивного соціально-економічного розвитку в дефіцитних водних регіонах світу, на основі якого можна розробити узгоджену політику.

Моделювання інтегрованих систем міського водопостачання

Інтегроване моделювання міських систем водопостачання узгоджується з декількома ключовими тенденціями досліджень за останні кілька років. Кілька домінуючих тенденцій включають (1) розширення сфери застосування моделей, нові типи моделей і нові способи інтеграції моделей; (2) нові парадигми в зборі даних і моніторингу; і (3) зміна мислення та збільшення залучення зацікавлених сторін. Значна частина існуючої філософії інтегрованого моделювання залишається незмінною. Однак більш широке залучення зацікавлених сторін до процесу моделювання сприяло більш дослідницьким підходам і аналізу сценаріїв, що, у свою чергу, викликало потребу в швидших і простіших моделях.

На передньому краї розробки інтегрованих моделей стоїть завдання побудови економних моделей, які відповідають меті та цілям моделювання. Встановлення зв'язку між концептуальними моделями та детальними гідравлічними моделями залишається проблемою, але в останні роки є прогрес, особливо в контексті моделювання міських повеней [8] і камерних реакторів. Інтеграція моделювання міських повеней з іншими аспектами міської водної інфраструктури представляє особливий інтерес. Зі збільшенням доступності нових форм і форматів даних досліджено концептуалізовані підходи до побудови швидших моделей, що дозволяє використовувати ці моделі в довгостроковому моделюванні [8] або шляхом дослідження невизначеностей у більших інтегрованих моделях за допомогою системного аналізу [9]. Методи машинного навчання також все частіше використовуються як сурогати для інтенсивного гідродинамічного моделювання [10], але поки що практично не застосовуються.

Природно-орієнтовані рішення (NBS), також відомі

як Low Impact Development (LID), Water Sensitive Urban Design (WSUD) і Sponge Cities все частіше розглядаються в інтегрованій моделі міського дренажу. Здатність NBS надавати екосистемні послуги створила численні переваги для міст, інвестиції та впровадження в практику [11]. Однак наразі не існує відповідних моделей, які могли б забезпечити комплексну та інтегровану оцінку. Крім того, у багатьох містах значна частина міської інфраструктури водопостачання наближається до кінця свого функціонального терміну служби. Дослідники вирішують дебати щодо централізації проти децентралізації, дивлячись на інтегроване моделювання або відключення існуючої інфраструктури, або впровадження NBS. Основна увага зосереджена на моделюванні ширших переваг і багатогранних аспектів, включаючи, наприклад, моделі на основі агентів, які імітують прийняття рішень зацікавленими сторонами або спрощені моделі, які моделюють вплив на міський мікроклімат. Подібні тенденції також спостерігаються в моделюванні «традиційної сірої інфраструктури», де, наприклад, досліджуються концептуальні представлення каналізаційних систем, щоб уможливити аналіз сценаріїв та дослідницьке моделювання можливих майбутніх переходів [12, 13]. Окрім цих розробок, інтегровані моделі розширили свою спрямованість за межі міської системи водопостачання, включивши знання з інших дисциплін. Помітні приклади в останній літературі включають зв'язок із моделюванням викидів парникових газів, міський розвиток і планування міст майбутнього і міська кліматологія, зокрема, ефект міського теплового острова, який поширений у багатьох містах. Спроби пов'язати міський дренаж із моделюванням водопостачання залишаються обмеженими, але їх слід заохочувати, оскільки повторне використання води стало актуальним у зв'язку зі

збільшенням кількості міст, що відчувають нестачу води, і життєздатністю дощової води та повторне використання сірої води.

Можна зазначити створення потенційної платформи для кращого залучення та спілкування між різними зацікавленими сторонами в управлінні міськими системами водопостачання. Це застосовувалося на різних етапах життєвого циклу управління системою міських стічних вод, тобто планування, залучення зацікавлених сторін, проектування та експлуатація. Безсумнівно, це більш широке залучення практиків принесе користь розробці інтегрованої моделі через уточнення цілей моделювання, розробку ключових кількісно вимірних цілей, що охоплюють сектори та дисципліни, а також створення швидших, ефективніших дослідницьких і придатних до цілей моделей для інтегрованої оцінки.

Тенденції та проблеми в обчислювальній гідродинаміці та очищення питної води

Обчислювальна гідродинаміка (CFD) стає все частіше використовуваним інструментом у сфері очищення стічних і питних вод [3] як у дослідженнях, так і на практиці. Все більше вчених та інженерів усвідомлюють величезний потенціал CFD, а також той факт, що вартість дослідження CFD за визначенням не є високою. Наразі спостерігаються різні рівні CFD. «Базовий CFD» обмежується визначенням поля потоку рідини, тоді як «розширений CFD», включаючи, наприклад, кілька фаз і кінетики, розкриває інший рівень потенціалу. Кожне дослідження CFD вимагає необхідних навичок у механіці рідини/гідравліці, інженерії процесів та чисельному моделюванні і в цьому відношенні слід завжди застосовувати основи належної практики моделювання.

У галузевих умовах спостерігається зростання різного попиту на CFD. Традиційно CFD використовувався для усунення несправностей систем, які вже були побудовані. Перша тенденція полягає в тому, що CFD зараз використовується як доповнення на етапі інженерного проектування, щоб удосконалити проекти на основі емпіричних правил і уникнути неприємних сюрпризів після будівництва. Це можна назвати «CFD для проектування, заснованого на моделях», що, швидше за все, стане основною і навіть стандартною практикою в тендерах. Друга тенденція полягає в тому, що постачальники технологій все більше бачать силу CFD для скорочення часу виходу своїх технологій на ринок і застосування принципу якості за проектом (QbD). Це можна зробити за допомогою «віртуального пілотування», тим самим (частково) замінивши фізичні пілотні дослідження. Таким чином, CFD може зменшити витрати, а дизайнер може протестувати багато інших сценаріїв. Переважно ці вправи містяться в розширених додатках CFD.

В академічному середовищі існують такі тенденції: багатофазні підходи все ще є складними, особливо в процесах WRRF, оскільки вони часто включають емпіричні підмоделі/функції, які потребують вдосконалення (наприклад, уніфікована структура для різних режимів седиментації, флокуляції, реології тощо). В аерованих реакторах потрібне краще прогнозування динаміки бульбашок, щоб краще оцінити перенесення газу. У цьому відношенні «моделі балансу населення» мають потенціал для охоплення розподілу розмірів бульбашок. Вплив реологічних властивостей рідини також має значення. Ще одна можливість щодо вдосконаленої CFD веде до кращого розуміння властивостей агрегатів біомаси (флокулів/гранул/біоплівки) у зв'язку з гідродинамікою та особливо напруженою зсуву. Розглядаючи кінетику в

поєднанні з CFD, можна включити різні компоненти транспортування та змішування в різних масштабах: адвекцію (через поле швидкості), а також молекулярну і турбулентну дифузію. У цьому контексті віртуальні індикаторні тести забезпечують релевантний метод для оцінки транспорту та дисперсії розчинених речовин, а також для перевірки моделей. Ця валідація також може включати інші методи: відповідно до мети моделювання вибір відповідного методу валідації та його рівень точності має бути ретельно розглянутий.

Для побудови обчислювально ефективних моделей для динамічного моделювання та/або моделювання в масштабах заводу все більшим пріоритетом стає отримання компартментальних моделей із CFD-аналізу. «Компартментна модель є репрезентативною для геометрії системи та просторових розподілів явищ, що відбуваються» [14]. Як правило, компартментальні моделі використовуються там, де на рух рідини не впливають інші явища (наприклад, кількість завислих твердих речовин у змішаній рідині збільшується з часом, впливаючи на щільність і реологію), і тому необхідно розробити низку нових підходів, щоб забезпечити плавний перехід від “повного” CFD до моделювання в масштабах підприємства.

Моделювання невизначеності та ризику

В останні роки використання моделей як допоміжних засобів при проектуванні та експлуатації очисних споруд постійно зростає. У проектуванні математичні моделі, реалізовані в програмному забезпеченні моделювання, є першим і часто єдиним методом проектування, який використовують інженери. Вони використовуються замість або в поєднанні з традиційними евристичними рекомендаціями (наприклад, коефіцієнти безпеки). Під час

операцій для оптимізації все частіше використовуються математичні моделі. На відміну від інструкцій з проектування, де невизначеність і мінливість враховуються за допомогою коефіцієнтів безпеки та пікових факторів, моделі процесу зазвичай не включають процедури оцінки ризику. Таким чином, при використанні симуляторів для прогнозування енергетичних потреб, потенціалу відновлення ресурсів, якості стоків та екологічних ризиків, наприклад для заводу з 30-річним проектним горизонтом, поки що неясно, як невизначеність, пов'язана, наприклад, зі зміною клімату, перетвориться на відповідну гнучкість дизайну для відповідності всім критеріям, описаним вище. У міських умовах дослідницьке моделювання на основі сценаріїв набуло широкого поширення, що дозволяє врахувати глибоку невизначеність у майбутньому плануванні шляхом розуміння потенційних шляхів переходу [12].

Таким чином, існує потреба у включенні інструментів оцінки ризику в симулятори. Це дозволить використовувати потужність моделей і забезпечить методи кількісної оцінки невизначеності в проектах. Комунальним підприємствам знадобляться такі інструменти, оскільки вони починають більше просуватися до впровадження управління ризиками, а не до уникнення ризиків, щоб принести більше цінності людям, яких вони обслуговують. Зростаючий тиск витрат, який відчувають комунальні підприємства, у поєднанні з можливістю кількісної оцінки ризику процесу відкриває сфери, якими комунальні підприємства можуть скористатися [6]. Цікавим аспектом цієї тенденції є зв'язок між ризиком в комунальному підприємстві та його здатністю використовувати ці нові інструменти управління ризиками.

Зараз у центрі уваги є застосування цифрових близнюків у водному секторі.

Цифрові двійники – це комбінації моделей, які забезпечують цифрове представлення певної частини системи водопостачання (наприклад, WRRF, каналізація тощо) і використовують дані в реальному часі з кількох джерел. Незважаючи на те, що цифрові двійники є перспективними інструментами для прийняття рішень, їх розробці бракує єдиного підходу. Такі аспекти, як складність моделі, обробка невизначеності та вимоги до даних, серед іншого, потребують належної оцінки, щоб забезпечити успішне застосування цифрових двійників.

Висновок.

Необхідно налагодити більш тісну взаємодію з іншими SG для подальшого зміцнення «інтегрованого» аспекту SG MBC. Це стосується як сфер застосування (наприклад, технології питної та технічної води), так і методологічних аспектів. Потенційним шляхом було б створення спільних TG з конкретних тем. Конкретний приклад – запуск TG «Моделювання мембранних процесів» (діє з 2018 року). Спільні вебінари під егідою кількох TG також були започатковані та продовжуватимуть розвиватися [15, 16].

Література

1. Uncertainty in wastewater treatment design and operation. E. Belia et al IWA Scientific and Technical Report no. 21, IWA Publishing, London, UK ISBN 9781780401027. 2021
2. Ye L., Porro J., Nopens I. Quantification and modelling of fugitive greenhouse gas emissions from urban water systems. IWA Scientific and Technical Report, IWA Publishing, London, UK, ISBN 9781789060454. 2022.

3. Laurent J., Samstag R., Wicks J., Nopens I. (). CFD modelling for wastewater treatment processes. IWA Scientific and Technical Report, IWA Publishing, London, UK, ISBN 9781780409023. 2022
4. Batstone, D. Generalised Physicochemical Model No. 1 (PCM1). for water and wastewater treatment. IWA Scientific and Technical Report no. 29, IWA Publishing, London, UK, ISBN 9781780409825 (to appear). 2022.
5. Vanrolleghem P.A. Digitalization of water - Back to the future. 10th IWA Symposium on Modelling and Integrated Assessment (Watermatex 2019), Copenhagen, Denmark, 1-4 September. 2019.
6. The future of WRRF modelling - Outlook and challenges. P. Regmi et al. *Water Science and Technology*. 2018. V. 79(1), P. 3-14.
7. The application of life cycle assessment (LCA). to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. L. Corominas et al. *Water Research*. 2020. V. 184. 116058.
8. Jamali B., Bach P.M., Deletic A. Rainwater harvesting for urban flood management - An integrated modelling framework. *Water Research*. 2020. V. 171.115372.
9. Recent insights on uncertainties present in integrated catchment water quality modelling. F. Tscheikner-Gratl et al. *Water Research*. 2019. V. 150. P. 368-379.
10. Berkhahn S., Fuchs L., Neuweiler I. An ensemble neural network model for real-time prediction of urban floods. *Journal of Hydrology*. 2019. V. 575. P. 743-754.
11. European Commission (2020). Nature-based Solutions European Commission. Available at: <https://ec.europa.eu/research/environment/index.cfm?pg=nbs> (accessed: 12 February 2020).

12. A simplified sanitary sewer system generator for exploratory modelling at city-scale. N. Duque et al. *Water Research*. 2022. V.209. 117903.
13. Hanging gardens algorithm to generate decentralized layouts for the optimization of urban drainage systems. A.E. Bakhshipour et al. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 2019. V. 145(9). 04019034.
14. Compartmental modelling in chemical engineering: A critical review. N. Jourdan et al. *Chemical Engineering Science*. 2019. V.210. P. 115-196.
15. Patrick A. et al. on behalf of the Modelling and Integrated Assessment Specialist Group. P. 26-33. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition.* International Water Association. 2022. 174 p.
16. Мокієнко А.В. Моделювання та комплексне оцінювання. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №5. С. 32-39.

ЛЕКЦІЯ 11

ІННОВАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ВИДАЛЕННЯ АЗОТА ТА ФОСФОРА

Вступ.

Початок біологічного видалення нутрієнтів (BNR) зі стічних вод відноситься до початку 1960-х років для видалення азоту (N) і фосфору (P) [1] і 1970-х років для поєднаного видалення N і P [2]. Шкідливе цвітіння водоростей, гіпоксичні умови та втрата зануреної водної рослинності є результатом прискореного росту водоростей і фітопланктону через високі концентрації нутрієнтів. Евтрофікація створює ризики для здоров'я населення внаслідок прямого впливу токсинів, що передаються водою, та/або вживання молюсків, забруднених токсинами водоростей. Для боротьби зі шкідливими наслідками евтрофікації внаслідок надмірного вмісту азоту та фосфору у водному середовищі BNR став найкращим методом у всьому світі, особливо для азоту. За останнє десятиліття BNR швидко поширився в багатьох країнах Азії, Південної Америки та Африки як найбільш економічний і ефективний метод контролю нутрієнтів у стічних водах [3].

Технології обмеження нутрієнтів зараз переважають в Європі та Азії, в тому числі нещодавно у великих населених пунктах Китаю та Індії. У Північній Америці переважають ліміти фосфору, які в основному застосовуються для систем прісної води, а ліміти азоту для гирлових систем. Типові проектні вимоги до загального азоту становлять 10-15 мг N/л, незалежно від стічних вод і співвідношення вуглець/азот. Для чутливих гирлових систем застосовуються суворіші обмеження вмісту азоту з обмеженнями всього 3-4 мг N/л для загального азоту.

Потреби в аміаку більш варіюються і становлять лише 1 мг N/л або в багатьох випадках не вказуються. Обмеження загального вмісту фосфору зазвичай становлять 1-2 мг P/л, причому для чутливих водойм застосовуються набагато суворіші обмеження 0,1-0,2 мг P/л, а для дуже чутливих озер і річок в Північній Америці – 0,05 мг P/л.

Існуючі знання.

Технології контролю та видалення нутрієнтів на очисних спорудах (ОСВ) - це переважно біологічні процеси для видалення азоту та переважно хімічні процеси для видалення фосфору. Крім того, широко використовується біологічне видалення фосфору або комбінація біологічного та хімічного видалення. Системи видалення нутрієнтів успішно експлуатуються в багатьох частинах світу протягом десятиліть для захисту водойм від евтрофікації. Однак ці системи були зосереджені на обробці стічних вод і утилізації залишків для відповідності стандартам стоків з використанням надзвичайно консервативних методологій проектування із використанням великої кількості електроенергії та реагентів [4]. Останніми роками ця парадигма, заснована на нормативному дотриманні, почала змінюватися в бік деяких форм інтенсифікації, часто орієнтуючись на більш суворі обмеження на викиди при мінімальних витратах ресурсів. Оскільки видалення нутрієнтів у традиційних процесах їх біологічного видалення (BNR) тісно пов'язане з органічним вуглецем, зміна оптимізації вуглецевого та енергетичного балансів глибоко впливає на контроль нутрієнтів. У майбутньому очисні споруди можуть стати більш екологічно стійкими завдяки (1) максимізації ефективності видалення, (2) оптимізації конструкції (3), збереженню значних матеріальних та енергетичних ресурсів і (4) мінімізації

викидів CO_2 . Висуваються інтенсифіковані низькоенергетичні технології утримання біомаси в біореакторах (гранульований осад, носії біоплівки та гібридні системи). Перспективна зміна парадигми включає також скорочені процеси видалення азоту, тобто процес нітритного шунтування (нітрифікація/денітрифікація), деамоніфікація (часткова нітрифікація/анаммокс, PNA) і часткова денітрифікація в поєднанні з анаммоксом (PdNA) [5, 6].

Відновлення та повторне використання нутрієнтів зі стічних вод залишається в центрі уваги. Технічні рішення для відновлення N і P доступні, однак необхідне виявлення продуктів відновлення нутрієнтів у широкому діапазоні галузей промисловості. На сьогодні вивчено десятки підходів до відновлення P [7] і поточні дослідницькі зусилля спрямовані на збільшення загальних відновлених кількостей з особливим акцентом на рослинах для потенційно більшої ефективності. Для відновлення азоту в побічному потоці було ідентифіковано майже 50 різних фізичних, хімічних і (певною мірою) біологічних методів. Більшість з них виробляють сульфат амонію у формі кристалів або рідкого розчину [8]. Також заслуговує на більшу увагу виділення нутрієнтів із сечі, харчових відходів, відходів сільського господарства та аквакультури.

Видалення та відновлення нутрієнтів не обов'язково слід розглядати як альтернативи чи конкуренти. Обидва вони можуть доповнювати один одного, роблячи схему очищення максимально ресурсозберігаючою.

Інтегроване управління нутрієнтами на цих підприємствах має враховувати економічні показники та загальний вплив на навколишнє середовище, наприклад, викиди парникових газів (особливо закису азоту) і вуглецевий слід; розробка та застосування показників стійкості, енергоефективності, використання відновлених

продуктів та використання хімікатів.

Загальні тенденції та виклики

Основні проблеми для видалення та відновлення нутрієнтів полягають у наступному:

- вартість технологій;
- стійкість у контексті дотримання низьких стандартів стоків;
- складність та контроль процесу, наявність кваліфікованої робочої сили;
- бажане управління викидами парникових газів від установок видалення нутрієнтів стічних вод;
- низька цінність продуктів відновлення біогенних речовин зі споруд стічних вод;
- стійкість і надійність підходів до управління нутрієнтами в контексті зміни клімату, дотримання низьких і послідовних стандартів стоків або продуктів.

Загальні технологічні тенденції управління нутрієнтами включають:

- процеси видалення нутрієнтів з ефективним використанням вуглецю засновані на комбінації підходів скороченого видалення азоту та біологічного фосфору;
- енергетична нейтральність і управління вуглецевим слідом;
- розширені підходи до процесу управління нутрієнтами;
- інтеграція молекулярних інструментів в управлінні нутрієнтами;
- технології відновлення фосфору для інтеграції з його хімічним видаленням.

Процеси видалення нутрієнтів з ефективним використанням вуглецю

В останні роки дослідження були зосереджені на альтернативних стратегіях видалення азоту, які зменшують капітальні, хімічні та енергетичні витрати. Для досягнення цих цілей технології демонструють такі особливості.

Ефективне використання вуглецю у стічних водах, що поступають до BNR, може сприяти видаленню азоту та біологічного фосфору за допомогою оптимізованих стратегій контролю аерації або поступової подачі стічних вод у систему BNR.

Запропоновано схеми скороченого видалення азоту, які включають комбінацію звичайної нітрифікації/денітрифікації та різних рівнів нітризації/денітризації, нітризації/анаммоксу або часткової денітрифікації/анаммоксу. Ступінь скороченого видалення азоту залежить від наявності вуглецю і її слід вважати динамічною.

Основні процеси скороченого видалення азоту та деамоніфікації представляють зміну парадигми для промисловості, пропонуючи можливість для сталого видалення азоту, енергонеітральних або навіть енергоефективних об'єктів і різкого скорочення витрат на обробку з широкою екологічною перевагою. Крім того, успішне скорочене видалення азоту може дозволити покращити відновлення вуглецю, дотримуючись при цьому лімітів стічних вод.

Повномасштабне впровадження стандартного швидкого і особливо скороченого видалення азоту на основі анаммокса показало ефективність [9]. Системи скороченого видалення азоту, розроблені на основі часткової денітрифікації (PdN), а не шляху виключення NOB

(бактерії, що окиснюють нітрити), можуть забезпечити більш надійне виробництво нітритів і можуть прискорити повномасштабне впровадження скорочених технологій видалення азоту. Технології часткової денітрифікації /anammox (PdNA) демонструють швидку тенденцію до повномасштабного застосування в рослинах [10-12]. Зменшення витрат на використання хімікатів стало головною рушійною силою швидкого видалення азоту з економією енергії.

Енергетична нейтральність і управління вуглецевим слідом

Завдяки загальнонаціональним і континентальним зобов'язанням щодо пом'якшення кліматичних змін у Європі, Австралії та інших частинах світу управління вуглецевим слідом на додаток до очищення стало важливою метою. Енергетичні баланси в основному контролюються шляхом посилення перенаправлення вуглецю зі стічних вод до осаду та анаеробного зброджування осаду та косубстратів для прямого виробництва метану [13]. Крім того, вибір обладнання для аерації та впровадження стратегій її контролю стали важливими для зменшення потреби в енергії для аерації в біологічних системах, на яку зазвичай припадає близько 60% загального споживання енергії. Таким чином, загальний енергетичний баланс рослини тісно пов'язаний із управлінням вуглецем та ефективним видаленням нутрієнтів.

Викиди закису азоту повномасштабними очисними спорудами створюють основну невизначеність вуглецевого сліду заводу. Кілька комунальних підприємств у Європі за останні кілька років інвестували в онлайн-вимірювання закису азоту. Однак проблема полягає в тому, що все ще непросто розрізнити керівні фактори утворення оксиду

азоту в повномасштабних системах [14]. Тому справжнє управління та скорочення викидів закису азоту поки що неможливе. Комунальним службам потрібні нові інструменти, які дають змогу зрозуміти механізми утворення азоту в динамічних умовах. Останнє може зрештою призвести до розробки відповідних підходів.

Удосконалені підходи до управління процесом для управління нутрієнтами

Наріжний камінь технологій скороченого видалення азоту лежить в останніх досягненнях у стратегіях керування, що забезпечуються передовими датчиками та автоматизацією. Фактично, передові стратегії контролю аерації, такі як контроль аерації на основі аміаку (ABAC) і контроль на основі аміаку та NO (AvN) показали значне заощадження енергії на аерації порівняно зі звичайним контролем на основі розчиненого кисню [5]. На додаток до ключової ролі контролю процесу управління ресурсами, більш суворі ліміти на азот збільшили потребу в надійному контролі процесів, щоб збалансувати експлуатаційні витрати з вимогами.

Крім того, інтеграція управління нутрієнтами з повторним використанням води в сільському господарстві породила нові очікування щодо систем видалення нутрієнтів і створила потребу в дуже стабільній якості води. Останні розробки інструментів аналізу даних для виконання автоматизованої діагностики на онлайн-зондах, корекції дрейфу зонда та покращення стабільності контролерів процесів заслуговують більше уваги, щоб відповідати очікуванням якості води. Крім того, такі підходи можуть призвести до розробки кращих інструментів для інформування про необхідні дії та забезпечення систем раннього попередження, щоб уникнути порушень лімітів,

небажаних викидів парникових газів та/або збільшення експлуатаційних витрат.

Інтеграція молекулярних інструментів в управління нутрієнтами

Мікробні спільноти є основою очисних споруд, а біологічні процеси є ключовими гравцями в нових ресурсо- та енергоєфективних схемах очищення. Порівняно зі звичайними системами, надійні технології швидкого видалення N вимагають більш високого рівня контролю для підтримки тонкого балансу між домінуючими мікробними групами. У цій перспективі необхідні нові молекулярні інструменти та підходи для швидкої та дешевої характеристики складних спільнот. Завдання полягає в розумінні факторів, що регулюють метаболізм кожного зацікавленого члена спільноти і їх взаємодій, а також у перекладі цього розуміння на проектування процесів і стратегії контролю. В останні роки є величезний прогрес в методах на основі ДНК і РНК [15]. Відновлення повних геномів із метагеномів складних екосистем зараз є найсучаснішим. На основі геномних даних склад і метаболічний потенціал певної спільноти та їх динаміка можуть бути охарактеризовані з безпрецедентною детальністю. Однак сам по собі метагеномний аналіз не дає інформації про фактичні метаболічні функції, які виражаються домінантними мікроорганізмами. З цією метою метатранскриптоміки з роздільним геномом можуть бути використані для створення моделей експресії генів і активних популяцій (наприклад, найактивніших N-циклічних таксонів) [16]. Крім того, це дозволяє отримати одночасно філогенетичну та функціональну характеристику залучених мікроорганізмів і те, як змінюється їхня роль у відповідь на операційні або технологічні зміни [17]. Це зріла

технологія і її застосування суттєво змінить розуміння мікробіомів очисних станцій у наступні роки. Інструменти Omics також надають засоби для використання нещодавно відкритих або погано вивчених функціональних груп як у циклі азоту, наприклад бактерії *comammox*, так і в циклі Р, наприклад *Tetrasphaera*. Ключовою потребою в майбутньому є розробка підходів не лише до використання метаоміки чи інших молекулярних інструментів для розуміння цих процесів, але й для їх оптимізації, розробки нових біопроцесів, націлених на відновлення нутрієнтів, і навіть для керування процесом майже в режимі реального часу. Прогрес у швидкому секвенуванні ДНК за допомогою, наприклад, секвенування MinION, обіцяє швидке просування до цієї мети [18]. Очікується, що розширена взаємодія між мікробною екологією та водною інженерією допоможе усунути ці прогалини в знаннях.

Технології відновлення фосфору для інтеграції з хімічним видаленням фосфору

Хімічне осадження фосфору є широко використовуваним методом його видалення і це важливий етап, коли потрібно досягти низьких або надзвичайно низьких концентрацій. Крім того, це відносно стабільний і регульований процес. Потенціал відновлення Р був оцінений лише нещодавно, оскільки протягом останніх п'яти років були розроблені нові технології, націлені на заводи з хімічного видалення Р [19]. Фінська компанія RAVITA і голландська фірма ViviMag є останніми прикладами нових перспективних технологій для відновлення Р. У випадку RAVITA фосфор відновлюється у вигляді фосфорної кислоти, у випадку ViviMag у вигляді вівіаніту.

Основною ідеєю процесу RAVITA є доосадження

фосфору з водної фази наприкінці всього процесу очищення стічних вод і отримання відокремленого хімічного шламу [20]. Відокремлений хімічний осад потім обробляється шляхом розчинення та екстракції розчинник-розчинник, у результаті чого основним продуктом відновлення є фосфорна кислота.

Технологія VivMag базується на процесі магнітної сепарації, за допомогою якого нерозчинний фосфат заліза (вівіаніт) виділяється з осаду стічних вод після анаеробного зброджування. Під час анаеробного зброджування Fe(III) відновлюється до Fe(II), що призводить до утворення вівіаніту. Розділення ґрунтується на парамагнітному характері вівіаніту.

Обидві технології наразі знаходяться на пілотному етапі та демонструють високий потенціал відновлення P (>70% входу P). Майбутнє тестування та дослідження повинні дати розуміння вартості продукту, простоти експлуатації та загального бізнес-кейсу.

Висновки та програма досліджень або розробок

Дослідження та впровадження ресурсозберігаючого видалення поживних речовин прискорюються в багатьох регіонах світу, що призводить до потреби в кращому розумінні основних механізмів для подальшого вдосконалення контролю систем очистки. Інтенсифікація процесів, ефективність використання ресурсів і стійкість є важливими характеристиками, необхідними для розвитку технологій майбутнього [21, 22].

Література

1. Levin G. V., Shapiro J. Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms. *Journal Water Pollution*

- Control Federation*. 1965. V. 37(6). P. 800-821.
2. Barnard J.L. Cut P and N without chemicals. *Water & Wastes Engineering*. 1974. Part 1, 11(7), 33-36; Part 2, 11(8), 41-43.
 3. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. W. Steffen et al. *Science*. 2015. V. 347. 6223.
 4. Van Loosdrecht M. C. M., Brdjanovic D. Water treatment. Anticipating the next century of wastewater treatment. *Science*. 2014. V. 344 (6191). P. 1452-1453.
 5. Optimization of a mainstream nitrification-denitrification process and anammox polishing. P. Regmi et al. *Water Science & Technology*. 2015. V. 72(2). P. 632-642.
 6. Full-scale partial nitrification/ anammox experiences - An application survey. S. Lackner et al. *Water Research*. 2014. V. 55. P. 292-303.
 7. Egle L., Rechberger H., Krampe J., Zessner M. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of The Total Environment*. 2016. V. 571. P. 522-542.
 8. Beckinghausen A., Odlare M., Thorin E., Schwede S. From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. *Applied Energy*. 2020. V. 263. 114616.
 9. Rahimi S., Modin O., Mijakovic I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances*. 2020. V. 43. 107570.
 10. Optimizing Carbon Addition to a Polishing Partial Denitrification/Anammox MBBR using Online Control. C. Campolung et al WEF Nutrient Removal and Recovery, Raleigh NC, USA. 2018.

11. Partial denitrification providing nitrite: opportunities of extending application of anammox. R. Du et al. *Environment International*. 2019. V. 131. 105001.
12. Nitrate residual as a key parameter to efficiently control partial denitrification coupling with anammox. T. Le et al. *Water Environment Research*. 2019. V. 11. P. 1455-1465.
13. Maktabifard M., Zaborowska E., Makinia J. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*. 2020. V. 300. 122647.
14. Linking seasonal N₂O emissions and nitrification failures to microbial dynamics in a SBR wastewater treatment plant. W. Gruber et al. *Water Research*. 2021. 100098. HSY (2022).
15. Critical assessment of metagenome interpretation-a benchmark of metagenomics software. A. Sczyrba et al. *Nature Methods*. 2017. V. 14(11). P. 1063-1071.
16. Metabolic network analysis reveals microbial community interactions in anammox granules. C.E. Lawson et al. *Nature Communication*. 2017. V. 8. 15416.
17. Critical Assessment of MetaProteome Investigation (CAMPI): a multi-laboratory comparison of established workflows. T. Van Den Bossche et al. *Nature Communications*. 2021. V. 12(1).
18. Oxford Nanopore R10.4 long-read sequencing enables near-perfect bacterial genomes from pure cultures and metagenomes without short-read or reference polishing. M. Sereika et al. 2021. doi.org/10.1101/2021.10.27.466057.
19. Phosphorous removal and recovery from urban wastewater: Current practices and new directions. F. Di Capua et al. *Science of the Total Environment*. 2022. V. 823. 153750.

20. Rossi L., Reuna S., Fred T., Heinonen M. RAVITA Technology - new innovation for combined phosphorus and nitrogen recovery. *Water Science & Technology*. 2018. V. 78(12). P. 2511-2517.
21. De Clippeleir H. et al. on behalf of the Nutrient Removal and Recovery Specialist Group. P. 34-38. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition.* International Water Association. 2022. 174 p.
22. Мокієнко А.В. Інноваційні технології видалення азоту та фосфору. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №5. С. 51-55.

ЛЕКЦІЯ 12 ІННОВАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ЯК ВАЖЕЛІ СТРАТЕГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ АКТИВАМИ

Вступ

Дана лекція має на меті пояснити, чому та як інноваційні технології сприяють стратегічному управлінню активами (SAM) систем водопостачання, водовідведення та дренажних систем. Управління активами (AM) у водному секторі має справу з управлінням водними інфраструктурами та послугами з відповідальністю між поколіннями, одночасно маючи справу з продуктивністю, ризиком і вартістю [1]. Простіше кажучи, стратегічне управління активами — це те, як діяти сьогодні, щоб захистити майбутнє наших дітей. Очікується, що в рамках основної мети постачання питної води, збирання та очищення стічних вод і дренажу зливових вод системи водопостачання мають:

- забезпечити якісні послуги для всіх у будь-який час;
- забезпечити ефективну та безпечну інфраструктуру та послуги;
- стати більш надійними, гнучкими і витривалими;
- захищати природне та антропогенне середовище.

Крім того, системи водопостачання сьогодні стикаються з проблемами, які є рушійною силою змін. Ці драйвери взаємопов'язані і частково перекривають один одного. Комунальні служби повинні вирішувати їх одночасно та комплексно, зокрема:

- розглядати надзвичайну ситуацію, пов'язану зі зміною клімату, та її очікуваний вплив на якість і кількість міської води в середньому та за стресових подій;

- сприяти досягненню Цілей сталого розвитку (ЦСР) ООН і дотриманню прав людини на воду та санітарію;
- розуміти взаємозв'язки між службами водопостачання та охороною здоров'я та співпрацювати з відповідними організаціями;
- відігравати ефективну роль у економіці, сприяючи системам замкнутого циклу та мінімізуючи використання ресурсів і виробництво відходів, забруднення та викиди вуглецю;
- визнати зв'язки між водою, енергією та продовольством і потребу в підході до забезпечення водної та продовольчої безпеки, сталого сільського господарства та виробництва енергії в умовах зростання потреб [2].

Підприємства міського водопостачання сприймають ці рушійні сили, постійно включаючи їх у своє бачення та стратегічні цілі та поступово враховуючи їх у своїх планах стратегічного управління активами (SAM).

Ці виклики спонукають міські водопровідні підприємства розвиватися до нових стандартів. Проте більшість активів системи водопостачання є дорогими для будівництва та розраховані на кілька десятиліть. Комунальним службам доводиться мати справу з дуже цінною, але також досить вимогливою спадщиною. Цю інфраструктуру неможливо замінити у відповідності із темпами еволюції, які потрібні світові. Шлях до цих нових стандартів передбачає стратегічне управління існуючими системами водопостачання шляхом їх переосмислення, змушуючи їх еволюціонувати від поточного стану до бажаної майбутньої конфігурації. У цьому процесі заміна активів, які вийшли з ладу, не може бути параметром за замовчуванням. Усі реабілітаційні втручання – це можливості для покращення. Якщо це шлях, очікується

складність переходу, і існує глибока невизначеність, пов'язана зі змінами. Фактично, інноваційні технології є частиною рішення. Технологія відіграє все більшу роль у всіх процесах вищезгаданого переходу: планування, перепроєктування, (ре)конструкція, операції та використання. Переосмислення існуючих систем і поєднання використання довгострокових активів із сучасними технологіями (наприклад, для очищення води, для моніторингу та контролю процесів) є єдиним можливим шляхом до сталого та стійкого водопостачання.

Ключова термінологія

Відповідно до стандарту ISO 55000:2014 [3], управління активами – це скоординована діяльність організації з отримання вартості від активів. Реалізація цінності, як правило, передбачає балансування витрат, ризиків, можливостей і вигод від ефективності. Термін «діяльність» також може стосуватися застосування елементів системи управління активами, і він має широке значення та може включати, наприклад, підхід, планування, плани та їх реалізацію. Актив — це предмет, річ або об'єкт, який має потенційну або фактичну цінність для організації [3]. Період від створення активу до кінця його життя є терміном служби активу. Організація може вибрати управління своїми активами як групою, а не індивідуально, відповідно до своїх потреб і для отримання додаткових переваг. Такі групи активів можуть бути системами або портфелями активів.

Управління інфраструктурними активами міської водопровідної інфраструктури розглядається як набір процесів, які комунальні підприємства повинні мати на місці, щоб гарантувати відповідність продуктивності інфраструктури цільовим показникам обслуговування з

плином часу; адекватне управління ризиками; мінімізацію відповідних витрат протягом усього терміну експлуатації [1]. У рамках цієї публікації інфраструктура включає в себе всі фізичні активи міських систем водопостачання, як підземних, так і наземних.

Наявні знання з теми

Стратегічне управління водними системами передбачає врахування трьох взаємодоповнюючих точок зору, які представлені в Лісабонській хартії IWA [4] і в принципах IWA для міст, які розумно використовують воду [5]:

- державна політика: розумна державна політика забезпечує сприятливе середовище для служб водопостачання щодо впровадження стратегічного управління активами [6, 7];
- регулювання: ефективне регулювання послуг водопостачання є ключовим фактором підвищення якості та стійкості послуг водопостачання [8];
- менеджмент: кваліфіковане управління комунальними підприємствами послугами водопостачання як кінцевими споживачами цих нових стандартів [9-11].

Зазвичай використання технології як важеля асоціюється з процесами управління. За даними Global Water Intelligence (GWI), використання технології для підтримки управління активами у всьому світі дало потенційну економію загальних витрат на процеси виробництва питної води (обробка, розподіл, обслуговування клієнтів, вимірювання та виставлення рахунків) протягом 5 років (2016-2020) у розмірі приблизно 176 мільярдів доларів США, тоді як потенційна економія в секторі стічних вод становить близько 143 мільярди доларів

США [12]. Економія за рахунок впровадження цифрових рішень у системах водопостачання (наприклад, для контролю витоків, дистанційного виявлення скиду стічних вод або для посилення залучення споживачів), як очікується, становитиме від 12% до 18% поточних ОРЕХ (operating expense, operating expenditure, operational expense, operational expenditure — щоденні витрати компанії для ведення бізнесу, виробництва продуктів або послуг), дещо вище в очищенні, ніж у розподілі та зборі [13]. Тим не менш, технологія також може сприяти ефективній державній політиці та підтримувальному регулюванню, які потім будуть пов'язані з процесами управління, будучи або чинниками (або бар'єрами) для змін.

Державна політика

Уряди (на національному, регіональному чи місцевому рівнях) визначають свої конкретні цілі і для їх досягнення вони повинні встановити та реалізувати державну політику щодо активів і ресурсів, максимізуючи їх цінність для суспільства та навколишнього середовища в довгостроковій перспективі. На практиці державна політика, що створює сприятливе середовище для управління активами, досягне поставлених цілей ефективніше та результативніше [6, 7]. Будь-яка державна політика щодо доступу до безпечних і надійних послуг з водопостачання повинна застосовувати цілісний підхід, що стосується кількох ключових складових [8], багато з яких виграють від впровадження інноваційних технологій для їхньої прозорості, відстеження та підзвітності. Ключові будівельні блоки такої державної політики включають, серед іншого:

- створення стратегічних галузевих планів;
- розробка законодавчої бази, яка є зрозумілою,

доступною та простою для вирішення комунальними підприємствами вимог до систем управління активами, відповідних механізмів примусового виконання та інструментів покарання;

- впровадження процесу, який своєчасно розподіляє фінансові ресурси для проектів, пов'язаних з активами;
- залучення суспільства;
- надання інформації для забезпечення прозорості та підзвітності.

Цим будівельним блокам сприятимуть інноваційні технології, зокрема цифрові технології, надійні та безпечні мережі, бази даних і платформи. Ці технології пропонують нові можливості для покращення державної політики, надаючи їй ширшу та точну інформацію, механізми контролю та інструменти участі суспільства. З іншого боку, уряд зобов'язаний створити середовище, відкрите для інновацій у стратегічному управлінні активами, що має вирішальне значення в секторі, який традиційно є дуже консервативним через його монополістичний характер, низьку вартість послуг порівняно з іншими державними послугами.

Сприяння використанню існуючої інфраструктури за допомогою балансу між новими активами (розширення) та обслуговуванням і відновленням існуючих активів сприятиме інноваціям. Переосмислення функції активу, впровадження стратегії продовження терміну його корисного використання, інноваційні технології матеріалізуються, наприклад, за допомогою безтраншейних технологій, природних рішень, нових матеріалів або передових технологій очищення. Соціальні медіа та покращені канали комунікації сприятимуть державній політиці, пов'язаній із залученням громади, шляхом усвідомлення цінності активів, включаючи перспективу

відповідальності між поколіннями, а також шляхом підвищення обізнаності щодо окремих ролей для вирішення колективних проблем [13]. Наприклад, вони, найімовірніше, скоригують споживацьку поведінку громадян, якщо їм буде повідомлено, що ось-ось посуха, і вони переосмислять свою «водну поведінку» як більш економну. Спільне прийняття рішень також стає все більш і більш частиною державної політики. Відповідальність між поколіннями має бути присутньою весь час у прийнятті рішень, щоб виправдати інвестиції, результати яких безпосередньо відчуються лише в середньостроковій та довгостроковій перспективі.

Регулювання

Регулювання виграє від доступу до надійної інформації та обміну цією інформацією, а це також вимагає цифрових технологій, надійних і безпечних мереж і баз даних, а також інтеграції даних, аналітики та візуалізації. Враховуючи територіальне охоплення, основним є перехід від паперових до цифрових карт, до інтелектуальних інформаційних систем. Окрім можливостей порівняльного аналізу для комунальних підприємств, демонстрація найкращих практик також посилює синергію та конкуренцію. Подібним чином розкриття інформації про якість послуг також сприяє залученню зацікавлених сторін, які, у свою чергу, будуть більш охоче отримувати зворотний зв'язок із регуляторним органом, висловлюючи свою думку щодо послуг водопостачання. Для цього трансформація моделі взаємодії громадян у мережі, використання мереж, соціальних медіа чи додатків на мобільних пристроях може забезпечити ефективний і змістовний обмін інформацією.

Управління

Замикання циклу в міських водах (збір дощової води, використання очищених стічних вод, відновлення ресурсів, впровадження природних рішень) означає, що межа між системами водопостачання, системами водовідведення, системами зливової води та міським ландшафтом стає все більш тонкою. Це передбачає потребу в нових технологічних рішеннях, а також у нових рішеннях для управління, оскільки це створює проблему для управління активами та для безпеки цих мереж. Безпеку активів також необхідно відстежувати та контролювати. Подібним чином збільшення кількості просьюмерів (prosumers - виробники і споживачі, які повторно використовують воду в домашньому середовищі; [14]) у міських районах створює підвищений ризик, оскільки існують аспекти, які знаходяться поза контролем комунальних служб. Масове використання недорогих мікросенсорів, бажано онлайн, можна позиціонувати як частину рішення (наприклад, температура, каламутність, статус увімкнено/вимкнено). Мікросенсори є економічно ефективними, мініатюрними та високочутливими для онлайн-моніторингу змінних, пов'язаних з водою [15].

Служби водопостачання повинні розглядати зміну клімату з кількох точок зору. Деякими прикладами є зміни якості води в озерах, водосховищах і міських струмках через тривалі посухи, зниження висоти води в річках, які отримують скиди очисних споруд, збільшення повеней, комбіновані переливи каналізації або скидання неочищених стічних вод і необхідність пошуку альтернативних джерел води. Вирішення цієї багатомасштабної, багатогалузевої та багатозагрозливої проблеми, а також взаємозалежності та каскадних ефектів між міськими послугами можна досягти шляхом детального підходу за допомогою використання

об'єднаних чи інтегрованих моделей або використання цілісних та більш загальних інструментів. У будь-якому випадку супутникова інформація (для надання гідравлічних і гідрологічних даних про воду), метеорологічні моделі та географічні дані мають першочергове значення. Бажано збирати масивні дані з недорогих датчиків, з невеликих супутникових хмар або для групової розвідки (наприклад, для великого діапазону на закритих площах).

Незважаючи на те, що міста мають тенденцію до збільшення, деякі частини міських процесів водопостачання можуть бути децентралізованими. Децентралізації також сприяє збільшення кількості просьюмерів. Технологія може допомогти забезпечити ефективність, результативність і управління цими рішеннями, які залучають значно більше учасників, розкиданих по міській території.

Експлуатація та технічне обслуговування можуть значно виграти від технологічного розвитку. Використання мікротурбін є ідеєю автономності сенсора. Застосування автономних інспекційних роботів або дронів для перевірки великих труб або резервуарів з водою може значно сприяти розширенню та поглибленню оцінки стану.

Залучення зацікавлених сторін також актуальне для комунальних підприємств, оскільки клієнти, які краще знають систему, з більшою ймовірністю отримують відгук про аномалії або розумітимуть наслідки втручання (наприклад, розуміти необхідність падіння тиску, якщо попереджено, що по сусідству відбувається ремонт трубопроводу, і прийняти справедливі тарифи). Визнається, що для успішного впровадження АМ робота повинна виконуватися спільно, всередині організації та між організаціями. Усі ці види участі, як згадувалося раніше, можуть бути посилені моделями взаємодії громадян у мережі.

Для проектування системи можуть бути корисні великі та публічні набори даних (топографія, населення або гідрологічні дані) для попереднього проектування та імітаційних моделей.

Загальні тенденції та виклики

Управління інфраструктурними активами потребує інноваційних технологій і запускає багато процесів, які викликають потребу в креативних рішеннях. Державна політика, регулювання та управління активами отримують значну користь від цифрових технологій, мереж, соціальних медіа та сховищ даних. Стійкість активів (міцність, надійність, гнучкість) буде покращена за рахунок нових матеріалів, альтернативних методів реабілітації та передових технологій лікування. Експлуатація та технічне обслуговування виграють від масивного зондування, онлайн-передачі даних, інтелектуальних інформаційних систем, моделювання та статистики.

Багато з цих проблем здебільшого пов'язані з розвиненими регіонами, що може бути неправильним судженням. Специфічні технологічні проблеми виникають у країнах, що розвиваються, де часто доступність і безперервність послуг стикаються зі значними обмеженнями, і слід думати про винахідливі, креативні та індивідуальні рішення для міських районів з обмеженими ресурсами. Регіони, що розвиваються, пропонують багато відмінних можливостей і можуть бути величезним ринком для технологічних інновацій і діджиталізації вирішення водних проблем.

Цей шлях мають пройти кваліфіковані, винахідливі та відкриті людські ресурси. Навчання та підвищення кваліфікації цих людей є проблемою, яку необхідно вирішити [13].

Висновки.

Для стратегічного управління активами технологічні інновації не є метою, але це, безперечно, засіб для кращого досягнення цілей SAM. Інноваційні технології сприятимуть кращому знанню систем водопостачання; прийняттю рішень; кращому їх виконанню; моніторингу наслідків їх реалізації.

Спеціалізована група IWA SAM (SAM-SG) зосереджена на дослідженнях, досягненнях, передових практиках і комунікації в AM, і це буде продовжуватися. Конференції LESAM, які проводяться раз на два роки, традиційно призначені для презентацій, дискусій та обміну знаннями з цієї всеосяжної теми.

Наразі слід визнати, що країни повинні мати обґрунтовану державну політику, яка дозволить управляти активами. Члени SAM-SG беруть активну участь у визначенні елементів, які державна політика має враховувати для управління активами. Успішне впровадження AM передбачає спільну творчість для досягнення спільних цілей AM [16, 17].

Література

1. Alegre H., Coelho S.T. Infrastructure asset management of urban water systems, water supply system analysis - selected topics, Avi Ostfeld (Ed.), 2012. ISBN: 978-953-510889-4. DOI: 10.5772/52377. <http://goo.gl/t2Vcjp>.
2. FAO. The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW). Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earth scan, London. 2011
3. ISO 55000:2014 - Asset management - Overview, principles and terminology. International Organization

- for Standardization, Geneva, Switzerland. 2014
4. IWA. The Lisbon Charter. Guiding the public policy and regulation of drinking water supply, sanitation and wastewater management services. International Water Association. 2015.
 5. IWA. The IWA Principles for Water Wise Cities. For urban stakeholders to develop a vision and act towards sustainable urban water in resilient and liveable cities. International Water Association. 2016.
 6. Alegre H., Amaral R., Brito R.S., Baptista J.M. Public policies as strategic asset management enablers: the case of Portugal. IWA Specialist Conference - LESAM 2019 - Leading edge strategic asset management. Vancouver, Canada. 2019.
 7. An enabling environment for asset management through public policy: the benefits of standardization and application to the water sector. T. Batac et al. *Water* 13. 2021. V. 24. 3524. <https://doi.org/10.3390/w13243524>
 8. Baptista J. M. The regulation of water and waste services: an integrated approach, IWA Publishing. 2014. V. 13.
 9. Alegre H., Vitorino D., Coelho S. A utility-tailored methodology for integrated asset management of urban water infrastructure. *Water Science & Technology Water Supply*. 2013. DOI: 10.2166/ws.2013.108. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877705814025843>
 10. IAM (2019). Asset management - an anatomy. The Institute of Asset Management eds. <https://theiam.org/knowledge/assetmanagement-anatomy/>
 11. IPWEA (2015). International Infrastructure Management Manual (IIMM). Institute of Public Works Engineering Australasia.

- https://www.ipwea.org/publications/ipweabookshop/iim_m
12. GWI (2016). Water's digital future. The outlook for monitoring, control and data management systems. Pub. Global Water Intelligence.
 13. Vairavamorthy K., Sarni W. The rise of digital water. How and why digitalization can revolution in the 21st century utility, The Source. International Water Association. 2018. Issue 12.
 14. Kotler P. The prosumer movement. In: Blattel-Mink B., Hellmann KU. (eds). Prosumer Revisited. Pub. VS Verlag fur Sozialwissenschaften. 2010. DOI: 10.1007/978-3-531-91998-0_2.
 15. Microsensors and systems for water quality determination. S. Xia et al. In: Huang QA. (eds). Micro Electro Mechanical Systems. Micro/Nano Technologies. V. 2. Springer, Singapore. 2017.
 16. Brito R. S., Alegre H. on behalf of the Strategic Asset Management Specialist Group. Innovative technologies as levers of strategic asset management. P. 39-43. In Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
 17. Мокієнко А.В. Інноваційні технології як важелі стратегічного управління активами. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №5. С. 40-45.

ЛЕКЦІЯ 13

ВОДНО-БОЛОТНІ СИСТЕМИ ДЛЯ КОНТРОЛЮ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ

Вступ

Очисні водно-болотні угіддя (Treatment Wetlands TWs) — це екологічно сконструйовані системи, які видаляють забруднюючі речовини з води шляхом використання та збагачення фізичних, хімічних і біологічних процесів, що відбуваються в природі. TW належать до ширшої категорії Nature-based Solutions (NBS) для очищення води. Очисні водно-болотні угіддя можуть використовуватися для очищення стічних вод, забруднених ґрунтових вод, осаду стічних вод, потоків промислових відходів і дифузного забруднення в міських, приміських і сільських районах. Вони успішно використовуються протягом десятиліть для очищення стічних вод як у розвинених країнах, так і в країнах, що розвиваються.

Очисні водно-болотні угіддя можуть бути інтегровані в місцеве середовище та можуть надавати багато додаткових екосистемних послуг, окрім покращення якості води, включаючи, але не обмежуючись цим, утримання дощової води, пом'якшення повеней, збільшення біорізноманіття, зменшення навантаження на місцеві водні ресурси, зниження потреб енергії для будівель, збільшення виробництва продуктів харчування, створення рекреаційних зон. TW також можуть сприяти створенню циркулярної водної економіки. Міста, які хочуть стати більш стійкими до клімату, вважають головним пріоритетом збільшення інвестицій у NBS, такі як TWs, щоб вирішити соціальні, економічні та екологічні проблеми, з якими вони стикаються.

Очисні водно-болотні угіддя є енергоефективними,

надійними та можуть бути побудовані за модульним підходом відповідно до динаміки населення та майбутніх прогнозованих потреб. Вони вимагають більш простих операцій і обслуговування, ніж звичайні технології очищення стічних вод, що робить їх практичними та доступними для будівництва в будь-якій точці світу, особливо для невеликих громад (менше 5000 жителів) у країнах, що розвиваються. Це, у поєднанні з іншими додатковими перевагами, які вони надають, робить технологію очищення водно-болотних угідь придатною для вирішення проблем водопостачання та водовідведення у країнах, що розвиваються.

Ключова термінологія

Очисне водно-болотне угіддя зазвичай складається з земляного басейну, заповненого водою, яке засаджено рослинністю. Забруднена вода тече через болотисту місцевість горизонтально або вертикально. Непроникна синтетична підкладка або шар глини містить стічні води під час їх очищення. Очисні водно-болотні угіддя можуть бути побудовані з місцевих матеріалів і, як правило, вимагають менш складних операцій і обслуговування, ніж звичайні технології очищення стічних вод, що робить їх практичними та доступними для будівництва в будь-якій точці світу, особливо в країнах, що розвиваються.

Існуючі знання про системи водно-болотних угідь для контролю забруднення води

Члени групи спеціалістів IWA з водно-болотних систем контролю забруднення води є міжнародно визнаними лідерами в дослідженні та впровадженні методів очищення водно-болотних угідь. Група спеціалістів

нещодавно опублікувала сучасні технології обробки водно-болотних угідь у відкритому підручнику та новому науково-технічному звіті (STR). Підручник є частиною серії IWA «Біологічне очищення стічних вод» і має на меті запровадити використання технології очищення водно-болотних угідь у сфері біологічного очищення стічних вод [1]. Підручник сприяє поширенню в усьому світі загальних знань про дизайн водно-болотних угідь, функціонування, реалізацію, стійку експлуатацію та обслуговування. Цільовою аудиторією підручника є студенти бакалаврату з базовими знаннями про біологічне очищення стічних вод, а також практики, яким потрібна загальна інформація про використання очисних водно-болотних угідь. STR зосереджується на практичній інформації щодо проектування та застосування очисних водно-болотних угідь і містить внески 60 експертів з очистки водно-болотних угідь із 20 країн [2]. Основною аудиторією STR є аспіранти (MS і PhD) та інженери-конструктори. STR також може представляти інтерес для другорядних груп, таких як особи, які приймають рішення, і люди з технічними знаннями, не пов'язаними з водою, які зацікавлені в технології обробки водно-болотних угідь та її потенціалі. Члени цієї групи спеціалістів IWA також нещодавно написали підручники з конкретних типів проектування та застосування водно-болотних угідь, включаючи водно-болотні угіддя з горизонтальним потоком (HF) [3], водно-болотні угіддя з вертикальним потоком (VF) [4], водно-болотні угіддя для очищення промислових стічних вод [5], дощової води та змінних стоків [6]. Колишній голова та секретар групи спеціалістів опублікували огляд обробки водно-болотних угідь у децентралізованих підходах до зв'язку санітарії з енергетичною та продовольчою безпекою [7].

Загальні тенденції та виклики

Інтеграція в локальні водні цикли

Зростає визнання того, що всі аспекти систем водопостачання та очищення води взаємопов'язані. Це усвідомлення знаменує чітку зміну парадигми від окремих, одновимірних проектів до систематичної інтеграції та оцінки всіх можливих екосистемних послуг, включаючи як матеріальні, так і нематеріальні вигоди та витрати. Очисні водно-болотні угіддя мають великий потенціал для сприяння підходам циклічної економіки [8] і взаємозв'язку продовольство-вода-енергія [9]. Багато членів групи спеціалістів IWA роблять внесок у розробку науково-обґрунтованих рекомендацій, які оцінюють технічну здійсненність і практичність NBS для санітарії (включаючи очищення водно-болотних угідь) у різноманітному місцевому та культурному контексті через партнерство «Наука для природи та людей» (SNAPP; <https://snappartnership.net/teams/water-sanitation-and-nature/>). Члени групи спеціалістів також вносять свій внесок в очистку водно-болотних угідь в акції COST (впровадження природних рішень для створення ресурсного кругового міста; <https://circular-city.eu/>), яка об'єднує експертів з архітектури, інженерії, біології та агрономії, щоб знайти нові та інноваційні підходи до управління місцевими водними циклами.

Розуміння процесу

Мікробні біоплівки відповідають за багато процесів видалення забруднюючих речовин у водно-болотних угіддях. Незважаючи на кількість досліджень, проведених на сьогоднішній день, все ще існує потреба в кращому

розумінні мікробіологічних аспектів видалення забруднюючих речовин у водно-болотних угіддях. Останні дослідження мікробіології водно-болотних угідь зосереджені на визначенні мікробної функції [10], мікробної динаміки з часом [11], вибору специфічних мікробних популяцій [12, 13] і реакції мікробних спільнот на зовнішні фактори [14].

Моделі обробки водно-болотних угідь, засновані на процесах, які мають на меті забезпечити краще розуміння внутрішніх механізмів видалення [15]. Калібрування найкраще проводити на повномасштабних системах, і визначення хорошого балансу між складністю моделі та зручністю для користувача є важливим для сприяння використанню цих моделей інженерами-проектувальниками. Наразі також розробляються моделі, засновані на процесах для дизайну водно-болотних угідь з інтенсивним очищенням [16]. Очікується, що в майбутньому моделі водно-болотних угідь будуть вдосконалені.

Технологічні адаптації

За останні десятиліття технології обробки водно-болотних угідь розширилися від повністю пасивних систем до помірно спроектованих водно-болотних угідь, які часто називають інтенсифікованими водно-болотними угіддями. У градієнті технології очищення водно-болотних угідь від пасивних до інтенсифікованих систем існують компроміси між системним слідом і потребою в енергії. Зменшення займаної площі зазвичай відбувається за рахунок збільшення споживання електроенергії та складніших вимог до конструкції та експлуатації. Компромід полягає в тому, що інтенсивні водно-болотні угіддя здатні розкласти забруднюючі речовини в 10-1000 разів швидше, ніж

повністю пасивні водно-болотні системи. Незважаючи на те, що деякі інтенсифіковані рішення вже успішно застосовані в повному масштабі (наприклад, водно-болотні угіддя з аерацією та водно-осушувальні угіддя), інтенсифікація все ще залишається відкритою темою, яка продовжить розвиватися в найближчі роки. Інтенсифікація також стосується біоелектрохімічної технології, об'єднаної з технологією водно-болотних угідь, за допомогою якої електроактивні бактерії, рослини та стічні води взаємодіють, щоб підвищити ефективність очищення або виробити електроенергію під час очищення [17]. Інженерні інновації постійно додають нові технологічні рішення, про що свідчить використання супероксигенації та біоаугментації для підтримки нітрифікації при низьких температурах [18]. Інші технологічні адаптації спрямовані на те, щоб взяти найкращі аспекти проектів водно-болотних угідь з кількома очисними методами та поєднати їх у нові, більш ефективні гібридні проекти [19].

Особливі зусилля також докладаються для адаптації та застосування технології обробки водно-болотних угідь у різноманітних екстремальних умовах, включаючи жаркий та посушливий клімат [20], холодний та посушливий клімат [21] і тропічний клімат [22].

Забруднювачі, що викликають занепокоєння

Перші дослідження видалення мікрозабруднювачів шляхом обробки водно-болотних угідь почалися більше десяти років тому в Іспанії. З того часу було проведено багато лабораторних і кілька повномасштабних досліджень, наприклад [23] щодо видалення мікрозабруднювачів у водно-болотних угіддях, що очищаються. Для того, щоб посправжньому глибше зрозуміти, як мікрозабруднювачі видаляються в очисних водно-болотних угіддях і який

вплив проектні та робочі параметри мають на процеси видалення, необхідні цілорічні дослідження різних повномасштабних проектів водно-болотних угідь, які очищають справжні стічні води.

Очисні водно-болотні угіддя здатні видаляти органічні пріоритетні речовини (Priority Substances PS), речовини, що відповідають стандартам якості навколишнього середовища (Environmental Quality Standards EQS), а також забруднення, що викликають занепокоєння. Але речовини в поточних дослідженнях водно-болотних угідь не охоплюють усіх забруднюючих речовин, які перераховані, наприклад, у чинному законодавстві ЄС. Швидкість очищення водно-болотних угідь для мікрозабруднювачів подібна до тих, що спостерігаються при звичайних (активний мул) технологіях, а іноді й краща, причому значне покращення спостерігається при інтенсивній обробці водно-болотних угідь [24]. Недавні дослідження почали досліджувати використання біоаналітичних інструментів для кількісної оцінки ефектів усіх хімічних речовин (відомих і невідомих), що діють разом у зразку води, навіть якщо окремі хімічні речовини знаходяться нижче межі виявлення [25].

Нові програми

Верхня межа розміру водно-болотних угідь для очищення стічних вод є більшою, ніж вважалося раніше. Повідомляється про успішне проектування, будівництво та впровадження водно-болотних угідь для очищення стічних вод громади з 20 000 жителів у Молдові. Застосування водно-болотних угідь для очищення нових потоків промислових відходів зростає, технологія успішно продемонстрована для очищення стічних вод від скляної промисловості [26], видалення мікропластику з дощової

води (27), видалення генів, стійких до антибіотиків, із осаду стічних вод [28] та очищення води з градирень [29].

Майбутні перспективи

Очисні водно-болотні угіддя відіграють важливу роль у нових підходах до управління водними ресурсами, оскільки вони можуть сприяти закриттю місцевих водних циклів і створенню циклічної економіки. Розширене застосування очисних водно-болотних угідь для очищення та локального повторного використання ряду джерел забрудненої води вимагатиме інших підходів до проектування. Буде зростаюча потреба в проектах очисних водно-болотних угідь, щоб бездоганно інтегруватися в міське середовище, де простір часто обмежений, а очищення води відбувається в безпосередній близькості від місця її використання. У майбутньому очисні водно-болотні угіддя будуть все частіше використовуватися для великомасштабного поповнення ґрунтових вод і зменшення поживних речовин для непрямого повторного використання в питних цілях, а також для очищення сірої води, очищення та зберігання дощової води, а також для обробки комбінованих каналізаційних стоків у міських районах. Майбутні дослідження обробки водно-болотних угідь включатимуть складні аналітичні методи для цільових і нецільових цілей, а також простіші проксі-методи, які дозволяють економічно ефективний скринінг якості води для великої кількості очисних систем. Моніторинг перейде від неконтрольованого до інтенсивного з онлайн-датчиками та надійними інструментами моніторингу, які дозволять завчасно виявляти робочі проблеми, такі як засмічення, зниження продуктивності гідравліки, порушення якості води та обслуговування механічних компонентів. Експлуатація та технічне обслуговування очисних водно-

болотних угідь у майбутньому більше покладатиметься на дистанційний оперативний контроль, особливо в ситуаціях, коли мета повторного використання диктує вимоги до якості стоків. Рухаючись вперед, група спеціалістів IWA з систем водно-болотних угідь для контролю забруднення води докладе колективних зусиль, щоб покращити знання, розуміння та розвиток технології очищення водно-болотних угідь шляхом довгострокових зусиль зі збору даних щодо повномасштабних систем очищення водно-болотних угідь, підвищення прозорості в публікація результатів і покращення доступності корисних даних моніторингу [30, 31].

Література

1. Biological Wastewater Treatment. Volume Seven: Treatment Wetlands. G. Dotro et al. London, UK: IWA Publishing. 2017
2. Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. G. Langergraber et al. Scientific and Technical Report No 27. IWA Publishing: London, UK. 2019.
3. Vymazal J., Kropfelova L. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Springer. 2008
4. Stefanakis A., Akratos C.S., Tsihrintzis V.A. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Waltham, MA, USA: Elsevier. 2014.
5. Stefanakis A.I. Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons Ltd. 2018.
6. Tondera K., Blecken G.T., Chazarenc F., Tanner C.C. Ecotechnologies for the Treatment of Variable

- Stormwater and Wastewater Flows: Springer. 2018.
7. Langergraber G., Masi F. Treatment wetlands in decentralised approaches for linking sanitation to energy and food security. *Water Science & Technology*. 2018. V. 77(3-4). P. 859-860.
 8. Masi F., Rizzo A., Regelsberger M. The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. *Journal of Environmental Management*. 2018. V. 216. P. 275-284.
 9. Avellan T., Gremillion P. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2019. V. 99. P. 42-57.
 10. Impacts of design configuration and plants on the functionality of the microbial community of mesocosm-scale constructed wetlands treating ibuprofen. L. Zhang et al. *Water Research*. 2018. V. 131. P. 228-238.
 11. Weber K.P., Mitzel M.R., Slawson R.M., Legge R.L. Effect of ciprofloxacin on microbiological development in wetland mesocosms. *Water Research*. 2011. V. 45(10). P. 3185-3196.
 12. Pathway governing nitrogen removal in artificially aerated constructed wetlands: Impact of aeration mode and influent chemical oxygen demand to nitrogen ratios. J. Hou et al. *Bioresource Technology*. 2018. V. 257. P. 137-146.
 13. Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon. N.B. Martinez et al. *Science of the Total Environment*. 2018. V.645. P. 524-532.
 14. Susceptibility of constructed wetland microbial communities to silver nanoparticles: A microcosm study. M. Button et al. *Ecological Engineering*. 2016. V. 97. P. 476-485.

15. Numerical simulation of vertical flow wetlands with special emphasis on treatment performance during winter. A.C. Marti et al. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 2018. V. 78(9). P. 2019-2026.
16. Modeling the relationship of aeration, oxygen transfer and treatment performance in aerated horizontal flow treatment wetlands. J. Boog et al. *Water Res.* 2019. V. 157. P. 321-334.
17. Microbial Electrochemical Technologies for Wastewater Treatment: Principles and Evolution from Microbial Fuel Cells to Bioelectrochemical-Based Constructed Wetlands. C. Ramirez-Vargas et al. *Water*. 2018. V.10(9). 1128.
18. Austin D., Vazquez-Burney R., Dyke G., King T. Nitrification and total nitrogen removal in a super-oxygenated wetland. *Science of the Total Environment*. 2019. V. 652. P. 307-313.
19. Park J.B.K., Sukias J.P.S., Tanner C.C. Floating treatment wetlands supplemented with aeration and biofilm attachment surfaces for efficient domestic wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 2019. V. 139. 105582.
20. Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. J. Nivala et al. *Sci Total Environ*. 2019a. V. 671. P. 495-504.
21. Application of primary treated wastewater to short rotation coppice of willow and poplar in Mongolia: Influence of plants on treatment performance. G. Khurelbaatar et al. *Ecological Engineering*. 2017. V. 98. P. 82-90.
22. Resilience and reliability of compact verticalflow treatment wetlands designed for tropical climates. R.

- Lombard-Latune et al. *Science of the Total Environment*. 2018. V. 642. P. 208-215.
23. Reduction of micropollutants and bacteria in a constructed wetland for combined sewer overflow treatment after 7 and 10 years of operation. K. Tondera et al. *Science of the Total Environment*. 2019. V. 651. P. 917-927.
 24. Dynamics of emerging organic contaminant removal in conventional and intensified subsurface flow treatment wetlands. J. Nivala et al. *Science of the Total Environment*. 2019b. V. 649. P. 1144-1156.
 25. Application of cell-based bioassays to evaluate treatment efficacy of conventional and intensified treatment wetlands. J. Nivala et al. *Environmental Science-Water Research & Technology*. 2018. V. 4(2). P. 206-217.
 26. Gholipour A., Zahabi H., Stefanakis A.I. A novel pilot and full-scale constructed wetland study for glass industry wastewater treatment. *Chemosphere*. 2020. V. 247. 125966.
 27. Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment. S. Ziajahromi et al. *Sci Total Environ*. 2019. V. 713. 136356.
 28. Evaluation of the fate of nutrients, antibiotics, and antibiotic resistance genes in sludge treatment wetlands. J. Ma et al. *Sci Total Environ*. 2020. V. 712.136370.
 29. Benzotriazole removal mechanisms in pilot-scale constructed wetlands treating cooling tower water. T.V. Wagner et al. *J Hazard Mater*. 2020. V. 384. 121314.
 30. Wetland systems for water pollution control. Authors: F. Chazarenc, G. Langergraber, A. Rizzo, J. Nivala on behalf of the Wetland Systems for Water Pollution Control Specialist Group. P. 44-50. In *Global Trends &*

Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.

31. Мокієнко А.В. Водно-болотні системи для контролю забруднення води. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №6. С. 45-49.

ЛЕКЦІЯ 14

ОЦІНКА ТА КОНТРОЛЬ НЕБЕЗПЕЧНИХ РЕЧОВИН – ГЛОБАЛЬНА ТЕНДЕНЦІЯ МІКРОЗАБРУДНЮВАЧІВ ВОДИ

Вступ

В останні десятиліття у водному середовищі було виявлено багато нових забруднюючих речовин у слідових концентраціях. Ці мікрозабруднювачі присутні у воді головним чином через велику кількість речовин, виготовлених, використаних або утилізованих неналежним чином, а також через стійкість хімічних речовин або продуктів розпаду під час транспортування на великі відстані та процесів трансформації. Кілька оглядових статей присвячені оцінці виявлення сотень мікрозабруднювачів та продуктів їх розпаду у водному середовищі [1-3]. Джерела та шляхи поширення цих мікрозабруднювачів здебільшого стосуються скидів стічних вод від сільськогосподарської, побутової чи промислової діяльності.

Нові мікрозабруднювачі, такі як мікропластик та антибіотико-резистентні бактерії (ARB)/гени резистентності до антибіотиків (ARGs) (ARB/ARGs) стали центром досліджень в останні роки. Ефективне управління мікрозабруднювачами також було гарячою темою, яка привернула багато уваги та дискусій серед наукових спільнот, урядовців та промислових партнерів. Звіт про тенденції, розроблений IWA ACHSW SG, підсумовує наявні знання про нові мікрозабруднювачі у світі та визначає тенденції та виклики. У цьому звіті також обговорюються стратегії управління мікрозабруднювачами та відповідне регулювання та політика.

Мікропластик у навколишньому середовищі

Завдяки своїй стійкості до деградації мікропластик (MP) можна виявити в усіх середовищах, таких як повітря, поверхневі та підземні води, у ґрунті, осадових породах, коралових рифах, у морських глибинах, біоті та навіть у деяких продуктах харчування (питна вода, молюски, мед, сіль і пиво). Як макропластик, так і мікропластик можуть становити небезпеку для організмів у природному середовищі, наприклад, через ковтання або заплутування в пластику. Це викликає значне занепокоєння щодо прямого чи непрямого впливу присутності MP у харчових продуктах та навколишньому середовищі.

Ключова термінологія

Однією з основних проблем у дискусіях про MP є те, що неясно, який розмір частинок входить у термін «мікропластик». Лише верхня межа, здається, узгоджена і становить переважно 5 мм, іноді 1 мм. Однак нижня межа розміру частинок ще недостатньо узгоджена, що робить результати дослідження дуже складними для визначення, їх важко порівнювати та вони погано підходять для оцінки ризику. Згідно з визначенням Європейського агентства з безпеки харчових продуктів (EFSA, 2016) MP мають розмір від 0,1 до 5000 мікрометрів (μm). Розмір нанопластику становить від 0,001 до 0,1 μm (від 1 до 100 нанометрів). У поточній пропозиції Європейського хімічного агентства (ECHA) [4] діапазон розмірів мікропластику розширено до 1 нм–5 мм. Тим не менш, на даний момент не існує аналітичного методу, який міг би кількісно виміряти такий широкий спектр речовин і діапазон розмірів від мікро- до нанопластику в зразках навколишнього середовища.

Існуючі знання про мікропластик

Незважаючи на те, що існують різні стандартизовані методи, наразі більшість способів відбору проб, попередньої обробки зразків, ідентифікації пластику та кількісного визначення мікропластику в зразках навколишнього середовища знаходяться на стадії розробки та тестування. Для оцінки ризику буде потрібна інформація про кількість, розмір, структуру, склад матеріалу та забруднення. Кількісне визначення мікропластику в даний час здійснюється за допомогою термоаналітичних методів, які визначають загальний вміст у міліграмах пластику на кілограм/літр або спектроскопічних методів, які визначають кількість частинок окремих пластмас у штуках на кілограм/літр та розмір часток.

Оцінка джерел МР в Європі показує, що стирання шин і дорожньої розмітки, втрата пластикових гранул перед виробництвом і прання синтетичного текстилю є основними джерелами викидів МР в навколишнє середовище [5]. Koelmans із співавт. [6] проаналізували 50 досліджень, з яких лише чотири отримали позитивну оцінку за всіма запропонованими критеріями якості. Концентрації МР, виражені як кількість частинок, охоплювали загалом десять порядків (від 1×10^{-2} до 10^8 частинок/м³) залежно від окремого зразка та типу води. У поверхневих водах концентрації МР >300 рт представляли широкий діапазон концентрацій: приблизно від 1×10^{-3} до 10 частинок/л; для водопровідної води (діапазон від 1×10^{-4} до 100 частинок/л). У багатьох випадках вимірюються більш високі числа, тому що дуже часто виявляються частинки розміром від 1 рт або 100 рт. Оскільки дослідження часто не вказують розміри або кількість різних класів розміру, інтерпретація досліджень і порівняння неможливі.

Організми піддаються впливу МР через споживання

їжі (включаючи фільтрацію, активне поглинання і споживання осаду) і через зябра (аерація). Поглинання, збагачення, виведення та ефект МР залежать від розміру частинок. Результат ризику базується на кількості та типі частинок (наприклад, тип полімеру, розмір, форма та вік), а також на домішках, пов'язаних із пластиком, на розмірі, фізіології та історії життя організму. Частинки МР можна знайти в кишечнику багатьох видів. У лабораторії летальний ефект можна спостерігати в основному за малими розмірами частинок (<1 мкм) [7].

Попередня оцінка ризику показала, що забруднення МР не становить безпосереднього ризику для морських або поверхневих вод і що проблема МР в океанах, здається, в основному обмежена «гарячими точками» [8-10]. Однак, це не виключає запобіжного підходу до морського пластику та необхідності відповідних заходів.

Загальні тенденції та виклики

Терміново потрібна стандартизована процедура, зокрема, для малого мікропластику (<1 мм) і відповідних класів розміру. Концентрації та наслідки в навколишньому середовищі необхідно віднести до розмірів частинок, можливо, форм, матеріалів і домішок. Слід пам'ятати, що об'єм 1 частинки 500 пм дорівнює об'єму 10⁶ частинок 5 пм. Порівняно з лабораторними тестами, існує дуже мало прямих доказів фізичного впливу МР у природі [7]. На жаль, в літературі таких даних мало. Тому для покращення ситуації з даними необхідні подальші дослідження.

Контроль ARB/ARGs у воді

Швидка поява патогенів, стійких до антибіотиків, обумовили прогрес у молекулярній біології щодо виявлення

великого розмаїття генів стійкості до антибіотиків (ARG) і їх досить складної передачі. Стійкість до антибіотиків була визнана серйозним ризиком для здоров'я людини, оскільки їх поширення ускладнює лікування бактеріальних інфекцій.

Ключова термінологія

Антибіотики — це група лікарських засобів, які клінічно використовуються для лікування інфекційних захворювань людей і тварин. Зазвичай антибіотики не здатні пригнічувати всю мікробну спільноту, тому існують бактерії, які називають стійкими до антибіотиків (ARB). Гени стійкості до антибіотиків (ARG) у вижилих бактеріальних клітинах можуть кодувати стійкість до антибіотиків.

Антибіотики інтенсивно використовуються як ліки для людей, хімічні терапевтичні агенти та ветеринарні стимулятори росту [11]. Велика кількість антибіотиків постійно виділяється в навколишнє середовище через неповний метаболізм, сприяючи розвитку ARB і ARGs у водному середовищі [12]. Широко повідомлялося про наявність ARB і ARGs у різних системах водопостачання, що викликає серйозне занепокоєння для здоров'я населення. Стічні води, особливо з лікарень і боень, відіграють особливу роль при обробці на очисних спорудах (ОСВ), де присутність патогенних мікробів створює сприятливі умови для передачі ARGs і проліферації бактерій, стійких до антибіотиків (ARB).

Сучасна ситуація з ARB/ARGs та її контроль

Питання резистентності до антибіотиків було визнано головною проблемою охорони здоров'я в 21-му столітті міністрами науки G8 у 2013 році, оскільки це

спричиняє величезні втрати як для людських життів, так і для економіки. За даними Європейського центру профілактики та контролю захворювань щороку від інфікування ARB помирає 25 000 людей. У Північній Америці метицилін-резистентний золотистий стафілокок (MRSA), одна із найнебезпечніших клінічних ARB, пов'язаний із приблизно 90 000 інфекціями та 19 000 смертей щорічно. Що стосується економічних збитків, ARB призводить до величезних додаткових витрат на охорону здоров'я та втрат продуктивності щонайменше 1,5 мільярда євро щороку в Європі.

Селективний тиск антибіотиків і наявність ARB та ARGs є двома основними рушійними силами розвитку резистентності до антибіотиків. Повідомлялося про обмеженість здатності очисних споруд (WWTP) розкласти антибіотики [13]. Тобто, антибіотики, що залишилися у стічних водах очисних споруд, скидаються у поверхневі води. ARB та ARG з високим вмістом і різноманітністю часто виявляють у очисних спорудах, поверхневих водах і навіть у питній воді [14, 15]. Тому, ARB/ARGs у водному середовищі продовжує викликати величезне занепокоєння щодо їх потенційного впливу на здоров'я.

Загальні тенденції та виклики

Для ефективного контролю розповсюдження резистентності до антибіотиків необхідна інактивація ARB/ARGs. Вважається, що процеси дезінфекції можуть зіграти певну роль у контролі поширення стійкості до антибіотиків. Тому вплив процесів дезінфекції на інактивацію ARG привернув увагу багатьох дослідників. Серед усіх методів дезінфекції найбільший інтерес представляють УФ-опромінення та вільний хлор, оскільки вони є найбільш широко використовуваними

дезінфікуючими засобами [14, 16]. Окрім технологій дезінфекції, кілька дослідників намагалися використати інші технології, включаючи передові процеси окислення для видалення ARG [17]. Інактивація резистентності до антибіотиків має велике значення для охорони здоров'я населення і, отже, є цінною для розробки економічно ефективних рішень у водній галузі.

Метагеномне секвенування дозволило визначити основні види ABR, однак все ще залишаються відкритими питання, такі як відсутність стандартних цілей моніторингу та узгоджених порогових значень, а також відсутність стандартизованого протоколу для визначення видалення ARG при очищенні стічних вод для практичного застосування [18]. Нарешті, цілі повинні ґрунтуватися на оцінці ризику для майбутніх заходів мінімізації антимікробної резистентності.

Порядок денний досліджень і розробок

Існування ARB/ARGs у водному середовищі створює серйозну проблему для громадського здоров'я. Таким чином, ефективність процесів дезінфекції щодо контролю поширення ARB/ARGs має вирішальне значення для вирішення проблеми стійкості до антибіотиків. Контроль ARB/ARG непростий, навіть якщо бактерії, що несуть ARG, були інактивовані. ДНК бактерій може зберігатися в певних композиціях середовища. Таким чином, ARB/ARGs вважаються новими забруднювачами. Наразі необхідні додаткові дослідження та розробки в цій галузі, щоб забезпечити глибоке розуміння, яке могло б стати основою для технологічного прогресу. Терміново потрібні ефективні стратегії контролю ARB/ARG.

Управління мікрозабруднювачами у водному середовищі

Загалом, хімічні та біологічні забруднювачі можна збирати та очищати в системах очищення стічних вод, таким чином можна зменшити їх викиди у воду. Однак, через їхні особливі хімічні та біологічні властивості, ці мікрозабруднювачі, можливо, доведеться обробляти інакше, ніж звичайні процеси очищення стічних вод. Було опубліковано багато літератури, яка обговорює питання передових методів очищення та видалення мікрозабруднювачів на очисних спорудах і появу цих забруднювачів у поверхневих і підземних водах. Однак, через брак знань щодо характеристик і долі багатьох забруднювачів у процесах очищення важливо вживати комплексних заходів для вирішення нових проблем і запобігати потенційній небезпеці для екосистем і здоров'я людини. Доля мікрозабруднювачів у водному середовищі викликає особливе занепокоєння, оскільки люди постійно піддаються їх впливу, що може спричинити потенційні негативні наслідки для здоров'я. Крім того, проблема ускладнюється їх дуже низькими концентраціями у воді.

Оцінка ризику хронічного впливу низьких рівнів мікрозабруднювачів у воді

Основною метою оцінки ризику є захист водної екосистеми та здоров'я людини. Через відсутність даних про вплив та інформації про токсичність оцінка ризику для здоров'я людини наразі недоступна для більшості мікрозабруднювачів. Оцінка екосистемного ризику мікрозабруднювачів є ще більш складною. Загалом процеси оцінки екологічного ризику хімічної речовини включають два етапи: отримання концентрації хімічної речовини в

навколишньому середовищі (прогнозована концентрація в навколишньому середовищі, PEC) і визначення її концентрації, яка не матиме негативного впливу на цільовий організм (прогнозована концентрація без ефекту, PNEC). Передбачається, що ніяких негативних ефектів не буде, коли PNC буде менше, ніж PNEC. Однак важко отримати відповідне значення PNEC для різних мікробабруднювачів [2].

Щоб усунути негативний вплив мікробабруднювачів на екосистеми, важливо їх ідентифікувати та з'ясувати характеристики і подальшу долю у водному середовищі [1]. Хімічний аналіз значно покращився завдяки розвитку мас-спектрометрії високої роздільної здатності (HR-MS). Розроблено багатоаналітичні методи, які можуть охоплювати широкий діапазон цільових хімічних речовин. Зі списків із хімічними речовинами, які, ймовірно, містяться в зразках навколишнього середовища, можна провести перевірку підозрілих речовин для отримання напівкількісного аналізу. Крім того, нецільовий підхід дозволяє виявити велику кількість «особливостей» (точні молекулярні маси, пов'язані з невідомими хімікатами). Бази даних і підозрілі списки доступні в Інтернеті та є важливим джерелом даних для з'ясування невідомих сполук. Усі ці нові розробки дозволяють виявляти все більше й більше хімічних речовин у навколишньому середовищі, але залишають непоміченими сполуки, які неможливо ідентифікувати. Чутливість приладів зростає, але часто необхідно очищення або збагачення зразків навколишнього середовища для виявлення сполук, що містяться в низьких концентраціях. Такі процедури забирають багато часу і можуть призвести до втрат цікавих сполук. Крім того, продукти розпаду в основному невідомі і не включені в базу даних, тому їх важко ідентифікувати.

Використання клітинних методів *in vitro* дозволило б

інтегровано оцінити різні побічні ефекти в цілих зразках. З розвитком високопродуктивних методів можна перевірити більше зразків і можна очікувати прискорення оцінки ризику [19]. Останні дослідження показують, що хімічні речовини з однаковим способом токсичної дії, як правило, дотримуються концепції суміші «додавання концентрації». Розраховуються біоаналітичні еквівалентні концентрації (BEQ_{bio}), які співвідносять токсичність суміші з однією хімічною речовиною для певного способу дії. Наприклад, еквівалентні концентрації естрадіолу використовуються для аналізів ендокринних порушень. На основі прийнятної BEQ_{bio} отримані тригерні значення на основі ефекту, які пропонуються для включення в майбутні правила [20]. Підхід визначення пріоритетів важливий для порівняння можливих небезпек різних хімічних речовин і продуктів їхнього розпаду, а також для кількісного визначення впливу хімічних сумішей на здоров'я людини та екологічних ризиків. Розроблені методи оцінки можна використовувати для оцінки сукупних ризиків, пов'язаних із впливом мультизабруднювачів. Мас-спектрометрію високої роздільної здатності слід доповнювати біоаналітичними інструментами в загальних моніторингових дослідженнях для з'ясування проблематичних хімічних речовин або хімічних сумішей [20].

Екологічні норми щодо мікрозабруднювачів

Управління мікрозабруднювачами у водних ресурсах є важливою проблемою, особливо у вразливих екосистемах. Для ефективного управління ними важливо встановити комплексну структуру управління з урахуванням джерела, транспортування, трансформації та подальшої долі мікрозабруднювачів. Численні мікрозабруднювачі у воді ускладнюють органам влади ефективний контроль за їх

виробництвом і використанням, а також керування поширеними мікрозабруднювачами в навколишньому середовищі [3]. На сьогоднішній день все ще відсутні відповідні нормативні акти, які б обмежували скидання цих забруднюючих речовин із очищених стічних вод або регулювали стандарти якості води щодо вмісту цих забруднюючих речовин у питній воді та екологічних водах.

Існує кілька стратегій управління цими забруднювачами у воді [3]. Ось кілька прикладів.

Щоб уникнути потенційного впливу мікрозабруднювачів на людину та біологічні системи, США, Європейський Союз (ЄС) та кілька інших країн зосереджуються на зменшенні використання хімічних речовин, що додаються в споживчі та щоденні продукти, а також на обмеженні використання хімічних речовин у засобах особистої гігієни. Незважаючи на те, що для оцінки декілька речовин було включено до списку потенційних забруднювачів, наразі не встановлено жодних стандартів для регулювання цих нових забруднювачів у питній воді. Водна рамкова директива ЄС розробила стандарти якості навколишнього середовища (EQS) для списку пріоритетних речовин (33 плюс 8), який був прийнятий у 2008 році і переглянутий у 2013 році. На цьому етапі було додано 12 речовин. Ті речовини, які були визначені як пріоритетні небезпечні речовини, підлягають припиненню та будуть поступово припинені у співпраці з Європейським хімічним агентством (ECHA) протягом 20 років. Крім того, у 2013 році було створено контрольний список речовин, які підлягають подальшому перегляду.

Швейцарія взяла на себе провідну роль у запобіганні викиду мікрозабруднювачів з очисних споруд, запровадивши в січні 2016 року новий закон про захист води [21]. Тут необхідна модернізація очищення стічних вод, щоб усунути мікрозабруднювачі на 80% у вибраних очисних

спорудах до 2040 року, очищаючи стічні води приблизно 70% жителів Швейцарії. Інші місця чи регіони добровільно запровадили вдосконалену очистку стічних вод для захисту водної екосистеми [22].

Виклики для управління водними ресурсами

Є деякі проблеми, які необхідно вирішити, щоб можна було запропонувати стратегії інтегрованого управління мікрозабруднювачами у водному середовищі.

Інформація, що стосується хімічних властивостей мікрозабруднювачів

Ідентифікація та оцінка мікрозабруднювачів у різних навколишніх середовищах може бути складною. Нові хімічні речовини постійно виробляються та потрапляють у навколишнє середовище в результаті розробки нових споживчих товарів і нових виробничих процесів, що робить необхідним оцінити, чи є ці нові хімічні речовини такими, що викликають занепокоєння, чи ні.

Потреби в регламентах управління

Швидкий економічний розвиток і прорив у промислових технологіях вийшли за рамки існуючої нормативної практики та процедур для ефективного контролю над викидами мікрозабруднювачів у навколишнє середовище. Незважаючи на певний прогрес у нормативно-правових актах, все ще існує потреба у з'ясуванні взаємодії між забруднювачами та навколишнім середовищем та екологічними одиницями природної води. Інформація щодо джерел і розподілу забруднюючих речовин у навколишньому середовищі, а також їх фізичних і хімічних

властивостей може бути використана як основа систем управління.

Значення джерел контролю викидів мікрозабруднювачів у навколишнє середовище

Існує кілька способів ефективного зменшення викидів мікрозабруднювачів у навколишнє середовище, які включають: покращення процесів очищення та використання екологічно чистих хімікатів, скорочення виробництва та використання хімікатів, що викликають занепокоєння, зменшення кількості відходів, безпечно для навколишнього середовища видалення відходів, прийняття суворіших стандартів для викидів очищених стічних вод тощо [3]. Модернізація систем очищення стічних вод для відповідності суворішим стандартам скидів є серйозною проблемою, оскільки вимагає інвестицій для вдосконалення існуючих споруд, але це можливо, як показує приклад Швейцарії.

Удосконалення систем моніторингу

Виявлення, ідентифікація та кількісне визначення мікрозабруднювачів і продуктів їх розпаду в навколишньому середовищі є важливими для розуміння їх походження та подальшої долі. Це складно, оскільки, незважаючи на кращі аналітичні інструменти, існує велика кількість невідомих мікрозабруднювачів і пов'язаних з ними продуктів розпаду. Інформація про джерело, долю та потенційну небезпеку забруднюючих речовин змінюється з часом через зміни у виробництві, використанні та утилізації цих хімікатів.

Висновки

Сьогодні в навколишньому середовищі виявляється все більше і більше мікрозабруднювачів. Зрозуміло, що забруднення навколишнього середовища пластиком становить велику проблему для багатьох видів і навколишнього середовища, але, виходячи з наявної наукової інформації, це сумнівно щодо забруднення мікропластиком. ARB/ARGs є ще однією актуальною проблемою, яка привернула увагу наукових кіл. За даними ВООЗ ARB/ARGs стала критичною глобальною проблемою охорони здоров'я цього століття. Тому для водного господарства дуже важливо розуміти їх присутність у воді та контролювати їх за допомогою ефективних заходів.

З точки зору управління мікрозабруднювачами зв'язок нормативних актів і заходів управління між скидами забруднюючих речовин, використанням інструментів оцінки ризику, встановленням стандартів якості води та вимогами моніторингу є важливим для ефективного управління водними ресурсами. На семінарах, проведених у 2017 та 2019 роках, на конференціях IWA Micropol, було зроблено висновок, що слід використовувати лише екологічно чисті, нестійкі речовини та застосовувати лише відповідальні дози фармацевтичних препаратів (як для людей, так і для тварин), а також вимагати більшої прозорості в поводженні з хімікатами. Крім того, стало зрозуміло, що впровадження передових процесів очищення стічних вод для видалення мікрозабруднювачів без правової основи призводить лише до місцевих ініціатив. У будь-якому випадку, головним вважається визначення цілей обробки, а не процедур [23, 24].

Літэратура

1. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. M. Gavrilescu et al. *New BioTechnology*. 2014.
2. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. V. Geissen et al. *International Soil and Water Conservation Research*. 2015. V. 3(1). P. 57-65.
3. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. A. Gogoi et al. *Groundwater for Sustainable Development*. 2018. V. 6. P.169-180.
4. ECHA. Annex XV restriction report, proposal for a restriction version number: 2019. 1.2.
5. Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in). Final Report Report for DG Environment of the European Commission. S. Hann et al. 2018.
6. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. A.A. Koelmans et al. *Water Research*. 2019. V. 155. P. 410-422.
7. GESAMP (2016). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment" (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/ UNESCOIOC/ UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.
8. Burns E., Boxall A.B.A. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environ. Toxicol. Chem.*

2018. V. 37. P. 2776-2796.
9. Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. G. Everaert et al. *Environ Pollut.* 2018. V. 242. P.1930-1938
 10. Adam V., Yang T., Nowack B. Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2019. V. 38(2). P. 436-447.
 11. Prevalence of antibiotic resistance genes and their relationship with antibiotics in the Huangpu River and the drinking water sources, Shanghai, China. L. Jiang et al. *Science of The Total Environment.* 2013. V. 458. P. 267-272.
 12. Bouki C., Venieri D., Diamadopoulos E. Detection and fate of antibiotic resistant bacteria in wastewater treatment plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 2013. V. 91. P. 1-9.
 13. Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. I. Michael et al. *Wat. Resource.* 2013. V. 47. P. 957- 995.
 14. Effects and mechanisms of ultraviolet, chlorination, and ozone disinfection on antibiotic resistance genes in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. J. Zheng et al. *Chemical Engineering Journal.* 2017. V. 317. P. 309-316.
 15. Chlorine disinfection increases both intracellular and extracellular antibiotic resistance genes in a full-scale wastewater treatment plant. S. S. Liu et al. *Water research.* 2018. V. 136. P. 131-136.
 16. Inactivation efficiency of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during water treatment with chlorine, UV, and UV/H₂O₂. Y. Yoon et al. *Water research.* 2017. V. 123. P. 783-793.

17. Reduction of antibiotic resistance genes in municipal wastewater effluent by advanced oxidation processes. Y. Zhang et al. *Science of the Total Environment*. 2016. V. 550. P. 184-191.
18. Monitoring antibiotic resistance genes in wastewater treatment: Current strategies and future challenges. A.Q. Nguyen et al. *Science of The Total Environment*. 2021. V. 783. 146964.
19. Escher B.I., Stapleton H.M., Schymanski E.L. Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment. *Science*. 2020. V. 367. P. 388-392.
20. Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. F. Brack et al. *Environmental Science Eur*. 2019. V.31. 10.
21. Reducing the discharge of micropollutants in the aquatic environment: The benefits of upgrading wastewater treatment plants. R.I.L. Eggen et al. *Environmental Science and Technology*. 2014. V. 48 (14). P. 7683-7689.
22. Review: Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. L. Rizzo et al. *Science Tot. Env*. 2019. V. 655. P. 986-1008.
23. Assessment and control of hazardous substances - global trend of micropollutants in water. Authors: M. Furrhacker, J. Hu, W. Gen-Shuh, C. McArdell on behalf of the Assessment and Control of Hazardous Substances in Water Specialist Group. P. 52-58. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.*
24. Мокієнко А.В. Оцінка та контроль небезпечних

речовин - глобальна тенденція мікрозабруднювачів
води. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №6.
С. 38-44.

ЛЕКЦІЯ 15

БІОПЛІВКИ - ІННОВАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ

Вступ

Біоплівки — це складні біологічні структури, які утворюються майже на всіх вологих або занурених поверхнях [1]. Вони мають велике значення для природних та інженерних водних систем і можуть відігравати як корисну, так і шкідливу роль. Корисні біоплівки включають ті, що використовуються для видалення забруднюючих речовин, наприклад біологічні фільтри для очищення питної води, реактори з біоплівками з рухомим шаром (MBBR) для очищення стічних вод і фільтрація на березі річки для очищення ґрунтових вод. Шкідливі біоплівки включають шари біологічного обростання на мембранах зворотного осмосу, біоплівки в водорозподільних трубах і водоростеві килимки в озерах.

Технологію біоплівки можна розділити на три основні області: мікробні процеси та екологія, реакторна технологія та моделювання.

Ключова термінологія

Біоплівки - біологічні структури, які складаються з мікробних клітин і позаклітинного полімерного матриксу.

EPS – позаклітинна полімерна матриця, яка зв'язує клітини одна з одною і, як правило, з поверхнею.

Біоплівковий реактор - посудина або відділення з біоплівками, які розкладають забруднення.

Мікробна екологія - вчення про мікробні спільноти.

Існуючі знання про біоплівки

Мікробні процеси

Біоплівки складаються з бактерій, дріжджів, грибків, водоростей або інших мікроорганізмів, вбудованих у матрицю позаклітинних полімерних речовин (EPS), яка самостійно виробляється. Унікальною особливістю біоплівок є наявність субстратних градієнтів, що призводить до стратифікації мікробної активності (швидкості деградації) і мікробних спільнот. Близьке розташування різних мікробних груп у біоплівці дозволяє створювати складні екологічні асоціації та взаємодії. Крім того, це дозволяє одночасно відбуватися декільком типам процесів, наприклад, аеробним, безкисневим і анаеробним.

Важливою метою застосування біоплівки є отримання бажаної структури та функції. Структура зазвичай стосується фізичної конфігурації біоплівки, такої як товщина, пористість, шорсткість, склад EPS, механічні властивості та щільність. Це також може стосуватися просторового розподілу бактерій. Функція часто стосується мікробних груп або функціональних груп у біоплівці, включаючи їхню біокаталітичну активність.

Структуру біоплівки можна вивчати за допомогою таких інструментів, як конфокальна лазерна скануюча мікроскопія (CLSM), скануюча електронна мікроскопія (SEM) і просвічуюча електронна мікроскопія (TEM). Оптична когерентна томографія (ОКТ) є новим інструментом для неруйнівного вивчення морфології біоплівки в мезомасштабі [2]. Розподіл макромолекулярних компонентів (наприклад, полісахаридів, білків, ліпідів і нуклеїнових кислот) клітин біоплівки та її матриці EPS можна оцінити за допомогою рентгенівської мікроскопії з

м'яким рентгенівським скануванням (STXM), мікроспектроскопії Рамана [3], або флуоресцентних фарб, специфічних для сполук [4].

Функцію біоплівки можна визначити за допомогою молекулярних інструментів, таких як кількісна полімеразна ланцюгова реакція (кПЛР). Молекулярні інструменти *in situ*, такі як флуоресцентна гібридизація *in situ* (FISH), можна поєднувати з мікромасштабними хімічними датчиками для дослідження структури та функції біоплівки. Краплинна цифрова ПЛР є новою альтернативою кПЦР. Інструменти метагеноміки все частіше використовуються в дослідженнях біоплівки. Використовуючи секвенування наступного покоління (NGS) ампліконів гена 16S рРНК, яке також називають метабаркодуванням, можна вивчити всю мікробну спільноту або «мікробіом» біоплівки. Амплікони ДНК, створені за допомогою ПЛР, секвенуються на платформі NGS, що забезпечує детальний склад спільноти, а також відносну чисельність [5]. За допомогою підібраних публічних баз даних, таких як Silva, можна класифікувати послідовності генів 16S рРНК. Спеціальна база даних активного мулу MiDAS (<http://www.midasfieldguide.org>) може бути більш корисною для біоплівки стічних вод.

Важливо враховувати, що (i) бактерії зазвичай можна ідентифікувати лише до рівня роду, тобто патогенні види часто не виявляються; та (ii) зареєстрована чисельність таксонів завжди відносна, тому вони не представляють абсолютні концентрації. Слід зауважити - остання версія MiDAS має деякі повнорозмірні послідовності генів 16S рРНК, що дозволяє розрізнити видовий рівень.

Дедалі частіше дослідники використовують «послідовність дробовика», щоб комплексно відібрати всі гени в усіх організмах у певній складній вибірці, тобто метаспільноті. Це дає більш повне уявлення про функціональну генну структуру мікробної спільноти [5]. Це

також забезпечує кращу роздільну здатність таксономії, функціональне профілювання та кросдоменне (бактерії, археї та еукарії) покриття, ніж секвенування ампліконів гена 16S рРНК, без упереджень, пов'язаних із ПЛР. Однак цей підхід є дорожчим, створює великі обсяги даних і потребує більшої кількості біоінформаційних аналізів, таких як збирання, зчитування та групування, профілювання метаболічних функцій і профілювання генів стійкості до антибіотиків. Доступні бази даних для мікробних екосистем обмежені. Проте нові організми та метаболічні шляхи ідентифікуються за допомогою геномів, зібраних із метагеномів (MAG), збірки з одного таксону, заснованої на одному або кількох розділених метагеномах, які можуть представляти справжній індивідуальний геном.

Дослідження біоплівкових реакторів виявили нові метаболічні шляхи. Процес анаеробного окислення амонію (anammox) був виявлений у пілотному реакторі з біоплівкою з псевдозрідженим шаром денітрифікації. З цієї системи було отримано високозбагачену мікробну популяцію, в якій домінував один планктоміцет з глибоким розгалуженням *Candidatus Brocadia anammoxidans*. З того часу використання анаммоксових мікроорганізмів у біоплівкових реакторах виявилось популярним і економічно ефективним [6].

Дослідження прісноводних відкладень виявило мікробний консорціум, який поєднує анаеробне окислення метану з денітрифікацією. Цей процес, також відомий як DAMO, виконується бактеріями типу NC10 і археями, що належать до лінії ANME-2D, які відповідно відновлюють нітрит і нітрат. Завдяки їхній здатності видаляти азот, використовуючи метан як єдине джерело вуглецю, тривають інтенсивні дослідження способів інтеграції мікроорганізмів DAMO в біореактори для видалення азоту та метану. Біоплівкові реактори виявилися особливо корисними,

оскільки вони можуть сприяти утриманню повільно зростаючих мікроорганізмів DAMO. Однак для забезпечення їх успішного застосування в інженерних середовищах необхідно подальше вивчення фізіології мікроорганізмів DAMO та взаємодії між ними та іншими мікроорганізмами.

Постійний розвиток знань про фототрофні біоплівки з'ясував їх корисність для видалення поживних речовин зі стічних вод, накопичення важких металів і детоксикації води, деградації нафти, сільського господарства, аквакультури та видалення сульфідів із забруднених відходів [7].

Процеси очищення стічних вод можуть бути значним джерелом оксиду азоту (N_2O), потужного парникового газу (ПГ). Хоча мікробна основа викидів N_2O нітрифікуючими та денітрифікуючими бактеріями досить добре вивчена, механізми викидів N_2O із систем біоплівок можуть бути досить різними через градієнти субстрату та мікробну стратифікацію [8, 9]. Потрібні подальші дослідження для кращого управління викидами N_2O від процесів біоплівки.

Біоплівки часто пов'язані з умовно-патогенними мікроорганізмами в сантехнічних системах приміщень [10]. Зокрема, зростає занепокоєння щодо *Legionella spp.* у системах питного водопостачання. Вважається, що утворення біоплівки пов'язане з часом перебування води в сантехнічних системах приміщень, який може збільшуватися через більш широке використання водозберігаючої арматури, меншу заповнюваність будівель, а останнім часом закриття будівель або низьку заповнюваність через пандемію коронавірусу [11].

Вважається, що EPS-матриця біоплівок складається переважно з полісахаридів, білків і нуклеїнових кислот [12], хоча нещодавні дослідження показують, що ліпіди та глікозилізовані білки є важливішими, ніж білки та

полісахариди [13]. EPS забезпечує біоплівці механічну стабільність, забезпечує адгезію бактерій до поверхонь і служить тривимірною полімерною мережею, яка з'єднує та тимчасово знерухоплює бактеріальні клітини всередині біоплівки. EPS допомагає вловлювати тверді частинки з масової рідини, перетворювати субстрат, який важко біологічно розкладається, на субстрат, який легко біологічно розкладається, агрегувати метали, такі як селен, і сприяти утворенню гранульованого мулу.

Хоча складові матриці EPS загалом відомі, їхня повна характеристика та функція залишаються недостатньо зрозумілими [14]. Кінетика виробництва EPS, швидкість розпаду, внесок у метаболічну кінетику та швидкість біохімічної трансформації через біоплівку потребують подальшого вивчення.

Нові дослідження пов'язані з механічними властивостями біоплівок, які можуть впливати на деформацію та від'єднання біоплівки. Останніми роками було опубліковано кілька оглядових статей [15], а також розробляються нові моделі [16].

Доведено, що багато мікробабруднювачів, включаючи фармацевтичні препарати, біологічно розкладаються. У деяких випадках процеси біоплівки можуть випереджати процес призупиненого росту. Це може бути пов'язано з більшою різноманітністю мікробів і окислювально-відновних умов у процесах біоплівки. Біохімія та мікробіологія перетворення мікробабруднювачів у контексті біоплівок - знаходяться в стадії активних досліджень щодо ідентифікації відповідальних організмів, ролі різних функціональних гільдій, внеску метаболізму в порівнянні з первинним.

Реактори

Біоплівкові реактори є основним засобом використання біоплівки для очищення води. Біоплівки перетворюють забруднювачі навколишнього середовища, такі як вуглець (C), азот (N) і фосфор (P). Кілька типів біоплівкових реакторів використовувалися для очищення води, але в даний час основна увага приділяється біологічним аерованим фільтрам (BAF), біоплівковим реакторам з рухомим шаром (MBBR), комплексним процесам активного мулу з фіксованою плівкою (IFAS), мембранно-аерованим біоплівковим реакторам (MABRs) і процесам гранульованого шламу.

Процеси BAF, MBBR і IFAS є зрілими технологіями, які продовжують розвиватися. Гібриди BAF/MBBR, як-от BIOSTYR DUO та CFIC, є, ймовірно, найкомпактнішими очисними засобами для видалення C і N під час очищення міських стічних вод. Сучасні процеси MBBR та IFAS використовують занурені вільно рухомі носії біоплівки та можуть використовуватися для окислення C, нітрифікації, денітрифікації та деамоніфікації. Новою сферою застосування MBBRs, що викликає зростаючий інтерес, є їх використання для анаеробного очищення промислових і муніципальних стічних вод. Нові розробки в дизайні носіїв MBBR дозволяють контролювати товщину біоплівки, уникаючи засмічення і таким чином усуваючи проблеми з формами/типами носіїв [17].

MBBR є ефективною платформою для одночасної часткової нітрифікації та деамоніфікації. Процес ANITA™Mox є комерційно доступною системою для очищення стічних вод, збагачених азотом, за допомогою конфігурації MBBR або IFAS. У Європі та США існує все більше повномасштабних систем ANITA™Mox.

Гранульована біомаса давно використовується для

анаеробного очищення стічних вод у реакторах з висхідним потоком. Це було в основному обмежено промисловими системами стічних вод. Нещодавно технологія на основі аеробного реактора періодичної дії (SBR) виявилася ефективною та багатообіцяючою екологічною біотехнологією для очищення міських стічних вод. Аеробні гранули можна формувати та підтримувати в SBR. Застосування стадії анаеробного живлення має вирішальне значення для отримання стабільної та масштабованої аеробної технології гранульованого мулу. За останні вісім років на всіх континентах, крім Антарктиди, працювало або будується близько 100 аеробних процесів утворення гранульованого мулу. Усі ці очисні споруди призначені для біологічного видалення поживних речовин із міських стічних вод.

Процес NEREDA™ — це комерційно доступна система аеробного гранульованого шламу, яка використовується для успішного біологічного видалення поживних речовин із фільтрованих/знезернених стічних вод або первинних стічних вод. Перший повномасштабний процес NEREDA™ розташований на станції очисних станцій Garmerwolde, Нідерланди [18]. Найбільше підприємство знаходиться в Рінгсенді (Ірландія). Ця технологія займає лише 25-33 % площі традиційного процесу видалення поживних речовин і економить значну енергію через відсутність більшості механічного обладнання, необхідного в звичайному процесі. Процес NEREDA™ підтримує постійний об'єм рідини/біомаси. Етапи наповнення, відстоювання та декантації відбуваються одночасно протягом приблизно 25-33 % робочого періоду. Решта роботи зарезервована для аерації.

Іншим застосуванням реакторів із гранульованим мулом є впровадження процесів на основі анаеробного окислення амонію (anammox), особливо для обробки стоків

анаеробного метантенка. Одночасна часткова нітритация та анаммокс потоків відходів з високою концентрацією аміаку та азоту була реалізована в MBBR, а також у процесах гранульованого мулу. Для останнього використовуються реактори з висхідним потоком мулу, а також реактори, де циклони або сита використовуються для вибіркового утримання гранульованої анаммоксової біомаси в реакторі. Сучасні дослідження та розробки зосереджені на використанні циклонів або сит для утримання гранульованої біомаси в основних процесах безперервного потоку муніципальних стічних вод.

Використання мобільних біоплівки і аеробних гранул у безперервних процесах очищення стічних вод стає життєздатним і економічно ефективним способом очищення міських і промислових стічних вод. Процес Mobile-Organic Biofilm, або MOB, (Nuvoda, США) включає мобільні біоплівки та їх утримувальні екрани з біореактором і процесом розділення рідини та твердих речовин. Екрани для утримання біоплівки можуть бути інтегровані з потоками стоків біореакторів або твердих відходів для утримання рухомих біоплівки. Лігноцелюлозні матеріали, напр., кенаф, були використані як мобільні носії біоплівки. Вони обробляються, щоб забезпечити постійну та повторювану площу поверхні для росту біоплівки, але питома площа поверхні, яку вони забезпечують, залежить від товщини біоплівки [19]. Він може працювати як біоплівковий реактор або гібридний процес біоплівки та зваженої біомаси. У процесі inDENSE використовуються гідроциклони, які включають аеробні гранули для накопичення в процесі очищення стічних вод. Процес inDENSE залежить від сприятливих характеристик стічних вод і умов навколишнього середовища, які підтримують утворення аеробних гранул. Цікавою розробкою є відновлення та використання EPS матриці відпрацьованого

гранульованого осаду як гелеутворюючого біополімеру. Такі полімери не можуть бути отримані з нафтової хімії, лише з біологічних ресурсів. Це робить продукт потенційно економічно привабливим ресурсом, який можна виробляти зі стічних вод. Поточний стан технології – це демонстраційний об'єкт у Нідерландах, яким керують водні управління Голландії. Він може виробляти на рік 500 тонн полімеру, який продається під торговою назвою Kaumera.

Перспективною технологією є мембранний біоплівковий реактор (MBfR) або MABR, коли він використовується для подачі O_2 . У цих системах газоподібний субстрат доставляється безпосередньо до основи біоплівки шляхом дифузії через газопроникну мембрану (трубчасту, з порожнистих волокон або плоску), на якій росте біоплівка. Газоподібний субстрат може бути донором або акцептором електронів. Як правило, донор електронів і акцептор електронів піддаються зустрічній дифузії, оскільки один дифундує з об'ємної рідини, а інший – із просвіту мембрани [20]. Найпоширенішими донорами електронів є водень (H_2) і метан (CH_4) [21]. Було продемонстровано MBfR на основі H_2 для біологічного зменшення та видалення нітратів, нітритів, перхлоратів, броматів, селенату/селеніту, арсенату та хромату [22]. Загальним акцептором електронів є газоподібний кисень (O_2), а MBfR на основі O_2 або повітря широко відомий як мембранно-аерований біоплівковий реактор (MABR). Оскільки MBfR дозволяє точно контролювати пропускну здатність газоподібного донора або акцептора, можна розробити біоплівки з певними окисно-відновними умовами для одночасного кисневого/безкисневого процесу. Наприклад, MABR використовується для нітрування/анаммоксу та біодеградації ароматичних речовин шляхом поєднання аеробної монооксигенації та безкисневого дихання. MBfR на основі H_2 доступний від

ARTwater (Пітсбург, Каліфорнія) для видалення нітратів і перхлоратів. MABR можна придбати в Північній Америці як процес ZeeLung™ компанії Suez або процес ОхуМем™ компанії Dupont. Ці процеси на основі O_2 добре підходять для комбінованого окислення вуглецю та нітрифікації, денітрифікації, часткової нітризації та деамоніфікації.

Постійне вдосконалення та впровадження нових нормативних актів щодо якості води та відкриття нових процесів зробили зрілі типи біоплівкових реакторів відповідними сучасним тенденціям і викликам. Наприклад, Агентство з охорони навколишнього середовища США (EPA) прийняло вказівки щодо стічних вод для парових електростанцій, які вимагають, щоб концентрація загального розчиненого селену була менше 0,029 мг/л. Забруднення селеном і пов'язані з ним норми щодо якості води вплинули на сільське господарство, гірничодобувну промисловість, енергетику (вугільну та нафтову) та муніципальні стічні води.

Використання дорогих реагентів і утворення небезпечних залишків робить застосування фізико-хімічної обробки недоцільним. У результаті біологічне перетворення селенату в селеніт, а селеніту в елементарний селен є більш економічним. Використовуються біоплівкові реактори, здатні працювати в анаеробних умовах [23]. Найбільш широко використовуваними процесами для видалення селенату є ABMet® від Suez і SeHAWK® від Frontier, але й інші платформи є життєздатними. Обидва є системами біоплівки з нерухомим шаром, які сприяють гетеротрофному відновленню шляхом додавання органічних донорних субстратів. H_2 також можна використовувати як неорганічний донор у MBfR [22].

Біоплівки відіграють особливу роль завдяки своїй здатності генерувати електричний струм у мікробних електрохімічних клітинах [20], які іноді називають

біоелектрохімічними системами. Основою для мікробної електрохімії є набір бактерій, які мають здатність окислювати прості органічні молекули та направляти ці електрони до анода електрохімічної комірки. Ці бактерії отримали різні назви: анодно-дихальні бактерії (АРБ) і екзоелектрики. Ключовим тут є те, що вони здійснюють позаклітинний транспорт електронів, який посиляє електрони до анода та генерує енергію для бактерій [20, 24]. Коли електрони досягають анода, вони проводяться через електричне коло до катода, де використовуються для генерування струму або як електрична енергія шляхом відновлення O_2 до H_2O , перекису водню (H_2O_2) шляхом часткового відновлення O_2 , газу H_2 шляхом відновлення H_2O або органічних молекул шляхом відновлення неорганічного вуглецю [20, 24]. Мікробні електрохімічні клітини все ще знаходяться на стадії досліджень і розробок, хоча деякі зусилля щодо комерціалізації тривають.

Небажані біоплівки

Згубна роль біоплівок на мембранах викликає занепокоєння у розробників процесів і дослідників біоплівок. Підхід до боротьби з такими біоплівками полягає в терпимому ставленні до їх існування та зосередженні на збільшенні гідравлічної провідності зростаючих біоплівок, а не на спробах запобігти їх утворенню; зрештою можна отримати користь від біологічної активності в біоплівці для покращення якості пермеату.

Моделювання біоплівки

Враховуючи складність біоплівок, моделювання є корисним інструментом, який можна використовувати для розуміння та їх систематичної оцінки і прогнозування

реакції системи на їх включення. Наприклад, моделювання може бути використано для оптимізації процесу продуктивності та ефективності витрат, прогнозування відповіді існуючої системи на ряд змодельованих робочих умов та усунення небажаної продуктивності. Моделі біоплівки зазвичай використовуються для досліджень, проектування та оцінки біореакторів. Розроблено структуру для якісного моделювання біоплівкових реакторів на практиці. Відбулися широкі розробка та застосування одновимірних моделей біоплівки для інженерної практики. Багатовимірні моделі біоплівки покращили багато напрямків її дослідження та розвитку технологій. Однак на сьогоднішній день існує дихотомія між сферами корисності моделей біоплівки: одновимірні моделі біоплівки зазвичай використовуються для інженерної практики та досліджень і розробок біоплівкових реакторів, тоді як багатовимірні моделі біоплівки є ефективними інструментами дослідження.

Важливість гідродинаміки об'ємної рідини та системних особливостей (наприклад, типу носія біоплівки та транспортування) є невід'ємним фактором для моделювання біоплівки та біоплівкового реактора. Моделі біоплівки використовувалися для розгляду питань, найбільш актуальних для екологічної біотехнології, включаючи гібридні системи, мембранні біоплівкові реактори, аеробний гранульований мул, викиди парникових газів, фототрофну біоплівку та мікробні паливні елементи.

На додаток до прогресу біореакторів, стратегії знищення шкідливих біоплівки стали результатом їх використання. Наприклад, біоплівки постійно забруднюють мембранні фільтри. Оскільки біоплівки ростуть на поверхні мембран, вони збільшують гідравлічний опір і/або зменшують фільтраційні потоки, або збільшують витрати енергії для даного потоку. Багато досягнень у поточному

розумінні засмічення мембран, пов'язаного з біоплівками, було викладено на основі моделювання, застосованого до систем зворотного осмосу.

Важливим питанням є те, як моделювати потік рідини через біоплівки. Кілька останніх досліджень розглядали біоплівку як пористе середовище. Однак дослідження також показали, що біоплівка може бути ущільнена під час фільтрації, що вказує на зменшення пористості з вищими градієнтами тиску та потоками [25].

Загалом зрозуміло, що існує декілька характеристик моделі біоплівки, які можна описати з різним ступенем складності. Вони стосуються, наприклад, біологічних та фізико-хімічних перетворень, рідкофазного транспорту (гідродинаміка), утримання та розподілу біомаси, внутрішньобіоплівкового транспорту (дифузія), рідинно-біоплівкового масопереносу (від'єднання, зовнішні обмеження масопереносу), газофазного транспорту, і масообмін рідина-газ. В огляді 167 моделей гранульованого мулу Baeten et al. [26] пояснили обрані підходи до моделювання на основі різних типів реакторів і цілей, де це можливо. Однак вони виявили, що деякі припущення виявилися поширеними в певних галузях досліджень без чіткої причини. Чітке визначення мети моделювання має першочергове значення, щоб знайти відповідну модель для певної програми та розрізнити багато доступних моделей.

Загальні тенденції та виклики

Існують наступні докази актуальності та майбутнього значення досліджень, розробок і впровадження в таких сферах:

- екологія біоплівки та з'ясування функціональної та механічної ролі EPS;
- викиди парникових газів;

- мікробабуднювачі (наприклад, фармацевтичні препарати, селен);
- MBfR/IFAS, аеробний гранульований мул і MBfR/MABRs;
- моделювання біоплівки та біоплівкового реактора;
- біоплівки на активних субстратах (наприклад, MBfR, MABR, MXS);
- зернистий осад;
- основна деамонізація;
- біоплівки в сантехніці приміщень і ризик умовно-патогенних мікроорганізмів.

Висновки та програма дослідження

Фундаментальні принципи, що описують біоплівки, існують в результаті цілеспрямованих досліджень, практичного застосування та моделювання. Використання реакторів для очищення муніципальних і промислових стічних вод є звичайним корисним використанням біоплівок. Існують прикладні дослідження, які забезпечують основу для механістичного розуміння систем біоплівок. Емпірична інформація, отримана в результаті таких прикладних досліджень, була використана для розробки критеріїв проектування біоплівкових реакторів і залишається основою для проектування багатьох типів біоплівкових реакторів, незважаючи на появу математичних моделей як надійних інструментів для досліджень і практики. Існує розрив між нашим поточним розумінням основ біоплівки та емпіричною інформацією масштабу реактора. Щоб подолати розрив, необхідні подальші дослідження [27, 28].

Література.

1. Biofilms: an emergent form of bacterial life. H.C. Flemming et al. *Nature Reviews Microbiology*. 2016. V. 14(9). P. 563-575.
2. Wagner M., Horn H. Optical coherence tomography in biofilm research: A comprehensive review. *Biotechnology and Bioengineering*. 2017. V. 114(7). P. 1386-1402.
3. Imaging the Microprocesses in Biofilm Matrices. P. Zhang et al. *Trends in Biotechnology*. 2019. V. 37(2). P. 214-226.
4. Schlafer S., Meyer R.L. Confocal microscopy imaging of the biofilm matrix. *Journal of Microbiological Methods*. 2017. V. 138. P. 50-59.
5. Santillan E., Seshan H., Constancias F., Wuertz S. Trait-based life-history strategies explain succession scenario for complex bacterial communities under varying disturbance. *Environmental Microbiology*. 2019. V. 21(10). P. 3751-3764.
6. Insight into the influence of microbial aggregate types on nitrogen removal performance and microbial community in the anammox process - A review and meta-analysis. L.J. Liu et al. *Science of the Total Environment*. 2020. 714.
7. Wang J.F., Liu W., Liu T.Z. Biofilm based attached cultivation technology for microalgal biorefineries-A review. *Bioresource Technology*. 2017. V. 244. P. 1245-1253.
8. Sabba F., Picioreanu C., Perez J., Nerenberg R. Hydroxylamine Diffusion Can Enhance N₂O Emissions in Nitrifying Biofilms: A Modeling Study. *Environmental Science & Technology*. 2015. V. 49(3). P. 1486-1494.

9. Nitrous oxide emissions from biofilm processes for wastewater treatment. F. Sabba et al. *Applied microbiology and biotechnology*. 2018.
10. Understanding, Monitoring, and Controlling Biofilm Growth in Drinking Water Distribution Systems. S. Liu et al. *Environmental Science & Technology*. 2016. V. 50(17). P. 8954-8976.
11. C.J. Ley et al. Drinking water microbiology in a water-efficient building: stagnation, seasonality, and physicochemical effects on opportunistic pathogen and total bacteria proliferation. *Environmental Science-Water Research & Technology*. 2020. V. 6(10). P. 2902-2913.
12. Karygianni L., Ren Z., Koo H., Thurnheer T. Biofilm Matrixome: Extracellular Components in Structured Microbial Communities. *Trends in Microbiology*. 2020. V. 28(8). P. 668-681.
13. Glycosylated amyloid-like proteins in the structural extracellular polymers of aerobic granular sludge enriched with ammonium-oxidizing bacteria. Y.M. Lin et al. *Microbiologyopen*. 2018. V. 7(6). 13.
14. Extracellular polymeric substances of biofilms: Suffering from an identity crisis. T. Seviour et al. *Water Research*. 2019. V.151. P. 1-7.
15. Gordon V.D., Davis-Fields M., Kovach K., Rodesney C.A. Biofilms and mechanics: a review of experimental techniques and findings. *Journal of Physics D-Applied Physics*. 2017. V. 50(22). 12.
16. Li M.F., Matous K., Nerenberg R. Predicting biofilm deformation with a viscoelastic phase-field model: Modeling and experimental studies. *Biotechnology and Bioengineering*. 2020. V. 117(11). P. 3486-3498.
17. Arabgol R., Vanrolleghem P.A., Piculell M., Delatolla R. The impact of biofilm thickness-restraint and carrier type

- on attached growth system performance, solids characteristics and settleability. *Environmental Science-Water Research & Technology*. 2020. V.6(10). P. 2843-2855.
18. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. M. Pronk et al. *Water Research*. 2015. V. 84. P. 207-217.
 19. Boltz J.P., Daigger G.T. A mobile-organic biofilm process for wastewater treatment. *Water Environment Research*. 2022. submitted.
 20. Rittmann B.E. Biofilms, active substrata, and me. *Water Research*. 2018. V. 132. P. 135-145.
 21. The effect of electron competition on chromate reduction using methane as electron donor. P.L. Lv et al. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. V. 25(7). P. 6609-6618.
 22. Hydrogenotrophic Microbial Reduction of Oxyanions With the Membrane Biofilm Reactor. C. Zhou et al. *Frontiers in Microbiology*. 2019. 9.
 23. Boltz J.P., Rittmann B.E. Microbial ecology of selenium-respiring bacteria. Chap. 4 in *Environmental Technologies to Treat Selenium Pollution*. IWA Press. 2021.
 24. Rittmann B., McCarty P. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, 2nd ed., McGraw-Hill. 2020.
 25. Effect of biofilm structural deformation on hydraulic resistance during ultrafiltration: A numerical and experimental study. M. Jafari et al. *Water Research*. 2018. V. 145. P. 375-387.
 26. Modelling anaerobic, aerobic and partial nitrification-anammox granular sludge reactors - a review. J.E. Baeten et al. *Water Research*. 2019. V. 149. P. 322-341.
 27. Biofilms — innovative technologies. Authors: J. Boltz,

- E. Morgenroth, R. Nerenberg, B. Rittmann, B. Smets, K. Soerensen, M. van Loosdrecht, E. Volcke, S. Wuertz on behalf of the Biofilms Specialist Group. P. 59-66. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition.* International Water Association. 2022. 174 p.
28. Мокієнко А.В. Біоплівки - інноваційні технології. *Водопостачання та водовідведення*. 2023. №6. С. 50-57.

ЛЕКЦІЯ 16

ПРОЕКТУВАННЯ, ЕКСПЛУАТАЦІЯ ТА ОБСЛУГОВУВАННЯ ОЧИСНИХ СПОРУД ПИТНОЇ ВОДИ

Вступ

Група спеціалістів (SG) з проектування, експлуатації та технічного обслуговування очисних споруд питної води була створена в 1996 році для підтримки обміну між експертами в теорії та практиці. Гарячі теми охоплюють різноманітні проблеми та постійно розвиваються разом із актуальними викликами галузі.

Протягом останніх 10 років основні питання, на яких спеціалізована група зосереджувала свою увагу, стосувалися в основному вирішення питань відповідності якості води:

- ризик для здоров'я, пов'язаний із зміною параметрів (хімічних та мікробіологічних) на очисних спорудах питної води;
- видалення природної органічної речовини (NOM);
- контроль утворення побічних продуктів дезінфекції (DBP);
- передові процеси очищення для видалення нових мікрозабруднювачів;
- модернізація підприємств, процедури технічного обслуговування;
- оптимізація водоочисних споруд;
- оперативний зворотній зв'язок з тематичних досліджень.

Зміна імперативів: ЦСР 6 та інклюзивність

Цілі сталого розвитку ООН (ЦСР) 6 спрямовані на забезпечення доступності та сталого управління водою та санітарією для всіх. Ціль 6.1 направлена на досягнення загального та справедливого доступу до безпечної та недорогої питної води для всіх до 2030 року.

Мантра «нікого не залишати осторонь», яка позитивно розглядалася з точки зору людей, які не мають доступу до чистої води, зараз змінюється, і велика увага також приділяється інклюзивному прийняттю рішень у комунальних підприємствах з питної води. Заклик до залучення жінок і молодих фахівців у сфері водопостачання до ланцюга виробництва та розподілу питної води отримав високу оцінку як вчасний спосіб прискорення зусиль у досягненні цілей ЦСР 6.

Нині на менш розвинені країни Африки, Азії та Латинської Америки припадає 80 % населення світу. У регіонах, що розвиваються, з 2013 по 2030 рік прирісте населення складе 1,2 мільярда людей, при цьому 60% населення світу проживатиме в містах. Крім того, періодичні та тривалі світові конфлікти, вимушена міграція та явища зміни клімату призводять до збільшення кількості людей, які є внутрішньо переміщеними особами або змушені жити в величезних таборах для біженців. За деякими оцінками, станом на 2018 рік близько 136 мільйонів людей потребували гуманітарної допомоги, включаючи постачання питної води. Таким чином, «не залишати нікого осторонь» гарантує застосування інклюзивного підходу в будь-якій роботі.

Важливість проектування, експлуатації та обслуговування

Експлуатація та технічне обслуговування (E&T) очисних споруд питної води (WTPs) є ключовим елементом стійкості та частою причиною виходу з ладу об'єктів водопостачання в усьому світі. Одним із серйозних завдань у реалізації цілі 6.1 є забезпечення безпеки води, що подається. У 2012 році було підраховано, що щонайменше 1,8 мільярда людей мали контакт з покращеними джерелами питної води, яка мала фекальне забруднення. У цьому контексті необхідно зазначити, що детермінантів безпечної якості питної води з водопроводів багато, і проектування, експлуатація та технічне обслуговування (E&M) водоочисних споруд (WTP) є лише одним із них (табл. 1).

Таблиця 1

Загальні експлуатаційні недоліки WTP в кількох країнах, що розвиваються

№	Недоліки експлуатації	Наслідки / значення
1	Відсутність належного обладнання для вимірювання потоку.	Гідравлічне перевантаження очисних установок (наприклад, змішувальних каналів, відстійників, фільтрів) / впливає на процес очищення. Неправильне змішування ґрунтових і поверхневих вод для розведення та зменшення нітратів або для зменшення концентрації аміаку та подальшої обробки.

2	Недостатня аерація в біофільтрах.	Неадекватне видалення аміаку → висока хлорпоглинаємість. Низький рівень вільного залишкового хлору (FRC) у WTP.
3	Погано обслуговувані /непрацюючі системи дозування реагентів.	Неправильне дозування реагентів → впливає на ефективність очищення.
4	Одноточкове додавання реагентів.	Неправильне змішування та неефективність процесу. У великих РЧВ це призводить до порушення циркуляції води → недостатній час контакту → низький FRC у вихідній воді.
5	Практично відсутній моніторинг або контроль процесу.	Впливає на видалення аміаку. Впливає на видалення каламутності. Впливає на ефективність дезінфекції.
6	Брак води для зворотного промивання фільтрів/несвоєчасне промивання фільтрів.	Впливає на якість фільтрованої води.
7	Додавання реагентів не у відповідності до вимог процесу.	Впливає на видалення каламутності. Впливає на ефективність дезінфекції.

8	Брак реагентів і запасних частин	Впливає на процеси та роботу обладнання.
---	----------------------------------	--

У документальному огляді функціональності очисних споруд у країнах з низьким і середнім рівнем доходу [1] (Water Aid) повідомлялося про варіації від технічних проблем і проблем з пропускнуою здатністю (вибір технології, неадекватний дизайн процесу та проекту, експлуатації, яка не відповідає проектним критеріям, поломки обладнання та неналежного технічного забезпечення тощо) до фінансових аспектів (неадекватний аналіз або врахування операційних витрат) та інституційних блокувань (слабке управління, збій систем закупівель). Ці проблеми також стосуються проектування, експлуатації та обслуговування очисних споруд питної води.

При проектуванні WTP, безсумнівно, можливо уникнути деяких можливих проблем експлуатації та технічного обслуговування за допомогою належного планування та розумного проектування, як, наприклад, у випадку з установками повільної піщаної фільтрації. Однак, коли мова заходить про експлуатацію та технічне обслуговування, незалежно від того, наскільки добре WTP був спланований, спроектований і побудований, він все одно зазнає невдачі, якщо його не експлуатувати та обслуговувати належним чином. Факторів, що сприяють такій несправності, багато, і вони часто виходять за рамки наукової/технічної сфери, як зазначено раніше.

Найпоширеніші експлуатаційні недоліки та їхні наслідки в експлуатації та технічному обслуговуванні деяких WTP у типовій ситуації в країнах, що розвивається, представлені у табл. 1 [2]. Хоча зазначені операційні недоліки є лише симптомами, основні причини криються в іншому, часто в управлінській, фінансовій сферах та сферах нарощування потенціалу, і дуже поширені в багатьох

країнах, що розвиваються.

Незалежно від варіацій в інженерних і технологічних конструкціях для очищення питної води, деякі з типових причин, що лежать в основі зазначених експлуатаційних недоліків, такі:

- Відсутність належного функціонального розподілу та чіткої підзвітності між управлінням процесами та функцією моніторингу відповідності.
- Непродумані структури звітності та методи нагляду для контролю процесів і моніторингу відповідності в рамках підприємства водопостачання без чіткої підзвітності для виправлення ситуації з якістю води.
- Відсутність найвищої підтримки та важливості моніторингу відповідності якості води з точки зору персоналу, закупівель, координації та операційної підтримки, необхідної для виконання завдання.
- Відсутність потенціалу щодо персоналу, досвіду, обладнання, реагентів, запчастин тощо, незважаючи на наявність стандартних операційних процедур і посібників з експлуатації та технічного обслуговування, а також усунення несправностей у надзвичайних ситуаціях.
- Бюджетні обмеження, відсутність підтримки вищого керівництва тощо.

Усі вищезазначені причини та багато інших на місцях (як технічних, так і нетехнічних) дійсно впливають на стале виробництво та постачання безпечної питної води споживачам. У випадку сільських районів, де до 2030 року, як очікується, проживатиме 40% світового населення, проектування, експлуатація та технічне обслуговування громадських (сільських) систем водопостачання представляють свої власні специфічні проблеми з точки зору проектування (одне або багато сіл, схеми, простий, стійкий процес і техніка), придатність для експлуатації в

громаді, економічно ефективне технічне обслуговування, потреби нарощування потенціалу тощо.

У гуманітарному контексті вода, ймовірно, є найбільш гострою потребою людей, які використовуватимуть будь-яке доступне джерело, забруднене чи ні, з подальшою небезпекою епідемій, якщо швидко не буде забезпечено безпечну воду. Іноді кількість доступної води може визначати кількість евакуйованих/біженців, яких можна прийняти та обслуговувати на певному місці. Визначальні умови проектування, аварійної експлуатації та технічного обслуговування об'єктів/послуг водопостачання в таких випадках і в тривалих надзвичайних ситуаціях будуть відрізнятися від тих, що застосовуються до звичайних водоочисних споруд.

Таким чином, слід намагатися усунути основні обмеження, які перешкоджають досягненню сталого розвитку, шляхом розгляду в порядку денному та операційних планах широкого спектру факторів (технічних, управлінських, нарощування потенціалу, фінансових і міжгрупових зв'язків), які впливають на проектування, експлуатацію та технічне обслуговування питних WTP як у гуманітарному контексті, так і в контексті розвитку.

Кожна водопровідна служба матиме власні можливості та виклики у вирішенні цих проблем. Не існує універсального засобу правового захисту і не можна придумати рішення для конкретної ділянки.

Пріоритети групи спеціалістів

1. Широкий спектр питань, пов'язаних із очисними спорудами для питної води, включає ризик для здоров'я, пов'язаний із змінними параметрами (хімічними та мікробіологічними), видалення NOM,

- передові процеси очищення для видалення нових мікрозабруднювачів, застосування та тематичні дослідження, а також вирішення операційних проблем використання інтелектуальних інструментів для аналізу даних підприємства.
2. Проблеми проектування, експлуатації та технічного обслуговування питних водопровідних станцій у країнах, що розвиваються, зміна клімату та надзвичайні гуманітарні ситуації.
 3. Розвиток нормативних документів щодо якості води та продовження реалізації Планів безпеки води для адаптації існуючої інфраструктури та операційної практики водоочисних споруд щодо забезпечення відповідності майбутнім вимогам.
 4. Розширення мереж і обмін практикою та досвідом з операційних та управлінських питань для тих, хто бере участь у проектуванні та експлуатації систем питної води очисних споруд і сприяє кращому розумінню операційних потреб (наприклад, з точки зору навчання) і допомагає у вирішенні операційних проблем.
 5. Акумуляування інформації, знань та передового досвіду проектування, експлуатації та обслуговування очисних споруд питної води.

Загальні тенденції та нові виклики

Сьогодні ключовою передовою технологією, яка принесе трансформацію в цю сферу, безумовно, є тенденція до цифровізації та підхід до розумних заводів (підприємств). Він пропонує нові можливості для оптимізації роботи та вдосконалення управління заводом (дозування реагентів, управління робочою силою, оптимізація енергії). Крім того, великі дані та чисельна

технологічна революція (підключені об'єкти, Інтернет-продукти, датчики та інтелектуальні ІТ-платформи) вплинуть і змінять спосіб керування заводами в майбутньому. Наприклад, удосконалення датчиків і засобів моніторингу може нормалізувати якість питної води в різних країнах і надавати дані для прийняття обґрунтованих рішень. Але оскільки цифровізація виявилася кардинальною для забезпечення підвищення ефективності очисних споруд питної води, питання кібербезпеки потребують негайної уваги та планування.

Тому є необхідним включити деякі інші важливі питання, такі як:

- управління активами підприємства;
- розробка інструментів розумної роботи та впровадження передового досвіду;
- розробка стандартів цифровізації на водоочисних спорудах;
- енергоспоживання та управління енергією;
- аналіз життєвого циклу;
- забезпечення безпеки видобутої та розподіленої води шляхом онлайн-вимірювання якості та контролю за допомогою мікродатчиків (включно з прямим повторним використанням для пиття).

Що стосується рішень для очищення води для менш розвинутих регіонів, точкові системи (POU) є ключовими рішеннями для зручного, недорогого та невибагливого обслуговування. Можливі технології POU включають флокуляцію та коагуляцію, фільтрацію (включаючи фільтрацію біопіском та мембранну фільтрацію) та дезінфекцію, які показали високу ефективність у видаленні патогенів та каламутності з джерел сирової води. Майбутні напрямки досліджень технологічного прогресу POU включають наступне:

1. Для флокуляції та коагуляції - розробка

- біорозкладаного коагулянту та оптимізація дозування коагулянту тощо.
2. Для фільтрації біопіску - пошук сировини для виробництва біопіску, аналіз кінетики сорбції тощо.
 3. Для мембранної фільтрації - економічно ефективна розробка керамічних мембранних матеріалів для тривалої стабільної роботи мембрани, аналіз і оптимізація процесу мембранної фільтрації за допомогою сили тяжіння тощо.
 4. Для дезінфекції - розробка сонячної дезінфекції та оцінки технології дезінфекції наночастинками тощо.

Рекомендації щодо майбутніх гарячих тем і програми розвитку досліджень

Однією з ключових тем щодо надійності роботи водоочисних споруд є плани безпеки води (WSPs) та сертифікація ISO 22000. Вони успішно застосовувалися в різних країнах і принесли переваги. Слід продовжувати популяризувати їх впровадження серед операторів очисних споруд питної води. Ці переваги включають підвищення довіри клієнтів і медичних установ, кращий контроль за небезпекою та кращий контроль операцій. Щоб WSP був ефективним і прийнятним, були визначені конкретні індикатори ефективності та розроблені стандартні методології для їх успішного впровадження. Існує потреба поділитися загальним підходом до впровадження WSP та обмінятися питаннями щодо актуальності вибраних операційних індикаторів і методик у різних країнах і місцях.

Інша важлива проблема пов'язана зі зміною клімату, включаючи збільшення екстремальних подій (посухи, дощі, повені). Це призводить до погіршення якості водних ресурсів (підвищене мікробне та хімічне забруднення, евтрофікація тощо). Такі екстремальні явища вплинуть на

еволюцію WSPs, оскільки їх вдосконалення може посилити стійкість системи, що призведе до стійкої впевненості у виробництві питної води в ці мінливі часи. Завдання полягає в об'єднанні програм WSP і програм управління водозбірними басейнами (WMSP) для довгострокової оцінки впливу зміни клімату на питання експлуатації станції. Наприклад, зміна клімату має значний вплив на підвищення рівня NOM у водних ресурсах. Це безпосередньо впливає на вищу вартість реагентів і процесів очищення води, щоб відповідати вимогам органів охорони здоров'я щодо зниження DBP і рівня хлору. Оскільки значення NOM у питній воді зростатиме протягом наступних років, основні напрямки досліджень включають:

- нові способи характеристики NOM, вимірювання та моніторингу в режимі онлайн;
- інноваційні способи поглибленого зменшення NOM;
- вплив залишкового NOM на формування DBP та контроль біостабільності води (ріст біоплівки);
- розуміння механізмів того, як NOM сприяє мобілізації та транспортуванню синтетичних матеріалів: реактивність, аналіз, обробка та важливість поширення стійких органічних забруднювачів.

І остання, але не менш важлива, актуальна тема стосується впровадження останніх досягнень у он-лайн моніторингу якості води. Розробка нового покоління датчиків, таких як багатопараметричні зонди, з одного боку, і зростаючі потреби операторів, з іншого боку, створили можливості для демонстрації потенційних переваг цих інновацій.

Різні постачальники розробили продукти у відповідь на вимоги ринку. Основні виклики та очікування полягають у наступному:

- покращення якості обслуговування шляхом

забезпечення простежуваності відповідних показників якості води;

- можливість виявлення подій, що призводять до зміни якості води та впливають як на здоров'я споживачів, так і на розподільні труби;
- зниження ризиків та оптимізація процесів очищення;
- посилення безпеки чутливих зон і будівель у містах.

Операторам установок необхідно краще обмінюватися інформацією про переваги цих інноваційних інструментів шляхом обміну досвідом роботи та уроками, отриманими з практичного застосування технології в польових дослідженнях, а також для оцінки перспектив майбутнього розвитку цієї технології [3, 4].

Література

1. Water Aid (2019): Functionality of wastewater treatment plants in low- and middle-income countries. Desk review. London: Water Aid.
2. Vaddiparthi H. Development of an Improved Water and Wastewater Quality Sampling and Testing Program. ADB TA - 7007 (NEP), Supporting Capacity Development for Water Services Operations and Public-Private Partnership in the Kathmandu Valley, July. 2008
3. Design, Operation and Maintenance of Drinking Water Treatment Plants. Authors: H. Vaddiparthi, J. Ma, Z. Do Quang, K. M. Persson, R. Sancho, J. Amengor, I. Breda, Y.-C. Ho, Y. Zhao, Q. She on behalf of the Specialist Group. P. 67-71. In Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
4. Мокієнко А.В. Проектування, експлуатація та

обслуговування очисних споруд питної води.
Водопостачання та водовідведення. 2024. №1. С. 62-
66.

ЛЕКЦІЯ 17

ДИФУЗНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ТА ЕВТРОФІКАЦІЯ В МІНЛИВОМУ СВІТІ

Вступ

Дифузне забруднення поверхневих вод часто перевищує кількість забруднення з точкових джерел, але його набагато складніше оцінити, локалізувати, кількісно визначити та контролювати, ніж останні. Дифузне забруднення відбувається на всіх типах землекористування і може потрапляти в ґрунтові та поверхневі води різними шляхами. Останні події в усьому світі, схоже, змінюють або сприяють дифузному забрудненню: швидкі зміни у землекористуванні, збільшення кількості та інтенсивності штормів, а також використання нових речовин у промисловості, сільському господарстві та щоденних продуктах. У країнах, що розвиваються, швидке зростання населення та урбанізація викликають значні зміни у землекористуванні та інтенсифікують сільськогосподарську діяльність [1]. Зазвичай, це супроводжується збільшенням застосування пестицидів і добрив, а також викидами через стоки з сільськогосподарських і водонепроникних територій [2].

Частіші та сильні посухи та повені, спека та шторми є одними з наслідків зміни клімату та мають прямий та непрямий вплив на управління дифузним забрудненням. Нещодавно були проведені експериментальні дослідження та дослідження моделювання, щоб оцінити реакцію методів управління зливовими водами на зміну клімату [3]. Наскільки різноманітними є задіяні процеси, настільки ж різноманітні і забруднювачі, що скидаються. Останнім часом у стоках все частіше виявляються такі нові речовини, як фармацевтичні препарати, хімікати для чищення та

мікропластик. Однак знання про їх вплив і взаємодію у водних екосистемах залишаються обмеженими. Попередні дослідження якості води здебільшого зосереджувалися на одному факторі стресу (одна речовина або лише зміна течії, змінена морфологія) або розглядали кілька факторів стресу окремо. Кілька факторів стресу можуть мати синергетичний і антагоністичний вплив, який необхідно враховувати під час дій з управління якістю поверхневих вод, щоб досягти цілей рамкової директиви ЄС щодо води [4, 5]. Використовуючи моделі, засновані на процесах, і емпіричні моделі для прогнозування впливу багатьох факторів стресу (клімат, землекористування та зміни в управлінні), Mask та ін. (2019) [6] з'ясували, що майбутня якість води залежить як від змін клімату, так і від землекористування, а впровадження цілеспрямованих заходів має вирішальне значення для зменшення антропогенного впливу.

Виникаючі теми

Пер- та поліфторалкільні речовини (PFAS), які є групою нових забруднювачів, були виявлені в міському стоці в Саскатуні (Канада), навколо затоки Сан-Франциско (Каліфорнія), стоках з місця навчання пожежників у Франції [7]. Перфтороктансульфонат, перфтороктаноат і перфторгексанова кислота є найбільш часто виявленими PFAS у пробах стоку, зібраних навколо затоки Сан-Франциско. Міські та сільськогосподарські стоки продовжують залишатися значними джерелами фармацевтичних сполук у природних водах. Наприклад, Tran та ін. (2019a) [8] виявили кілька антибіотиків, включаючи еритроміцин, азитроміцин і сульфаметазин, у прісноводному озері в Ханой, В'єтнам, в яке потрапляли лише міські стоки. Наявність антибіотиків у природних водах може призвести до утворення генів і бактерій, стійких

до антибіотиків.

Відстеження джерел забруднення стало важливим інструментом у сфері дифузного забруднення [9]. Знання джерел забруднювачів корисно для визначення ефективної стратегії запобігання та пом'якшення дифузного забруднення. Yin та ін. (2019) [10] використовували маркери, такі як ацесульфам і теанін, щоб відстежити джерела забруднювачів і змогли ідентифікувати неправильно під'єднані стічні води до зливових стоків як потенційне джерело.

Нещодавно дослідження та практика в кількох областях спрямовані на відновлення ресурсів. Як приклад, збір дощової води для зрошення сільського господарства практикується та/або досліджується в багатьох країнах, таких як Індія, Китай, Південна Африка та Нідерланди [11]. Виявлено кілька прогалин у дослідженнях, такі як економічна та фінансова доцільність і вплив на зміну клімату [11]. Збір дощової води може здійснюватися як централізованим, так і децентралізованим способом, але це не завжди економічно.

Збір дощової води також може спричинити деякі проблеми. Наприклад, у сільських громадах Оруро, Болівія, спостерігалось вимивання миш'яку з дахів із гофрованого заліза, які жили резервуари для збору дощової води [12]. Sprahr та ін. (2020) [13] критично розглянули появу та токсикологічну значущість гідрофільних слідів органічних забруднювачів у міських дощових водах. Автори дійшли висновку, що звичайні методи управління зливовими водами, такі як резервуари для утримання, побудовані водно-болотні угіддя та біофільтри, не є надійними для видалення цих забруднень. Вони припустили, що додавання активованого вугілля або біовугілля до цих процесів може зробити можливим безпечне повторне використання міської зливової води, особливо для непитних застосувань або

поповнення ґрунтових вод.

Джерела та доля мікропластику

Світове виробництво пластику стрімко зросло з 1950-х років. Хоча в океанах зустрічаються й інші типи сміття, за оцінками, 60-80% сміття – це пластик, виготовлений на основі нафти. Мікропластик (МП) зазвичай визначається як пластик діаметром менше 5 мм і зазвичай походить із двох різних категорій джерел: (а) первинний, що охоплює МП, які виготовляються в мікроскопічних розмірах, наприклад, у засобах гігієни та особистої гігієни, та (б) вторинні МП, що походять із більших шматків пластику, розбиті фотодеградацією або механічним стиранням.

МП походять з точкових і дифузних джерел, але важко зрозуміти та пов'язати джерела з шляхами викидів, процесами транспортування та поглиначами, а також різними впливами, спричиненими навколишньому середовищу та водній біоті. Незважаючи на те, що такі матеріали вважаються біохімічно інертними, вони можуть адсорбувати інші хімічні речовини, такі як стійкі органічні забруднювачі (СОЗ), що потенційно може призводити до явищ біоаккумуляції [14].

Основними наземними джерелами забруднення пластиком є вимите вуличне сміття, звалища сміття, виробничі майданчики або поверхневий стік із сільськогосподарських ґрунтів [15]. Деякі з викинутих МП потрапляють в океани через річки або атмосферу. Морський пластик також є результатом прибережного туризму та рибальства. Розмір МП залежить від джерела. Автомобільні шини через знос виділяють мікропластик у 2-50 разів більше, ніж шини літака. Первинні джерела МП, ймовірно, будуть транспортуватися через дренажні системи та в

канали очищення стічних вод. Незважаючи на те, що деякі види очищення стічних вод здатні видалити до 99,9% частинок МП зі стічних вод, загальна кількість частинок, що надходять у систему, все ще може дозволити значній кількості частинок пластику обійти системи фільтрації та потрапити в навколишнє середовище зі стічними водами.

Доступна література свідчить про те, що первинні та вторинні МП, ймовірно, повсюдно зустрічаються в наземних і прісноводних середовищах. Існують численні прогалини в дослідженнях, які слід належним чином усунути, щоб отримати реалістичну оцінку поширеності МП у навколишньому середовищі [14].

Існує нагальна потреба покращити розуміння характеристик точкових і дифузних джерел МП, оскільки дифузні джерела виникають на великій території, і їх набагато складніше охарактеризувати. Інші ключові прогалини в знаннях включають обсяг і склад МП, що потрапляють у навколишнє середовище, їх поведінку та долю за різних умов навколишнього середовища та те, як характеристики МП впливають на їх токсичність. Крім того, необхідно додатково вивчати та розуміти взаємодію між МП та біотою.

Сучасні зміни землекористування та якості води в країнах, що розвиваються

Захист і відновлення якості води є серйозними проблемами, з якими стикається населення країн, що розвиваються. Кілька досліджень наголошують на важливості води для сталого розвитку суспільства [16]. Різні приклади з Азії, Латинської Америки та Африки свідчать про масштабні зміни у землекористуванні та пов'язані з цим впливи на якість води та виробництво питної води.

Інтенсивне розчищення земель для сільського

господарства та урбанізація показало негативний вплив на чутливі екосистеми високогір'я Азії. Протягом останнього десятиліття спостерігається масове перетворення лісистих земель на сільськогосподарські в Малайзії [17] та у Таїланді [1] – сільськогосподарські угіддя (рисові поля, польові та багаторічні культури) збільшилися. В Уругваї, у вододілі Санта-Лючія, з 2013 року постачання питної води для більшості населення країни зазнало впливу цвітіння ціанобактерій, що викликає неприємний запах і смак. Це пов'язано зі збільшенням сільськогосподарського та тваринницького господарства, яке домінувало на цьому водозбірному басейні, і збільшенням загальної концентрації фосфору в поверхневих водах [2].

Цей процес евтрофікації, обумовлений забрудненням стічними водами сусідніх міських і сільськогосподарських районів, безпосередньо впливає на якість води [18] і зазвичай характеризується загальним підвищенням концентрації нутрієнтів у поверхневих водах [19]. В Ефіопії, у водозбірному басейні Гілгел-Гібе, було виявлено найвищий рівень забруднення від сільського господарства та найзначніший вплив на якість води для міських поселень [20]. Доведено, що такі зміни у землекористуванні прямо чи опосередковано погіршують якість поверхневих вод, зокрема, якщо вони відбуваються незаплановано та нестабільно [17].

У країнах, що розвиваються, було виявлено швидке погіршення якості води для багатьох вододілів, які за останні десятиліття зазнали масштабної трансформації землекористування. Нещодавні дослідження допомогли визначити джерела та шляхи викидів забруднюючих речовин і пов'язану із ними діяльність із землекористування. Однак для цих вододілів необхідно розробити та впровадити гнучкі стратегії управління, щоб запобігти подальшому погіршенню якості води та

забезпечити стале використання земельних і водних ресурсів.

В умовах зміни клімату нинішні зміни в доступності та якості води можуть ще більше погіршитися. Таким чином, майбутні дослідження мають розглянути варіанти адаптованого та доступного розвитку сільського господарства та міст.

Очищення міської дощової води за допомогою природних рішень

Міська дощова вода з водонепроникних поверхонь часто містить значну кількість твердих часток, органіки, нутрієнтів і важких металів, що утворюються в результаті різноманітної антропогенної діяльності. Таким чином, управління зливовими водами для уникнення неконтрольованих викидів, як життєво важливий компонент міського планування, часто передбачає кількісні та якісні міркування для вирішення проблем повені та якості води одночасно. Застосування природних рішень (NBS), зокрема методів розвитку з низьким впливом (LID) і розвиток зеленої інфраструктури (GI) може ефективно зменшити пікові обсяги стоку в міських районах, щоб запобігти випадкам повеней. Окрім цього, NBS підтримує суспільні виклики, забезпечуючи добробут людей і переваги біорізноманіття і, таким чином, забезпечує комплексний підхід до покращення міської екології.

Стійкі міські дренажні системи використовуються в Європейському регіоні для включення природних процесів у мінімізацію ризиків повеней. Деякі азіатські країни прийняли NBS для управління та політики, наприклад, Закон про збереження водного середовища та Закон про оцінку впливу на навколишнє середовище у Південній Кореї. Цю тенденцію сталого управління зливовими водами

через NBS та GI не можна розглядати ізольовано, оскільки задіяна зелена інфраструктура також забезпечує економічне зростання, стимулюючи соціальні зміни та забезпечуючи переваги для здоров'я, які становлять інтерес для багатьох зацікавлених сторін. Політика урядів у всьому світі, включно з місцевою політикою, визнає життєво важливі послуги NBS через їхній внесок у сталий розвиток, таким чином залучаючи мешканців і підприємства та підтримуючи зростання місцевої економіки.

Ці «зелені» проекти, які надають численні переваги різним зацікавленим сторонам, потребують зміни способів їх визначення та фінансування. Міські планувальники повинні допомогти в реалізації цих можливостей шляхом розвитку великої інфраструктури та запланованих схем регенерації. З'являються тенденції, які об'єднують зацікавлені сторони та місцеві громади для створення та підтримки структур НБС і показують шляхи фінансування таких проектів за рахунок інвестицій багатьох зацікавлених сторін.

Фахівці-практики використовують нові цифрові інструменти, щоб уможливити швидке картографування NBS, включаючи моделі розподілу навантаження з високою роздільною здатністю для якості води або управління природними повеннями (NFM). Таке відображення в поєднанні з монетизацією економічних, екологічних і соціальних вигод забезпечує підхід, що ґрунтується на стратегічному плануванні та реалізації на конкретних ділянках. У поєднанні з розумінням потреб зацікавлених сторін і потенційних переваг це може забезпечити переконливі зміни в розробці бізнес-кейсів для інвестування в NBS і створити партнерські відносини.

Існує нагальна потреба в кращій оцінці покращення якості води за допомогою структур NBS та будь-якої різниці в їх продуктивності в різних кліматичних умовах і за різних

режимів обслуговування. Крім того, необхідно дослідити, як спроекувати ці структури для оптимізації кількості та якості води.

Управління забрудненням нутрієнтами в Європі – приклад Німеччини

Мінеральні та органічні добрива, що застосовуються для сільськогосподарських потреб, як і раніше, вважаються найбільш важливим джерелом забруднення нітратами ґрунтових вод у всьому світі. Крім того, у Німеччині це є основною причиною невідповідності стандартам питної води протягом десятиліть. В Європі існує різноманітне водне законодавство (Директива ЄС про нітрати, Рамкова директива ЄС про води та Рамкова директива ЄС про морську стратегію), яке зобов'язує впроваджувати заходи щодо зменшення внесення добрив для мінімізації впливу на ґрунтові та поверхневі води.

У багатьох країнах зв'язок між законодавством і вимогами управління водними ресурсами є нечітким або цілі не узгоджуються. Крім того, порогові значення або цілі між законодавством не завжди сумісні. У Німеччині, наприклад, для сільськогосподарського сектора набули чинності детальні правила щодо рівнів і практики внесення добрив [21]. Однак, ці нормативні акти стосуються в першу чергу вимог до добрив для рослин і не містять або погано визначають обмеження щодо концентрації поживних речовин, наприклад у ґрунтових водах. З іншого боку, скиди з каналізаційних споруд законодавчо обмежені значеннями концентрації, тоді як міжнародні зобов'язання передбачають конкретне зменшення навантаження на поверхневі води.

У федеральних землях Німеччини підходи до звітності, розподілу джерел і кількісної оцінки, практики

управління, форми звітності та представлення даних здійснюються на різних ієрархічних рівнях і потребують узгодження між гідрологічними кордонами. Для досягнення належного стану ґрунтових, поверхневих вод і морів необхідні рішення, що перетинають кордони систем, які спільно підтримуються основними зацікавленими сторонами (водне господарство, сільське господарство, санітарна техніка та міський дренаж). Необхідно розробити загальне розуміння надходження нутрієнтів з різних джерел, результуючих вимог до дій для досягнення цільових значень щодо окремих заходів, які необхідно вжити для досягнення екологічних цілей. Інтегроване моделювання нутрієнтів все частіше використовується для зображення цих складних взаємодій. У Німеччині в рамках проекту AGRUM-DE було створено загальнонаціональну систему моделей нутрієнтів, що складається з моделей RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MePhos-MONERIS для аналізу поточної ситуації, розробки та дослідження сценаріїв, що відображають результати політичних та/ або економічних змін у сфері сільського господарства [22]. Результати будуть використані урядом федеральних земель Німеччини для впровадження агроекологічних заходів для зменшення забруднення нутрієнтами.

Багатофункціональність деревних буферів

Оскільки водні екосистеми зазнають негативного впливу різноманітних факторів стресу з різних джерел, для отримання оптимального ефекту варто також оцінити варіанти управління з огляду на їхні потенційно численні функції. Прибережні буфери широко обговорюються та застосовуються в контексті управління річковим басейном та покращення якості води. Утримання нутрієнтів і осаду деревними буферами, на відміну від вкритих травою,

можуть забезпечувати широкий спектр функцій, таких як регулювання температури/світла, середовище проживання та як елементи ландшафту (тимчасові, регулюючі та культурні екосистемні послуги). Крім того, можна розрізнити локальні та віддалені ефекти для зменшення викидів нутрієнтів і накопичувального впливу навантаження у великих просторових масштабах.

У Німеччині та Франції вплив деревних буферів є найбільшим у невеликих струмках, де частка поверхневого стоку/ерозії у загальних викидах є високою. У невеликих струмках вплив на температуру води є дуже значущим, особливо при низьких витратах і глибині води, і добова максимальна температура може бути знижена до 5°C. Скорочення загального фосфору може досягати в середньому 40% [23]. У великих річках місцеві ефекти зменшуються через збільшення навантаження нутрієнтів і потоків теплової енергії. Дивно, але місцеві та вище за течією деревні буфери показали незначний вплив на специфічне для річкового типу біорізноманіття макробезхребетних, що вказує на інші впливи, спрямовані на маскування позитивного ефекту деревних буферів, зокрема у великих масштабах. Для цих функцій загалом можна сказати: «чим більше, тим краще». З точки зору екосистемних послуг оптимальне рішення залежить від того, якому балансу екосистемних послуг надається перевага: збільшення культурних послуг, наприклад відпочинку у вигляді рибальства, відбувається за рахунок надання послуг, зокрема сільського господарства.

Наразі тестовано помірний і неоднозначний сценарій в різних кліматичних умовах. До 2050 року від однієї чверті до однієї третини невеликих водотоків будуть мати підвищення середньої температури води внаслідок зміни клімату, що може бути компенсовано розвитком додаткових деревних буферів за оптимістичним сценарієм. Необхідні

подальші дослідження, щоб визначити причинно-наслідкові шляхи потенційно більшого впливу деревних буферів на біорізноманіття.

Висновки

Незважаючи на інтенсивне вивчення дифузного забруднення та його впливу на водні екосистеми, все ще існує потреба в продовженні досліджень. Швидкі зміни в країнах, що розвиваються, і все більш обмежене законодавство в багатьох країнах по всьому світу в поєднанні з новими, ще недостатньо вивченими речовинами та кліматичними змінами створюють складну основу для управління та зменшення дифузного забруднення. Крім того, поточне розуміння впливу дифузного забруднення на водні екосистеми має бути розширено за допомогою множинних стресорів. Ці фактори призводять до набагато складнішої картини щодо потреб успішного зменшення впливу на водні екосистеми. Це також можна застосувати до управління сільськогосподарськими та урбанізованими системами, оскільки такі фактори, як глобалізація, добробут людей або придатне для життя середовище в умовах зростання світового населення повинні бути збалансовані [24, 25].

Література.

1. Chotpantarat S., Boonkaewwan S. Impacts of landuse changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. *Hydrological Sciences Journal*. 2018. V. 63(9). P. 1386-1407.
2. Influence of land use/land cover on surfacewater quality of Santa Lucia river, Uruguay. A. Gorgoglione et al.

- Sustainability*. 2020. V.12. 4692.
3. Wang M., Zhang D., Cheng Y., Tan S.K. Assessing performance of porous pavements and bioretention cells for stormwater management in response to probable climatic changes. *Journal of Environmental Management*. 2019. V. 243. 157167. doi:10.1016/j.jenvman.2019.05.012
 4. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. S. Birk et al. *Nature Ecology and Evolution*. 2020.doi:10.1038/ s41559-020-1216-4
 5. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. L. Carvalho et al. *Science of the Total Environment*. 2019. V.658. P. 1228-1238. doi:10.1016/j. scitotenv.2018.12.255
 6. The future depends on what we do today - Projecting Europe's surface water quality into three different future scenarios. L. Mack et al. *Science of the Total Environment*. 2019. V. 668. P. 470-484. doi:10.1016/j. scitotenv.2019.02.251
 7. Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Runoff Water and Wastewater Sampled at a Firefighter Training Area. X. Dauchy et al. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2019. V. 76(2). P. 206-215. doi:10.1007/s00244-018-0585-z
 8. Occurrence and risk assessment of multiple classes of antibiotics in urban canals and lakes in Hanoi, Vietnam. N.H. Tran et al. *Science of the Total Environment*. 2019a. V. 692. P. 157-174. doi:10.1016/j. scitotenv.2019.07.092
 9. Emerging contaminants in wastewater, stormwater runoff, and surface water: Application as chemical markers for diffuse sources. N.H. Tran et al. *Science of the Total Environment*. 2019b. V. 676. 252-267.

- doi:10.1016/j. scitotenv.2019.04.160
10. Identification of sewage markers to indicate sources of contamination: Low cost options for misconnected non-stormwater source tracking in stormwater systems. H. Yin et al. *Science of the Total Environment*. 2019. V. 648. P. 125-134. doi:10.1016/j. scitotenv.2018.07.448
 11. Velasco-Munoz J.F., Aznar-Sanchez J.A., Batlles-delaFuente A., Fidelibus M.D. Rainwater harvesting for agricultural irrigation: An analysis of global research. *Water*. 2019. V. 11(7). 1320. doi.org/10.3390/w11071320
 12. Arsenic contamination in rainwater harvesting tanks around Lake Poopo in Oruro, Bolivia: An unrecognized health risk. W. Quaghebeur et al. *Science of the Total Environment*. 2019. V. 688. P. 224-230. doi:10.1016/j. scitotenv.2019.06.126
 13. Spahr S., Teixido M., Sedlak D.L., Luthy R.G. Hydrophilic trace organic contaminants in urban stormwater: occurrence, toxicological relevance, and the need to enhance green stormwater infrastructure. (Critical Review). *Environmental Science: Water Research and Technology*. 2020. V. 6. P, 15-44. doi:10.1039/C9EW00674E
 14. Da Costa M.F., Pinto da Costa J., Duarte A.C. Sampling of micro (nano) plastics in environmental compartments: How to define standard procedures. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2018. V. 1. P. 36-40.
 15. Microplastics as pollutants in agricultural soils. M. Kumar et al. *Environmental Pollution*. 2020. V. 265(Pt A). 114980. doi:10.1016/j.envpol.2020.114980
 16. Giri S., Qiu Z. Understanding the relationship of land use and water quality in twenty first century: a review. *Journal of Environmental Management*. 2016. V. 173. P. 41-48.

17. Land use change in highland area and its impact on river water quality: a review of case studies in Malaysia. A. Razali et al. *Ecological Processes*. 2018. V.7. 19.
18. Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. M.L. Calijuri et al. *Environmental Earth Science*. 2015. V. 74. P. 5373-5382.
19. Namugize J.N., Jewitt G., Graham M. Effects of land use and land cover changes on water quality in the uMngeni river catchment, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth*. 2018. V.105. P. 247-264.
20. Woldeab B., Ambelu A., Mereta S.T., Beyene A. Effect of watershed land use on tributaries' water quality in the east African Highland. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2019. V.191. 36
21. DUV 2020 Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, Bundesrepublik Deutschland, 2020
22. Modellansatz zur Bestimmung der Nährstoffbelastung und ihrer Reduktion in allen deutschen Flussgebieten. B. Schmidt et al. *Wasser und Abfall*. 2020. B. 22. P. 33-38.
23. Deriving a Bayesian Network to Assess the Retention Efficacy of Riparian Buffer Zones. A. Gericke et al. *Water*. 2020. V. 12(3). 617. <https://doi.org/10.3390/w12030617>
24. Diffuse pollution and eutrophication in a changing world. Authors: M. Venohr, A. Gorgoglione, L. Bravo Inclan, E. Khan, L. Kim, R. Kunkel, Z. Todorovic on behalf of the Diffuse Pollution and Eutrophication Specialist Group. P. 72-77. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management*. A compendium of hot topics and features

from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.

25. Мокієнко А.В. Дифузне забруднення та евтрофікація в мінливому світі. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №1. С. 55-61.

ЛЕКЦІЯ 18

ДЕЗІНФЕКЦІЯ. ЧАСТИНА 1 – СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ТА МАЙБУТНІ ТЕНДЕНЦІЇ

Поточні процеси дезінфекції.

Дезінфекція є важливою процедурою очищення питної води та стічних вод. Дезінфекція питної води є видатним внеском у захист здоров'я населення. Зокрема, хлорування питної води є одним із найбільших досягнень у сфері охорони здоров'я [1].

В останні роки через різноманітність патогенних мікроорганізмів людини (віруси, паразити, бактерії тощо) кілька технологій дезінфекції часто поєднують у так званих багатобар'єрних концепціях. Деякі західноєвропейські країни, такі як Нідерланди, використовують інший підхід для стримування повторного росту бактерій у системі розподілу питної води шляхом максимального зниження концентрації засвоюваного органічного вуглецю (АОС). Цей підхід міг би уникнути проблеми побічних продуктів дезінфекції (DBPs), пов'язаної з реакцією між дезінфікуючими засобами та органічними речовинами.

Дезінфекція стічних вод також є дуже важливою для забезпечення здоров'я населення щодо мікробіологічної якості ресурсів водних об'єктів, особливо для повторного використання води під час епідемії. Багато патогенних бактерій, вірусів (кишкових і респіраторних) і найпростіших можуть передаватися і поширюватися фекально-ротовим шляхом. Отже, вільний хлор, діоксид хлору або УФ у високих дозах застосовувалися на очисних спорудах (ОСВ) під час пандемій SARS та COVID-19.

Глобальний погляд на ринок дезінфекції води та стічних вод визначив п'ять основних технологій дезінфекції, включаючи хлор, діоксид хлору,

ультрафіолетове випромінювання, озон, вдосконалені процес окислення (AOP) та органічні пероксикислоти [2]. Нижче обговорюються останні досягнення у застосуванні цих технологій дезінфекції.

Хлор (Cl_2/NaOCl) і хлораміни

Хлор все ще залишається найпопулярнішим процесом дезінфекції у водопостачанні та каналізації в усьому світі. В останні десятиліття все більше і більше підприємств водопостачання у Китаї та США замінюють рідкий хлор стандартним або виробленим на місці гіпохлоритом натрію (NaOCl) через проблеми безпеки.

На великих очисних спорудах питної води (СПВ) наразі домінують процеси знезараження хлором, у тому числі вільним хлором і хлорамінами. Наприклад, переважаючими дезінфікуючими засобами, що використовуються у великомасштабних DWTPs (зазвичай $> 10^5 \text{ м}^3/\text{день}$) у басейні озера Тайху, провінція Цзянсу, Китай, є вільний хлор, а в Шанхаї – хлораміни. Як правило, вибір хлору або хлорамінів в основному залежить від якості вихідної води, процесів її очищення, наявності побічних продуктів дезінфекції (DBP), включаючи регульовані вуглецеві DBP (C-DBP) і нерегульовані азотні DBP (N-DBP), а також вимоги до залишкового дезінфікуючого засобу у системах розподілу. Останніми роками на китайських DWTPs із загальною продуктивністю 40 мільйонів $\text{м}^3/\text{добу}$ застосовано вдосконалену обробку озонобіологічним активованим вугіллям ($\text{O}_3\text{-BAC}$), інтегровану зі звичайним процесом обробки. Це оновлення DWTPs допомагає вирішити проблему забруднення джерел води та покращує видалення багатьох прекурсорів DBP [3]. Потім можна безпечно застосовувати вільне хлорування або хлорування, щоб уникнути порушення регуляції DBP. Тим часом, хлор

також часто додається у воду, що забирається, до і після коагуляції, до і після фільтрації як окислювач для посилення коагуляції, контролю водоростей і речовин, що мають запах, одночасно в тих DWTPs, які зазнають евтрофікації у своїх джерелах води. Останнім часом хлорування або електрохлорування використовується в системах управління баластними водами (BWMS) з метою зниження біологічних речовин до надзвичайно низьких рівнів, які регулюються Міжнародною морською організацією (ІМО). Різноманітні докази продемонстрували, що хлорування дуже добре працює у знищенні зоопланктону, фітопланктону та мікроорганізмів (наприклад, *E. coli*). Однак, утворення та наявність DBP внаслідок дезинфекції також викликає занепокоєння.

Діоксид хлору (ClO_2)

Діоксид хлору (ClO_2) широко використовується як дезінфікуючий засіб, альтернативний хлору, для очищення води. Повідомляється, що ClO_2 використовується в 8,1% DWTP у США та 32,8% у Китаї [4]. Для китайських DWTP малого та середнього масштабу (зазвичай $< 10^5$ м³/день), дезинфекція ClO_2 становить ще більшу частку - приблизно 70%. Однією з великих переваг застосування ClO_2 є те, що утворення галогенованих побічних продуктів дезинфекції (DBP), таких як тригалометани (ТНМ) і галооцтова кислота (НАА), значно нижче, ніж при застосуванні вільного хлору. При цьому формування специфічних DBP, тобто хлориту (ClO_2^-) і хлорату (ClO_3^-), є основною проблемою для застосування ClO_2 .

Цікаво відзначити, що багато застосувань дезинфекції ClO_2 фактично поєднують ClO_2 з Cl_2 . Порівняно з вільним хлоруванням комбінована система дезинфекції ClO_2/Cl_2 може значно знизити суму концентрацій галогенованих DBP

за рахунок зниження процентного вмісту Cl_2 . Регульовані тригалометани були найбільше знижені у присутності ClO_2 , але інша окрема група DBPs мала відмінні особливості з варіацією процентного вмісту ClO_2 [5]. Коефіцієнти заміщення броду та йоду мають тенденцію до збільшення зі зменшенням процентного вмісту Cl_2 , що вказує на те, що руйнування попередників DBP ClO_2 сприяє введенню броду та йоду. Було виявлено, що очищення стічних вод з високим вмістом амонію за допомогою ClO_2/Cl_2 демонструє значно вищу цитотоксичність, ніж використання одного дезінфікуючого засобу [5].

Ультрафіолет (УФ)

Ультрафіолетове (УФ) опромінення все частіше застосовується для дезінфекції води та стічних вод. Однією з його переваг, особливо цінних при дезінфекції питної води, є його висока ефективність інактивації *Giardia* та *Cryptosporidium*. Оскільки хімічні речовини не додаються, зазвичай можна уникнути утворення DBP [7]. Крім того, деякі окислювачі, такі як H_2O_2 , озон, хлор і персульфат, можуть бути активовані ультрафіолетовим опроміненням для створення прогресивних процесів окислення (AOPs), які постачають сильні окислювальні радикали для прискорення мікробної інактивації та деградації забруднюючих речовин [7].

У листопаді 2006 року було опубліковано Керівництво USEPA щодо ультрафіолетової дезінфекції (UVDGM), у якому порівнювалися три типи УФ-ламп, як показано в табл. 1.

Таблиця 1

Типові характеристики ртутних ламп

Параметр	Низького тиску	Низького тиску високої потужності	Середнього тиску
Бактерицидний ультрафіолет	Монохроматичний при 254 нм	Монохроматичний при 254 нм	Поліхроматичний, включаючи бактерицидний діапазон (200-300 нм)
Ефективність перетворення електричного в бактерицидний УФ (%)	35-38	30-38 (35)	10-20
Довжина дуги (см)	10-150	10-200 (150)	5-120
Термін служби (год)	8000-10000	8000-15000 (12000)	4000-9000 (8000)

На додаток до виробництва більш ефективних і довговічних ламп, коефіцієнт старіння (УФ-випромінювання в % наприкінці терміну служби лампи) було покращено завдяки внутрішньому покриттю майже всіх ламп низького тиску з високою потужністю до значень вище 0,85. Крім того, варіація потужності лампи (стандартна для ламп середнього тиску) тепер однаково прийнята майже всіма лампами низького тиску і високої потужності. Ці розробки в поєднанні з оптимізацією конструкції (завдяки CFD моделюванню та перевірці ефективності) призвели до різкого зниження загальної вартості систем УФ-дезінфекції, в основному з використанням ультрафіолетових ламп низького тиску високої потужності. Ці УФ-системи передбачають меншу кількість ламп, знижену енергоємність та подовжений

термін роботи.

Озон (O₃)

Завдяки своєму потенціалу окислення озон зазвичай використовується не лише для дезінфекції, а й для додаткового очищення води та стічних вод, наприклад видалення заліза/марганцю, усунення запахів і кольорів, деградація мікробруднювачів і нових забруднень, що робить озон важливим інструментом у загальному наборі інструментів очищення. Його зазвичай поєднують з іншими технологіями дезінфекції з метою забезпечення надійної та стійкої очистки води та стічних вод. Більшість заводів, що використовують озон, покладаються на озонові реактори з діелектричним бар'єрним розрядом, ефективність яких була значно покращена в озоновій промисловості за останні роки.

Інноваційні дезінфікуючі засоби та процеси

УФ-світлодіоди

Оскільки світлодіоди зробили революцію в індустрії видимого освітлення, те саме можна очікувати і в галузі дезінфекції. На даному етапі УФ-світлодіоди розширюють ринок для УФ-дезінфекції, оскільки вони в основному використовуються в умовах, де звичайні УФ-лампи не підходять або не працюють ефективно, особливо в системах водопостачання на місці використання та споживчих товарах, які потребують дезінфекції. Їх основні специфічні переваги для цих ринків такі:

- без ртуті;
- конфігурується відповідно до особливих вимог (особливо у вузьких місцях);

- відсутність обмежень у циклах увімкнення/вимкнення (особливо важливо для переривчастих потоків);
- відразу доступний (тобто дуже короткий час розігріву);
- довжина хвилі оптимізована для дезінфекції.

Імпульсний режим і деякі конкретні довжини хвилі УФ-світлодіодів виявилися більш ефективними для інактивації певних мікроорганізмів [9,10]. УФ-світлодіоди з регульованою довжиною хвилі надають можливості для покращення видалення забруднюючих речовин в УФ-активованих АОР [10-12]. Однак, УФ-світлодіодні системи ще не конкурентоспроможні порівняно зі звичайними УФ-системами для муніципальних і промислових застосувань з більшим потоком. Однак, враховуючи їх особливі переваги в дезінфекції та подальший технологічний розвиток, УФ-світлодіоди стануть багатообіцяючою альтернативою УФ-світла в цих областях.

Ксенонові ексимерні лампи

Іншим джерелом світла без Hg є ксенонові ексимерні лампи. Вони ще не вийшли на ринок дезінфекції з довжинами хвиль у бактерицидній області. Показано інший напрямок їх використання на ринку дезінфекції та окислення: вузькосмугове VUV (вакуумне ультрафіолетове) випромінювання від ксенонових ексимерних ламп із довжиною хвилі близько 172 нм ідеально підходить для генерації озону.

Під дією VUV-випромінювання не утворюються оксиди азоту, що робить систему дуже міцною та усуває проблеми з подачею газу. Можна досягти надзвичайно високих концентрацій озону (до 47 мас.% від кисню), таким чином зменшуючи потоки газу, капітальні витрати завдяки

меншим габаритам, та знижуючи експлуатаційні витрати, викликані меншим споживанням газу.

Органічні пероксидні кислоти

Органічні пероксикислоти (або надкислоти) — це клас хімічних сполук, що характеризуються загальною молекулярною структурою $R-COOOH$ і сильним потенціалом окислення. Дві з цих сполук наразі актуальні як дезінфікуючі засоби, а саме надоцтова кислота (РАА, CH_3CO_3H) і мурашина кислота (РФА, HCO_3H). Серед переваг цих сполук є ефективність широкого спектру проти патогенних мікроорганізмів, обмежена екотоксичність, незначне формування звичайних DBP (альдегідів, епоксидів, галогенованих DBP, карбонових кислот, нітрозамінів) [13,14].

Органічні пероксикислоти отримують шляхом взаємодії попередника карбонової кислоти з перекисом водню в присутності сірчаної кислоти або інших сильних кислот, що діють як каталізатори. Через свою реакційну здатність РАА та РФА не кумулюються в навколишньому середовищі та швидко розкладаються на сполуки-попередники. Це також є основною причиною, яка перешкоджає використанню їх для питної води. РАА постачається у вигляді готових комерційних розчинів, які є досить стабільними в контрольованих умовах. РФА необхідно виробляти на місці за допомогою спеціальних систем. Для обох дезінфікуючих засобів необхідно враховувати питання безпеки. Низька стабільність цих дезінфікуючих засобів також має значення для їх застосування, оскільки швидкість розкладання зростає з присутністю кількох сполук у воді, що вказує на важливість ефективних попередніх процесів обробки [15, 16]. Обґрунтовано переваги методів моніторингу, моделювання

та контролю для оптимізації дозування дезінфікуючого засобу залежно від умов експлуатації та характеристик стічних вод [17]. Зокрема, варто підкреслити важливість розрахунку фактичної дози, а саме врахування розпаду дезінфікуючого засобу з часом усередині контактного резервуару.

Розширені процеси окислення (AOP)

Прогресивні (удосконалені, розширені) процеси окислення (AOPs) були широко досліджені та вивчені, а деякі отримали промислове впровадження протягом останніх 15-20 років для видалення головним чином мікрозабруднювачів, а також для дезінфекції. Усі вони ґрунтуються на виробництві окислювачів із дуже високою здатністю до окислення, таких як гідроксильні радикали ($\bullet\text{OH}$), за тиску та температури навколишнього середовища. Нижче наведено деякі актуальні AOP для дезінфекції води та стічних вод.

Електрохлорування та електрохімічні AOP

Процеси електродезінфекції можуть здійснюватися в основному шляхом опосередкованого окислення за рахунок $\bullet\text{OH}$, HClO , Cl_2 , ClO_2 , O_3 , які відіграють роль дезінфікуючих засобів.

Матеріал електродів є важливим параметром для використання цих дезінфікуючих засобів. Розмірно стабільний анод (DSA), що складається зі змішаного оксиду металу (ММО) (наприклад, Ti/RuO_2 , Ti/IrO_2 , Ti/Pt-IrO_2 , $\text{Ti/RuO}_2\text{-IrO}_2$ тощо), виявився ефективним для виробництва активного хлорного дезінфікуючого засобу завдяки високому виділенню Cl . Електроди з легованим бором алмазом (BDD) [18] також застосовується як ефективний

анод для виробництва не тільки активного хлору, але й гідроксильних радикалів ($\bullet\text{OH}$), які також продемонстрували дезінфікуючу ефективність. Кількість електродезінфікуючих засобів залежить від типу електроліту, який міститься в розчині. У присутності Cl^- кількість окислювачів значно більша, ніж в інших електролітах (Na_2SO_4 , NaHCO_3 , NaH_2PO_4). Тим не менш, окислювачі можуть бути отримані за відсутності Cl^- , і головним чином з BDD матеріалу завдяки його властивості високого виділення O_2 . Це перевага вдосконаленого електроокислення перед системами електрохлорування, хоча матеріали MMO зазвичай дешевші, ніж BDD. Загалом, ефективність дезінфекції за допомогою електрохімічних технологій порівняно з системою хлорування може бути вищою, враховуючи еквівалентну кількість дози окислювача, оскільки різні види окислювачів (хлоровані та нехлоровані) можуть вироблятися одночасно завдяки досягненню вищого рівня окисної здатності [19].

Щільність струму є ще одним важливим параметром для контролю швидкості та продуктивності електрогенерації дезінфікуючих засобів. Збільшення щільності струму призводить до підвищення концентрації до певної межі. Тобто, поки швидкість вторинних реакцій (наприклад, реакцій окислення та відновлення H_2O) не стане занадто сильно конкурувати з реакціями електрогенерації окисника. Однак, кількість потенційно токсичних побічних продуктів, наприклад орґано- та неорґано-хлорованих, за відсутності Cl^- спочатку має тенденцію до зростання. Зокрема, було показано, що з BDD утворювався перхлорат (ClO_4^-) у високій кількості (123 мг/л). Таким чином, необхідно знайти компроміс між оптимальним електрогенерації окисника та уникненням/обмеженням виробництва DBP. Було показано, що застосування щільності струму нижче 13 mA/cm^2 з

анодом BDD було достатнім для здійснення електродезінфекції без утворення перхлорату.

Ефективність дезінфекції вдосконаленого електроокислення була продемонстрована для різних типів води: муніципальних і промислових стічних вод, морської та баластної води, води в плавальних басейнах, води для промивання в агропродовольчій та охолоджувальній воді та технічної води. В промислових застосуваннях споживання енергії могло коливатися від 0,02 до 0,2 кВт-год/м³ [19].

Електроімпульсні процеси окислення (ЕРОР).

Нещодавно використано електрично-імпульсний процес окислення (ЕРОР) у вигляді розряду високої напруги з високою частотою імпульсів з O₂ як газом-носієм для дезінфекції та видалення мікробруднювачів із вторинно очищених стоків [20]. Електричні розряди в рідині порівняно з плазмою в газах вимагають особливих умов через суттєво відмінні властивості іонізованого середовища. Більш висока щільність рідини впливає на частоту зіткнень частинок і, отже, на розподіл енергії. Генерація розряду в рідинах ініціює різні фізико-хімічні процеси, які можуть бути використані в широкому спектрі застосувань. Серед фізичних процесів сильне електричне поле, УФ-випромінювання та утворення ударних хвиль у високопровідних рідинах є найважливішими явищами. З іншого боку, створення різноманітних хімічно реактивних •ОН та інших радикалів, високоенергетичних електронів, іонів та молекул з високим потенціалом окиснення обумовлюють перспективу використання цієї технології.

Додавання до системи високої електричної енергії ініціює інтенсивний рух заряджених частинок, що призводить до частих зіткнень. Непружні зіткнення призводять до збудження та іонізації нейтральних молекул.

Нарешті, утворюються різні заряджені частинки, особливо високоенергетичні електрони, іони та радикали. Цей процес (імпульсний постійний струм високої напруги для створення розряду) був апробований на великій очисній станції в Ізраїлі. Процес порівнювався з озонуванням, щоб оцінити можливості зменшення мікрозабруднювачів і дезінфекції при мінімальних DBP. Після оптимізації процесу ЕРОР (10-30 л/хв O_2 , 450-540 мА, 22-29 кВ, 500-1000 Гц) для очищення вторинних стічних вод сліди органічних речовин, які легко розкладаються, і органічних речовин, які важко розкладаються, такі як рентгеноконтрастні речовини, були фактично видалені. Такі мікроорганізми, як коліформи, фекальні коліформи, фекальні стрептококи, лямблії та криптоспоридії, віруси (ентеро-, адено-, коро- та парахо-) були ефективно інактивовані. Загальна кількість бактерій була низькою (120 КУО/мл), і повторного росту не спостерігалось. Порівняно з озонуванням, DBP, включаючи NDMA та бромат, майже не виявлено. Споживання електроенергії (у вигляді кВт-год/м³) за одного оптимального режиму роботи (15 л/хв кисень як носій, 540 А, 28 В, 1000 Гц) для очищення 1,8 м³/год вторинно очищених стічних вод становило 0,25 кВт-год/м³ [20].

Крім того, процес ЕРОР також використовується для первинної та вторинної обробки осаду для знезараження, що призводить до зменшення об'єму осаду (25%) та збільшення виробленого біогазу (20%).

Моніторинг, моделювання та контроль для проектування та управління процесами

Історично склалося так, що проектування та управління дезінфекцією базувалися на спрощених відносинах та емпіричних знаннях. Незважаючи на те, що

цей підхід часто доречний, виклики, що виникають, обумовлюють необхідність зміни парадигми у поглядах на підвищення безпеки, надійності та стійкості процесів, оскільки інноваційні технології є рушійною силою трансформації. Наприклад, збереження біологічної стабільності в мережах розподілу питної води, мінімізація DBP у регенерованих стічних водах і зменшення викидів вуглецю в очисних спорудах вимагають прийняття передових підходів.

Багато датчиків для онлайн-моніторингу мікробіологічної якості води в режимі реального часу з точки зору мікроорганізмів планктону або біоплівки наразі є комерційно доступними або знаходяться на стадії розробки. Ці інструменти базуються на багатьох принципах, таких як проточна цитометрія [21], ферментативна активність [22], флуоресценція [23] та імпеданс [24]. Вони можуть бути ефективно застосовані окремо або в поєднанні з іншими звичайними та інноваційними датчиками хіміко-фізичної якості води для подолання обмежень мікробіологічних методів, а саме слабкої просторової роздільної здатності та затримки вимірювання.

Інструменти моделювання можна використовувати для опису явищ, пов'язаних з дезінфекцією в різних масштабах, від дуже малих, як для окислювального стресу в бактеріальних клітинах, до відносно малих, як для контактних резервуарів, до набагато більших, як для водорозподільних мереж або річок. Визначення параметрів моделювання (тобто явища та керівні рівняння, пов'язані змінні та параметри, структура моделі та математичний підхід) зазвичай залежить від цілей і суттєво змінюється в різних моделях. Наприклад, у разі реакторів дезінфекції моделі можуть бути використані для прогнозування загальної продуктивності процесу, як і для добре встановленої інтегрованої системи проектування

дезінфекції. У цьому випадку кінетичні рівняння для розпаду дезінфікуючого засобу, мікробної інактивації та генерації DBP вирішуються за розподілом часу перебування в реакторі в нульвимірній області. З іншого боку, коли цілі вимагають локального опису системи, моделювання зазвичай базується на методах обчислювальної гідродинаміки (CFD), які дозволяють розв'язувати керівні рівняння залучених явищ, включаючи динаміку рідини та масообмін, у кожній підсистемі. CFD зазвичай використовується для оптимізації конструкції реактора, особливо у випадку УФ-реакторів.

Досягнення в моніторингу та моделюванні проклали шлях до розробки та застосування методів контролю з метою оптимізації дезінфекції в реальному часі. Зокрема, контроль має важливе значення для безпеки та надійності процесу в динамічних системах, де робочі умови постійно змінюються з часом [17]. Динамічна поведінка системи може бути надзвичайно важливою для відповідності цілям дезінфекції, можливо, включаючи конфліктуючі елементи, такі як інактивація мікроорганізмів і формування DBP [25, 26].

Література

1. Li X.-F., Mitch W.A. Drinking Water Disinfection Byproducts (DBPs). and Human Health Effects: Multidisciplinary Challenges and Opportunities. *Environmental Science & Technology*. 2018. V. 52(4). P. 1681-1689.
2. Frost & Sullivan (2018). Global Water and Wastewater Disinfection Systems Market, Forecast to 2023; MD6C-15.
3. A tale of two water supplies in China: finding practical solutions to urban and rural water supply problems. E.

- Bei et al. *Accounts of Chemical Research*. 2019. V. 52(4). P. 867-875.
4. AWWA Water Quality Division. Committee report: disinfection at large and medium-size systems. *Journal American Water Works Association*, 2000. V.92(5). P. 32-43.
 5. Disinfection byproducts and their toxicity in wastewater effluents treated by the mixing oxidant of ClO_2/Cl_2 . Y. Zhong et al. *Water Research*. 2019. V. 162. P. 471-481.
 6. Hijnen W.A.M., Beerendonk E.F., Medema G.J. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*. 2006. V. 40(1). P. 3-22.
 7. Anipsitakis G.P., Dionysiou D.D. Transition metal UV-based advanced oxidation technologies for water decontamination. *Applied Catalysis B: Environment*. 2004. V. 54(3). 155163.
 8. Enhanced germicidal effects of pulsed UV-LED irradiation on biofilms. J. Li et al. *Journal of Applied Microbiology*. 2010. V. 109(6). P. 2183-2190.
 9. Rattanukul S., Oguma K. Inactivation kinetics and efficiencies of UV-LEDs against *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila*, and surrogate microorganisms. *Water Research*. 2018. V. 130. P. 31-37.
 10. Enhanced inactivation of *E. coli* by pulsed UV-LED irradiation during water disinfection. X.-Y. Zou et al. *Science of The Total Environment*. 2019a 650, 210-215.
 11. Enhanced ronidazole degradation by UV-LED/chlorine compared with conventional low-pressure UV/chlorine at neutral and alkaline pH values. X.-Y. Zou et al. *Water Research*. 2019b. V. 160. P. 296-303.
 12. A comparison of dissolved organic matter transformation in low pressure ultraviolet (LPUV). and ultraviolet light-emitting diode (UV-LED)/chlorine processes. Z.-C. Gao

- et al. *Science of The Total Environment*. 2020. V. 702. 134942.
13. Dominguez Henao L., Turolla A., Antonelli M. Disinfection by-products formation and ecotoxicological effects of effluents treated with peracetic acid: a review. *Chemosphere*. 2018a. V. 213. P. 25-40.
 14. Luukkonen T., Pehkonen S.O. Peracids in water treatment: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2016. V. 47. P. 1-39.
 15. Dominguez L., Delli Compagni R., Turolla A., Antonelli M. Influence of inorganic and organic compounds on the decay of peracetic acid in wastewater disinfection. *Chemical Engineering Journal*. 2018b. V. 337. P. 133-142.
 16. Dominguez Henao L., Cascio M., Turolla A., Antonelli M. Effect of suspended solids on peracetic acid decay and bacterial inactivation kinetics: experimental assessment and definition of predictive models. *Science of the Total Environment*. 2018c. V. 643. P. 936-945.
 17. Manoli K., Sarathy S., Maffettone R., Santoro D. Detailed modeling and advanced control for chemical disinfection of secondary effluent wastewater by peracetic acid. *Water Research*. 2019. V. 153. P. 251-262.
 18. Einaga Y. Boron-Doped Diamond Electrodes: Fundamentals for Electrochemical Applications. *Acc. Chem. Res.* 2022. V. 55. P. 3605–3615
<https://doi.org/10.1021/acs.accounts.2c00597>
 19. Mousset E., Diamand A. Water treatment by advanced oxidation processes - Anodic oxidation. *Tech. l'Ingenieur*. 2019. J39521-17.
 20. Electro-Pulse Oxidation Process (EPOP). - An alternative AOP as pre-treatment for Soil-Aquifer Treatment of secondary effluents for Indirect Potable

- Reuse. O. Gafri et al. Conference paper. IOA World Congress & Exhibition, Nice, France (20-25 October 2019).
21. Safford H.R., Bischel H.N. Flow cytometry applications in water treatment, distribution, and reuse: A review. *Water Research*. 2019. V. 151. P. 110-133.
 22. Safety and quality control in drinking water systems by online monitoring of enzymatic activity of faecal indicators and total bacteria J. Appels et al.. Chapter 10 in *Microbiological Sensors for the Drinking Water Industry*, IWA Publishing. 2018.
 23. Online fluorescence spectroscopy for the real-time evaluation of the microbial quality of drinking water. J.P.R. Sorensen et al. *Water Research*. 2018. V. 137. P. 301-309.
 24. Development of a miniaturized and selective impedance sensor for real-time slime monitoring in pipes and tanks A. Turolla et al. *Sensors and Actuators*. 2019. V. 281. P. 288-295.
 25. Disinfection Part 1 - State of the art and future trends for disinfection technologies. Authors: C. Chen, W. Chu, A. Turolla, E. Mousset, L. Dinkloh, H. Chikurel, J. P. Chen, X. Yu, B. Xu, X. Yang on behalf of the Disinfection Specialist Group. P. 78-84. In *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition.* International Water Association. 2022. 174 p.
 26. Мокієнко А.В. Дезінфекція. Частина 1 – сучасні технології та майбутні тенденції. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №1. С. 48-54.

ЛЕКЦІЯ 19

ДЕЗІНФЕКЦІЯ. ЧАСТИНА 2 – ПРОБЛЕМИ, ПОВ'ЯЗАНІ З ДЕЗІНФЕКЦІЄЮ

Патогени та пов'язані з ними проблеми

Збудники.

Індикаторами біологічної безпеки води та стічних вод були коліформи, загальна кількість бактерій, каламутність та залишки дезінфікуючих засобів. Деякі країни регулюють патогенні найпростіші, такі як *Giardia* і *Cryptosporidium*. Кілька країн регулюють віруси у воді та очисних спорудах, за винятком США, які включили вимогу щодо видалення кишкових вірусів у стандарт питної води. Повідомляється, що звичайні технології дезінфекції води, такі як вільний хлор, діоксид хлору, озон і ультрафіолет, здатні ефективно інактивувати віруси. Ці технології дезінфекції відіграли важливу роль у великих зусиллях по боротьбі з попередніми глобальними епідеміями, включаючи епідемію SARS у Східній Азії 2003 року, епідемію H₁N₁ у Мексиці та США 2009 року, епідемію MERS на Близькому Сході 2012 року та пандемію COVID-19 по всьому світу з грудня 2019 року. Основними шляхами передачі вірусів у вищезазначених епідеміях є респіраторно-краплинна та контактна передача, однак не можна нехтувати фекально-оральним шляхом. Тому вкрай необхідно посилити дезінфекцію на очисних спорудах. Тим часом суворі карантинні заходи та достатня кількість засобів індивідуального захисту були підтверджені як дуже ефективні для захисту операторів і підтримки щоденної роботи очисних станцій в Ухані (Китай), першому місті, яке постраждало від важкої пандемії COVID-19. Дослідники також підтвердили високу ефективність інактивації вірусу

SARS і SARS-cov-2 вільним хлором і діоксидом хлору [1, 2]. Озон, як потужний дезінфікуючий засіб, може добре дезактивувати залишкові віруси, що широко застосовувалося в харчовій промисловості, на транспорті. Застосування ультрафіолетового випромінювання також значно зросло для підвищення ефективності дезінфекції у водопровідній промисловості та інших. У повсякденному житті людей широко застосовуються засоби для особистої дезінфекції, такі як відбілювачі та 75% спиртовий розчин.

Стійкі до антибіотиків бактерії та гени

Відкриття антибіотиків є одним з найбільших досягнень медицини в історії людства. В останні десятиліття антибіотики також широко використовуються у тваринництві, птахівництві та аквакультурі. Однак зловживання та невідповідний скид антибіотиків призвели до високої концентрації антибіотиків у деяких промислових і побутових стічних водах, а також у водному середовищі. В усьому світі, особливо в країнах, що розвиваються, виникає проблема бактерій, стійких до антибіотиків (ARB) і генів стійкості до антибіотиків (ARG).

Для індустрії питної води не можна повністю ігнорувати занепокоєння щодо небезпеки ARB і ARG. У забрудненій вихідній воді ARB виявляють на рівні 10^3 - 10^5 КУО/мл. Сотні видів ARG були визначені від джерела до водопровідної води. Переважають *sull*, *tetA*, *ermB*, *cml* та інші, які можуть досягати 10^5 копій/мл. Оскільки самі антибіотики містяться в питній воді в слідових кількостях (нг/л або навіть нижче), такі низькі концентрації теоретично не можуть забезпечити селективний тиск на ARB. Таким чином, виникнення та стабільність ARB/ARG можуть бути пов'язані з характеристиками питної води, наприклад оліготрофними умовами водного середовища. Зазначено,

що оліготрофний стан обмежує зростаючу перевагу штамів дикого типу над ARB [3].

Іншим суттєвим фактором поширення ARB/ARG є система дезінфекції. Стандартні дезінфікуючі засоби, такі як хлор, діоксид хлору, озон, можуть інактивувати ARB і видаляти ARG шляхом сильного окислення. Після хлорування та озонування як ARB, так і ARG можуть бути значно знижені. ARG можна було знизити з 10^5 - 10^6 до 10 - 10^4 копій/мл. Озон, хлор і хлорамін можуть впливати на проникність клітинної мембрани та призводити до витоку клітинних компонентів. Крім того, дезінфікуючі засоби можуть проникати в пошкоджені клітини, безпосередньо окислюючи органели. Зазвичай ці функції вважаються неспецифічними. Стосовно позаклітинної ДНК було виявлено, що хлорування знижує флуорометричний сигнал позаклітинної геномної та плазмідної ДНК на 70%, порівняно з контролем без хлору.

Протягом багатьох років дослідників непокоїло питання, чи має хлорування ефект «сумісного (спільного) відбору» на ARB/ARG. Це стосується механізму, за якого несприятливі фактори, крім антибіотиків, такі як важкі метали, можуть разом вибирати ARB через деякі гени стійкості до важких металів, наприклад ефлюксийний насос. Ці гени можуть викачувати з клітин як важкі метали, так і антибіотики. Деякі дослідники запропонували видаляти ARG шляхом хлорування [4]. Інші звіти показали негативні результати відсутності спільного відбору [5]. Іншим цікавим фактом є сприяння ARG мутагенними DBP. Мутагенні DBP, включаючи MX, HAA, HAN і бромат, можуть індукувати стійкість *E. coli* та *P. aeruginosa* до десяти категорій клінічно використовуваних антибіотиків. Стійкість може збільшитися приблизно в десять разів максимум при 10-годинній експозиції. Індукуюча здатність DBP відповідала мутагенності [6].

Біологічна та хімічна стабільність у розподільних мережах питної води

Проблеми дезінфекції питної води включають не тільки усунення патогенів, але й біостабільність і контроль корозії в системі розподілу, де дезінфікуючі засоби відіграють важливу роль. Нещодавній прогрес за останні 5 років підсумовано таким чином.

Біологічна стійкість в мережах.

Як зазначено в розділі «Дезінфекція» Звіту про глобальні тенденції за 2016 рік, найбільша проблема для мікробіологічної безпеки питної води може полягати не в очисних спорудах, а в системі розподілу питної води через відновлення мікробів протягом тривалого часу транспортування. Відновлення мікроорганізмів в основному залежить від залишкової концентрації дезінфікуючого засобу та вуглецевого субстрату. Останній визначається за показниками засвоюваного органічного вуглецю (АОС) або біологічно розкладаного розчиненого органічного вуглецю (BDOC). Температура, потік і концентрація фосфатів також розглядаються як обмежувальні фактори в деяких дослідження [7].

Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) заявила, що «вода, яка надходить у розподільну систему, має бути мікробіологічно безпечною та в ідеалі також біологічно стабільною». Для досягнення мети біостабільності в усьому світі застосовуються два різні підходи. Багато країн вимагають зберігати залишки дезінфікуючого засобу, щоб стримувати повторний ріст бактерій у трубах. Наприклад, Агентство з охорони навколишнього середовища США пропонує виміряти

залишковий дезінфікуючий засіб у кранах. Крім того, близько 20 штатів США встановлюють мінімальний рівень концентрації залишкового хлору понад 0,2 мг/л. Для Китаю потрібно 0,05 мг/л хлору/хлораміну або 0,02 мг/л діоксиду хлору в кінці системи розподілу. Інший підхід полягає в тому, щоб максимально знизити концентрацію АОС, щоб знищити бактерії. Для досягнення біологічно стабільної питної води в Нідерландах, де хлорну дезінфекцію скасовано, було запропоновано значення АОС менше 10 $\mu\text{gC/l}$ [8].

Хімічна стійкість

Проблема хімічної стабільності тісно пов'язана з дезінфекцією. Зміна процесу дезінфекції та джерела води є основними причинами хімічної стабільності в усьому світі. Наприклад, жителі Вашингтона, округ Колумбія, США, зіткнулися з викидом свинцю у водопровідну воду в 2010 році після того, як замість вільного хлорування було застосовано хлорування для контролю тригалометанів і галооцтової кислот. Слабкий дезінфікуючий засіб знизив окисно-відновний потенціал трубної системи, в результаті чого стабільний оксид свинцю (PbO_2) був відновлений до розчинного та токсичного іона свинцю [9, 10].

У 2016 році звіт про підвищені рівні свинцю в крові дітей, пов'язані з питною водою у Флінті, штат Мічиган, виявив серйозну проблему стабільності води в цьому водопровідному підприємстві [11]. Безпосередньою причиною високих рівнів свинцю у воді була дестабілізація свинцевих корозійних шарів іржі, які накопичувалися протягом десятиліть на оцинкованій залізній трубі нижче за течією свинцевої труби [12]. Ця надзвичайна проблема виникла через зміну вихідної води на висококорозійну вихідну воду та нездатність належним чином обробляти цю

воду. Після зміни вихідної води відбулося збільшення кольоровості води, вмісту свинцю, тригалометанів (ТГМ), виявлення легіонелл. Професіонали з водних ресурсів у всьому світі повинні серйозно сприймати цей досвід [13].

Встановлено, що випадки підвищення кольоровості води спорадично відбуваються в Китаї, оскільки багато міст стикаються з дефіцитом місцевих джерел води та покладаються на транспортування води на великі відстані [14]. Збільшення корозійних аніонів (сульфату та хлориду), зниження лужності та рН впливають на вивільнення заліза. Повідомляється, що деякі бактерії пов'язані з розчиненням накипу та виділенням заліза. Крім того, введення опрісненої води також збільшить можливість забарвлення води через різке зростання співвідношення концентрації хлориду до лужності. Ретельне змішування різних вихідних вод, підвищення рН або лужності, вищі дози вільного хлору та додавання ортофосфату були досліджені та застосовані для вирішення цих проблем [14].

Ідентифікація та контроль появи DBP у питній воді.

Нові DBP

Незважаючи на те, що було виявлено понад 800 побічних продуктів дезінфекції (DBP), більше 60% загального органічного галогену (ТОГ) все ще залишається невідомим [15]. Завдяки розвитку аналітичних технологій у питній воді, воді плавальних басейнів і стічних водах було ідентифіковано та виявлено більше DBP. Нові DBP можна розділити на три основні групи відповідно до їх молекулярної структури: 1) аліфатичні DBP; 2) аліциклічні DBP; 3) ароматичні DBP. Більшість аліфатичних DBP, включаючи галогенальдегіди (HAL), галогенацетонітрили

(HAN), галонітрометани (HNM) і галогенаміди (HAM), мають просту молекулярну структуру «CX₃-R», яка була названа DBP типу «CX₃R» [16]. Ці три типи DBP можна далі розділити на азотисті DBP (N-DBP) і вуглецеві (C-DBP) відповідно до їх функціональних груп. Крім того, нові DBP із заміщенням бромідом або йодидом зазвичай називають Br-DBP або I-DBP, які привернули велику увагу через їх відносно високу токсичність [17].

Для нових DBP, які виникають на слідовому рівні, може знадобитися твердофазна екстракція для досягнення нижчої межі виявлення [18]. Методи газової хроматографії (ГХ), відіграють важливу роль у ідентифікації та кількісному визначенні летких або напівлетких DBP, включаючи більшість DBP типу CX₃R і кілька ароматичних DBP. Методи рідинної хроматографії (РХ) більш підходять для аналізу нелетких DBP. Після розділення за допомогою ГХ або РХ DBP аналізуються такими детекторами, як MS, tqMS і QTOF-MS. Як правило, нові DBP ідентифікуються шляхом зіставлення часу утримування, ізотопних моделей і мас-спектрів [18]. Якщо молекулу вже ідентифіковано, кількісне визначення може бути здійснено на основі площі піку конкретного часу утримання на хроматограмі, а також можуть бути застосовані інші детектори, такі як детектор захоплення електронів та УФ-детектори [19].

Контроль за виникаючими DBP в основному досягається шляхом 1) видалення прекурсора перед дезінфекцією, 2) оптимізації процесу дезінфекції та 3) усунення утворених DBP. Однак не існує єдиного рішення, яке могло б одночасно зменшити утворення всіх виникаючих DBP. Таким чином, слід робити обережний компроміс, коли застосовуються будь-які нові стратегії контролю DBP. Слід приділяти більше уваги змінам загальної токсичності, а не конкретним групам DBP [20]. Типові процеси очищення води, включаючи коагуляцію та

фільтрацію, неефективні для видалення попередників нових DBPs. Тому, можуть знадобитися передові процеси очищення води, включаючи AOPs, адсорбцію активованим вугіллям і мембранну фільтрацію [21]. Незважаючи на те, що немає дезінфікуючого засобу, який міг би уникнути утворення DBP, тип дезінфікуючого засобу, дозу та час контакту можна оптимізувати, щоб зменшити ризик для здоров'я, спричинений появою DBP [16]. Оскільки утворення DBP є неминучим, деякі методи, такі як УФ-опромінення, також можуть допомогти зменшити загальну токсичність [22]. Кращої ефективності контролю DBP можна досягти шляхом поєднання цих методів.

Нітрозаміни

N-нітрозаміни є сімейством нових азотистих DBP з високою канцерогенністю, які часто зустрічаються в дезінфікованій питній воді та стічних водах у багатьох країнах, особливо в Канаді, США, Австралії та Китаю. Норми та рекомендації щодо N-нітрозаміну в питній воді в різних частинах світу були вдосконалені внаслідок їх передбачуваної токсичності та появи на рівнях занепокоєння для здоров'я. Вперше регулювання вмісту нітрозодиметиламіну (NDMA) у питній воді на рівні 9 нг/л сталося в Онтаріо (Канада) у 2002 році, потім у Массачусетсі (США) у 2004 році (10 нг/л) і Каліфорнії (США) (10 нг/л). ВООЗ включила NDMA з рівнем 100 нг/л до Рекомендацій щодо якості питної води. У 2010 році Канада оприлюднила перший і найсуворіший національний стандарт для NDMA (40 нг/л). Деякі провідні міста Китаю (Шанхай, Шеньчжень і Сучжоу) з 2018 встановили місцеві стандарти якості питної води року для NDMA на рівні 100 нг/л.

Основні стратегії контролю утворення нітрозаміну в

питній воді включають видалення та/або деструкція попередників нітрозаміну та/або оптимізацію умов хлорамінування. Продуктивність звичайних процесів у контролі нітрозамінів досить обмежена, особливо коли використовується полімерний флокулянт polyDADMAC. Доведено, що сильні окислювачі, крім хлорамінів, включаючи вільний хлор, озонування і діоксид хлору перетворюють вторинні або третинні аміни та прекурсори NDMA. Показано, що порошкоподібне та гранульоване активоване вугілля (PAC і GAC) ефективно видаляє попередники NDMA. Комбінація звичайного і біологічно активного вугілля (BAC) широко застосовується в обробці питної води для покращення видалення розчинених органічних речовин і попередників DBP [23]. Проте в деяких випадках бактерії та розчинні мікробіологічні продукти з біофільтру можуть бути джерелом попередників NDMA. Загальна структура попередників нітрозаміну пояснює механізм видалення попередника нітрозаміну цими процесами. Ця структура надихнула дослідників на розробку технології катіонного обміну для видалення позитивно заряджених попередників NDMA [24].

Сьогодні ідентифіковані десятки прекурсорів нітрозаміну, включаючи вторинні аміни, коагулянти для очищення води, фармацевтичні засоби та засоби особистої гігієни, пестициди, органічні речовини у стічних водах, певні промислові хімікати, органічні речовини водоростей і природні органічні речовини. Однак конкретні хімічні речовини як переважні попередники нітрозаміну у стічних водах очисних споруд не були ідентифіковані.

Неорганічні DBP

Встановлено, що вихід хлориту залежить від розподілу функціональних груп органічної речовини [25].

Реакція між діоксидом хлору та амінами, ди- та тригідроксibenзолами показала вихід хлориту понад 50%. Це вказує на те, що шлях перенесення одного електрона був домінуючим механізмом реакції. Окислення олефінів дало вихід хлорату близько 50%, при чому реакції за участю HOCl та інших проміжних сполук, здавалося, беруть участь у його утворенні. Окислення тіолів дало найвищий вихід хлориду (~32%) через їх високий відновний потенціал для подальшого відновлення хлориту [25]. Вихід хлориту з гумінових речовин залежав від дози діоксиду хлору, рН і змінювався з різними інтервалами реакції, що віддзеркалювало поведінку модельних сполук. Фенольні фрагменти служили домінуючими швидкореагуючими прекурсорами (протягом перших 5 хвилин дезінфекції). Ароматичні прекуртори (наприклад, нефенольний лігнін або бензохінони) сприяли утворенню хлориту протягом тривалого часу реакції (до 24 годин) [26]. Загальна антиоксидантна здатність (показник кількості електронодонорних частин), визначена методом Фоліна-Чокальтеу, була хорошим індикатором хлоритних реакційоздатних попередників у гумінових речовинах, що корелювало з потребою води у діоксиді хлору. Води з високою загальною антиоксидантною здатністю, як правило, утворювали більше хлориту при еквівалентному впливі діоксиду хлору.

Останні нормативні акти, пов'язані з водою, сприяють підходам, що ґрунтуються на ризиках, для управління мікробіологічною якістю питної води та стічних вод. Прикладом є нова Європейська Директива 2020 та Керівництво ВООЗ щодо питної води [27, 28]. Крім того, актуальність таких підходів поступово зростає через зростаючу потребу в прямому та непрямому повторному використанні води, зумовлену зміною клімату. Підходи, що ґрунтуються на оцінці ризиків, в основному складаються з

оцінки ризиків уздовж систем водопостачання та очищення стічних вод з точки зору визначення пріоритетів ризиків та прийняття ефективних заходів контролю за управлінням ризиками. Такі підходи є складовими елементами планування безпеки води та санітарної безпеки, як описано в посібниках ВООЗ [29, 30].

Приблизно 20 років тому кількісна оцінка мікробного ризику (QMRA) з'явилася як надійна методологія для оцінки потенційних ризиків зараження патогенами [31]. Така методологія була успішно застосована до питного водопостачання для кількох цілей, включаючи оцінку ризиків, пов'язаних з управлінням системою розподілу питної води [32]. Так само його використовували для управління стічними водами, а також для оцінки ризику, пов'язаного з повторним використанням стічних вод у сільському господарстві [33]. Наразі очевидні дві основні тенденції розвитку QRMA: з одного боку, інтеграція QMRA у зручні для користувача інструменти, які можуть сприяти його використанню серед неспеціалістів, як QMRA Treatment Calculator від Watershare; з іншого боку, QMRA все більше і більше інтегрується з системами підтримки прийняття рішень щодо управління водними ресурсами та з системами контролю очищення води та стічних вод [34].

Занепокоєння здоров'ям щодо дезінфекції та DBP

Доступ до безпечної питної води є основним правом людини та складовою ефективною політики охорони здоров'я. З одного боку, застосування дезінфекції при очищенні води значно пододало спалахи холери, черевного тифу та інших хвороб, що передаються через воду. З іншого боку, було продемонстровано низький, але значний зв'язок між споживанням дезінфікованої питної води та негативними наслідками для здоров'я, включаючи рак

сечового міхура, товстої кишки та прямої кишки, а також несприятливими результатами вагітності та впливом на розвиток [35, 36]. Хронічні ризики, пов'язані з впливом DBP, стали чутливою, але важливою проблемою, включаючи цитотоксичні, генотоксичні, мутагенні, тератогенні, канцерогенні ефекти, ендокринні порушення та інші токсикологічні впливи [38].

Wagner and Plewa [39] надали методологію для кількісного порівняльного аналізу індукції цито- та генотоксичності 103 DBP з використанням клітин яєчників китайського хом'яка (СНО). Вони представили найбільше пряме кількісне порівняння токсичної дії як регульованих, так і нових DBP на основі опублікованих даних і додаткових нових результатів. Проте великий розрив між епідеміологічними та токсикологічними дослідженнями залишається. Було виявлено лише недостатні докази для визначення канцерогенності окремих DBP, особливо вірогідних канцерогенів сечового міхура [36]. Цю розбіжність можна пояснити відсутністю ідентифікації відповідальних DBPs, включаючи їх появу в питній воді та характеристику токсичності; оцінкою окремих хімічних речовин або простих сумішей замість складної суміші, яка є більш реалістичною та може представляти синергетичні токсикологічні ефекти; а також обмеженнями оцінки впливу, пов'язаному з різними шляхами впливу (наприклад, проковтування, дермальний контакт і вдихання) і просторово-часовими варіаціями концентрації DBP [36, 40].

Тому, слід приділяти більше уваги визначенню нових пріоритетних DBP у питній воді та оцінці впливу на здоров'я на основі концентрації та токсичності. Наприклад, Zhang et al. [41] ідентифікували хлорфенілацетонітрили (SPAN), новий клас азотистих ароматичних DBP у питній воді. Однак, порівняно з аліфатичними аналогами, SPAN були набагато стабільнішими за однакових умов рН, як у

присутності, так і за відсутності Cl_2 або NH_2Cl . CPAN є більш цитотоксичними, ніж галоацетонітрили [42]. По-друге, слід враховувати важливі адитивні або синергетичні токсикологічні ефекти, включаючи різні DBP та інші мікробабруднювачі. Наприклад, Hu et al. [43] порівняли різні комбінації процесів очищення з розрахунком загальної цитотоксичності та генотоксичності на основі утворення та токсичності вибраних DBP під час подальшого хлор(амінування) з метою розробки оптимізованих процесів очищення на очисних установках питної води. Нарешті, оцінка впливу DBP на здоров'я населення передбачає використання відповідних даних, моделювання та припущень [44], просторово-часових коливань концентрацій DBP, формування та трансформації DBP у системах розподілу та споживання, врахування інгаляційного та перкутанного впливів DBP на здоров'я людини [45].

Аналіз проблем дезинфекції свідчить про динамічність взаємодії інактивації мікроорганізмів і формування DBP як конфліктуючими елементами [46, 47].

Література

1. Study on the resistance of severe acute respiratory syndrome-associated coronavirus. X.W.Wang et al. *Journal of Virological Methods*. 2005. V.126, 1-2. P. 171-177.
2. Chlorine dioxide is a more potent antiviral agent against SARS-CoV-2 than sodium hypochlorite. N. Hatanaka et al. *Journal of Hospital Infection*. 2021. V. 118. P. 20-26.
3. Reduction of the fitness cost of antibiotic resistance caused by chromosomal mutations under poor nutrient conditions. W. Lin et al. *Environmental International*. 2018. V.120. P. 63-71.

4. Shi P., Jia S., Zhang X., Zhang T. Metagenomic insights into chlorination effects on microbial antibiotic resistance in drinking water. *Water Research*. 2013. V. 47(1). P. 111-120.
5. Lin W., Zhang M., Zhang S., Yu X. Can chlorination co-select antibiotic-resistance genes? *Chemosphere*. 2016. V. 156. P. 412-419.
6. Lv L., Jiang T., Zhang S., Yu X. Exposure to Mutagenic Disinfection Byproducts Leads to Increase of Antibiotic Resistance in *Pseudomonas aeruginosa*. *Environmental Science and Technology*. 2014. V. 48. P. 8188-8195.
7. Szabo J., Minamyer S. Decontamination of biological agents from drinking water infrastructure, A literature review and summary. *Environment International*. 2014. V.72. P. 124-128.
8. Determination of an acceptable assimilable organic carbon (AOC). level for biological stability in water distribution systems with minimized chlorine residual. Y. Ohkouchi et al. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2013. V.185. P. 1427-1436.
9. Zhang Y., Lin Y.-P. Elevated Pb(II). release from the reduction of Pb(IV). corrosion product PbO₂ induced by bromide-catalyzed monochloramine decomposition. *Environmental Science & Technology*. 2013. V. 47(19). P. 10931-10938.
10. Guo D., Robinson C. Role of Pb(II). defects in the mechanism of dissolution of plattnerite (P-PbO₂). in water under depleting chlorine conditions. *Environmental Science & Technology*. 2014. V. 48(21). P. 12525-12532.
11. Hanna-Attisha M., LaChance J., Casey Sadler R., Champney Schnep A. Elevated Blood Lead Levels in Children Associated With the Flint Drinking Water Crisis: A Spatial Analysis of Risk and Public Health

- Response. *American Journal of Public Health*. 2016. V.106(2). P. 283-290.
12. Pieper K. J., Tang M., Edwards M.A. Flint Water Crisis Caused By Interrupted Corrosion Control: Investigating “Ground Zero” Home. *Environmental Science & Technology*. 2017. V. 51(4). P. 2007-2014.
 13. Masten S. J., Davies S.H., Mcelmurry S.P. Flint Water Crisis: What Happened and Why? *Journal American Water Works Association*. 2016. V. 108(12). P. 22-34.
 14. A red water occurrence in drinking water distribution systems caused by changes in water source in Beijing, China. Mechanism analysis and control measures. X. J. Zhang et al. *Frontier of Environmental Science and Engineering*. 2014. V. 8(3). 417426.
 15. Yang M., Zhang X. Current trends in the analysis and identification of emerging disinfection byproducts. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*. 2016. V.10. P. 24-34.
 16. Using UV/H₂O₂ pre-oxidation combined with an optimised disinfection scenario to control CX3R-type disinfection by-product formation. S. Ding et al. *Water Research*. 2019. V.167. 115096.
 17. Dong H., Qiang Z., Richardson S.D. Formation of Iodinated Disinfection Byproducts (I-DBPs). in Drinking Water: Emerging Concerns and Current Issues. *Accounts of Chemical Research*. 2019. V. 52(4). P. 896-905.
 18. Yang M., Zhang X., Liang Q., Yang B. Application of (LC/)MS/MS precursor ion scan for evaluating the occurrence, formation and control of polar halogenated DBPs in disinfected waters: A review. *Water Research*. 2019. V. 158. P. 322-337.
 19. Ding S., Chu W. Recent advances in the analysis of nitrogenous disinfection by-products. *Trends in*

- Environmental Analytical Chemistry*. 2017. V.14. P. 19-27.
20. Han J., Zhang X. Evaluating the Comparative Toxicity of DBP Mixtures from Different Disinfection Scenarios: A New Approach by Combining Freeze-Drying or Rotoevaporation with a Marine Polychaete Bioassay. *Environmental Science & Technology*. 2018. V. 52(18). P. 10552-10561.
 21. Comparison of drinking water treatment processes combinations for the minimization of subsequent disinfection by-products formation during chlorination and chloramination. J. Hu et al. *Chemical Engineering Journal*. 2018. V. 335. P. 352-361.
 22. Influence of UV irradiation on the toxicity of chlorinated water to mammalian cells: Toxicity drivers, toxicity changes and toxicity surrogates. W.-C. Huang et al. *Water Research*. 2019. V.165. 115024.
 23. Bei E., Wu X.M., Qiu Y., Chen C., Zhang X.J. A tale of two water supplies in China: finding practical solutions to urban and rural water supply problems. *Accounts of Chemical Research*. 2019. V.52(4). P. 867-875.
 24. Capability of cation exchange technology to remove proven N-nitrosodimethylamine precursors. S.X. Li et al. *Journal of Environmental Sciences*. 2017. V.58. P. 331-339.
 25. ClO₂ pre-oxidation changes the yields and formation pathways of chloroform and chloral hydrate from phenolic precursors during chlorination. W. Gan et al. *Water Research*. 2019a. V. 148. P. 250-260.
 26. Chlorite formation during ClO₂ oxidation of model compounds having various functional groups and humic substances. W. Gan et al. *Water Research*. 2019b. V.159. P. 348-357.

27. Directive (EU) 2020/2184 on the quality of water intended for human consumption of the European Parliament and of the Council. 16 December 2020.
Режим доступа:
<https://lawthek.eu/detail/d7a5c23d-6ca3-4a5a-b6a2-96e6fd6264b7/en/SINGLE>
28. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition on incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization; 2017. 631 p. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Режим доступа:
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf>
29. World Health Organization, International Water Association Water safety plan manual. Step- bystep risk management for drinking-water suppliers. ISBN 9789241562638. 2009.
30. World Health Organization. Sanitation safety planning. Manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta. ISBN 9789241549240. 2015.
31. Haas C.N., Rose J.B., Gerba C.P. Quantitative microbial risk assessment. John Wiley & Sons. 1999.
32. Blokker M., Smeets P., Medema G. Quantitative microbial risk assessment of repairs of the drinking water distribution system. *Microbial Risk Analysis*. 2018. N8. P. 22-31.
33. Estimation of health risks caused by exposure to enteroviruses from agricultural application of wastewater effluents. M. Moazeni et al. *Water Research*. 2017. V.125. P. 104-113.
34. Beaudequin D., Harden F., Roiko A., Mengersene K. Utility of Bayesian networks in QMRA-based evaluation of risk reduction options for recycled water. *Science of The Total Environment*. 2016. V.541. P. 1393-1409.

35. Hrudey S.E. Chlorination disinfection by-products, public health risk tradeoffs and me. *Water Research*. 2009. V.43(8). P. 2057-2092.
36. Diana M., Felipe-Sotelo M., Bond T. Disinfection byproducts potentially responsible for the association between chlorinated drinking water and bladder cancer: A review. *Water Research*. 2019. V. 162. P. 492-504.
37. Sun X., Chen M., Wei D., Du Y. Research progress of disinfection and disinfection by-products in China. *Journal of Environmental Sciences*. 2019. V. 81. P. 52-67.
38. Wagner E.D., Plewa M.J. CHO cell cytotoxicity and genotoxicity analyses of disinfection by-products: An updated review. *Journal of Environmental Sciences*. 2017. V. 58. P. 64-76.
39. Li X.-F., Mitch W.A. Drinking Water Disinfection Byproducts (DBPs). and Human Health Effects: Multidisciplinary Challenges and Opportunities. *Environmental Science & Technology*. 2018. V.52(4). P. 1681-1689.
40. Occurrence and Stability of Chlorophenylacetonitriles: A New Class of Nitrogenous Aromatic DBPs in Chlorinated and Chloraminated Drinking Waters. D. Zhang et al. *Environmental Science & Technology Letters*. 2018. V. 5(6). P. 394-399.
41. Richardson S. D., Susana Y. K. Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*. 2020. V. 92. P. 473-505.
42. Comparison of drinking water treatment processes combinations for the minimization of subsequent disinfection by-products formation during chlorination and chloramination. J. Hu et al. *Chemical Engineering Journal*. 2018. V. 335. P. 352-361.
43. Grellier J., Rushton L., Briggs D.J., Nieuwenhuijsen

- M.J. Assessing the human health impacts of exposure to disinfection by-products - A critical review of concepts and methods. *Environment International*. 2015. V. 78. P. 61-81.
44. Weinberg H.S., Pereira V., Singer P.C., Savitz D.A. Considerations for improving the accuracy of exposure to disinfection by-products by ingestion in epidemiologic studies. *Science of the Total Environment*. 2006. V. 354(1). P. 35-42.
45. Exposure to Trihalomethanes through Different Water Uses and Birth Weight, Small for Gestational Age, and Preterm Delivery in Spain. C.M. Villanueva et al. *Environmental Health Perspectives*. 2011. V.119(12). P. 1824-1830.
46. Disinfection. Part 2 – Disinfection-related challenges and opportunities. Part 3 - Health concerns of disinfection-related issues. Authors: C. Chen, W. Chu, A. Turolla, E. Mousset, L. Dinkloh, H. Chikurel, J. P. Chen, X. Yu, B. Xu, X. Yang on behalf of the Disinfection Specialist Group. P. 85-92. In: *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management*. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
47. Мокієнко А.В. Дезінфекція. Частина 2 – проблеми, пов'язані з дезінфекцією. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №2. С. 26-33.

ЛЕКЦІЯ 20

СОНЯЧНА ДЕЗІНФЕКЦІЯ ВОДИ

Вступ

Як відомо, джерела забруднення питної води є всюдисущими. Основним і загально визнаним ризиком для здоров'я, пов'язаним з питною водою, є зараження патогенними мікроорганізмами (бактеріями, вірусами, найпростішими та гельмінтами) [1]. Вживання неочищеної води призводить до передачі цих патогенних мікроорганізмів із навколишнього середовища в організм людини [2]. Внаслідок цього збудники можуть призвести до спалахів захворювань, що передаються через воду, таких як холера, лямбліоз, дизентерія, черевний тиф тощо. Тривожна реальність полягає в тому, що 25% населення світу не мають доступу до безпечної питної води вдома [2], а приблизно 2 мільярди людей залежать від забруднених джерел води [1]. Це означає недосяжність цілі сталого розвитку під номером 6, яка спрямована на забезпечення загального та рівноправного доступу до безпечної та доступної питної води для всіх до 2030 року. На жаль, найменш розвиненим країнами буде особливо складно прискорити прогрес, особливо в нестабільних умовах [3]. Наприклад, за прогнозами до 2030 року лише 37% населення Африки на південь від Сахари використовуватиме безпечну питну воду. Багато будинків у сільській місцевості країн, що розвиваються, надто малі та/або дуже розкидані, щоб виправдати витрати на встановлення систем фільтрації для високоякісного водопостачання чи централізованих очисних споруд питної води [4]. Як наслідок, більшість вдається до небезпечних джерел питної води. Крім занепокоєння забрудненням у джерелі, подальше мікробіологічне забруднення раніше безпечної води також

відбувається через негігієнічне поводження з водою під час збору, транспортування та зберігання вдома [5]. Кілька досліджень спостерігали значне погіршення мікробіологічної якості питної води між джерелом води та місцем використання (POU). Щоб захистити вразливе населення від споживання мікробіологічно забрудненої води, інноваційні методи очищення побутової води (HWT) стали практичними та економічно ефективними рішеннями. Ці методи спеціально націлені на покращення мікробіологічної якості питної води в місці використання, тим самим забезпечуючи негайне полегшення в районах, де відсутня централізована інфраструктура очищення води [6]. Комбінація методів HWT із безпечним зберіганням, яка називається обробкою та зберіганням води для домогосподарств, забезпечує тимчасові заходи для громад, щоб взяти на себе відповідальність за власне покращення мікробіологічної якості води вдома, доки вони не зможуть отримати безпечну, надійну водопровідну воду [7].

Сонячна дезінфекція води (SODIS) є одним із методів HWT, який з роками отримав визнання та популярність. Цей метод використовує сонячне світло для інактивації мікробних патогенів у воді. Пропонується просте, економічно ефективне та екологічно чисте рішення для очищення води без утворення токсичних побічних продуктів дезінфекції. Його ефективність і потенціал заслужили офіційне визнання та рекомендацію ВООЗ. Технологія дуже проста. Прозорі контейнери із забрудненою водою піддають дії сонячного світла протягом певного часу. Цей метод комбінує дію ультрафіолетове (УФ) випромінювання та підвищеної температури для інактивації широкого спектра патогенів питної води. Піонерські дослідження, проведені в громаді масаї в Кенії [8-10] підтвердили ефективність SODIS у покращенні якості води та зниженні захворювань, що

передаються через воду. Подальші дослідження та польові випробування в різних частинах світу постійно демонструють значне зниження мікробного забруднення та покращення результатів для здоров'я завдяки впровадженню SODIS.

Незважаючи на свої переваги, метод SODIS має обмеження, які перешкоджають його ефективності за певних обставин. Звичайний SODIS часто потребує тривалого часу впливу від 6 до 48 годин для досягнення ефективної дезінфекції. Це обмеження пояснюється залежністю від сонячного світла та вимогою до температури води 50 °C або вище. Недостатня кількість сонячного світла або похмура погода можуть перешкоджати процесу дезінфекції, тоді як потреба у високих температурах обмежує об'єм обробки невеликими кількостями, обмежуючи її масштабованість і практичність. Тривалий час впливу та неадекватна дезінфекція можуть призвести до повторного росту бактерій у обробленій воді. Різні фактори, включаючи каламутність води та кліматичні умови, можуть впливати на процес дезінфекції та підвищувати ризик повторного розмноження бактерій, що загрожує безпеці води. Крім того, такі проблеми, як обмежений об'єм, відсутність ПЕТ-пляшок і поведінка користувачів, перешкоджають соціальному прийняттю SODIS.

У огляді [11] аналізується ефективність SODIS як методу НWT на основі надійних науково підтверджених даних про мікробіологічну ефективність і позитивний вплив на здоров'я, про який повідомляють користувачі SODIS. Представлені обмеження, які впливають на ефективність інактивації патогенів, і проблеми, які впливають на його масштабованість і стійкість у реальних умовах. Підкреслено важливість заходів зі зміни поведінки для забезпечення послідовного та правильного застосування SODIS. Новизна полягає в розширеному дослідженні

доступних стратегій та інноваційних підходів для подолання проблем, пов'язаних з ефективністю та впровадженням дезінфекції SODIS. Представлено переконливі причини для впровадження та масштабованості SODIS у країнах, що розвиваються. Нова перспектива доповнює наявну літературу щодо покращення доступу до безпечної питної води в громадах, які мають проблеми із якісною питною водою, пропонуючи цінну інформацію про розвиток SODIS як практичного та сталого рішення для НWT.

Теорія SODIS

SODIS — це метод дезінфекції води, який базується на впливі сонячного випромінювання для знищення або інактивації патогенних мікроорганізмів у мікробіологічно забрудненій питній воді. Цей метод був схвалений BOO3 у 2001 році та рекомендований для країн з низьким рівнем доходів та після стихійних лих або гуманітарних криз для покращення доступу до безпечної води [12, 13]. Відтоді цей метод пропагується в країнах, що розвиваються, через інформаційні та просвітницькі кампанії, навчання та консультування громадського сектору (урядових установ), мережеву діяльність, а також навчання користувачів на низовому рівні [14]. Будучи принципово новою стратегією зміни поведінки прийняття цього методу корпоративним світом залишається непривабливим, і багато хто не бажає його підтримувати. Незважаючи на це, технологія набула найбільшої популярності та прийнятності серед населення з низьким рівнем доходу. Наприкінці 2007 року було зареєстровано понад 2,1 мільйона користувачів [6]. Протягом останніх років метод досяг певного охоплення в деяких регіонах, хоча ці показники сильно відрізнялися залежно від умов (від 9 до 66%, хоча постійне використання

менш однозначне). Однак існує обмежена інформація щодо практичного застосування SODIS, включаючи масштаби його застосування та географічне охоплення. Як зазначають Ballesteros et al. [15], обмежена увага приділяється реальному застосуванню методів, керованих сонячними променями, а також іншим важливим аспектам, таким як тестування регульованих мікробних індикаторів і нових патогенів. Підраховано, що до 2012 року понад 5 мільйонів людей у більш ніж 50 країнах, що розвивається (Латинська Америка, Азія та Африка), були регулярними користувачами SODIS [16].

Детальна процедура застосування SODIS описана в посібнику SODIS [17]. Вона включає себе наповнення потенційно мікробіологічно забрудненої води в прозорі ПЕТ-пляшки об'ємом до 2 л і дію повного сонячного світла протягом щонайменше 6 годин у сонячний день або протягом 2 днів поспіль (48 годин), якщо є хмарність. більше 50%. Потім оброблена вода зберігається в пляшках до споживання, щоб уникнути повторного забруднення. Також рекомендується не пити протягом 24 годин, щоб уникнути можливості повторного росту після контакту [16].

Основні принципи SODIS

SODIS працює на основі двох основних принципів: використання сонячного світла для дезінфекції води та дотримання рекомендованого часу впливу. Коли вода піддається впливу сонячного світла, вона одночасно проходить два процеси, які сприяють її безпечності для споживання. Перший процес включає сонячне ультрафіолетове (УФ) випромінювання, зокрема УФ-А світло, яке має бактерицидні властивості. Це випромінювання проникає у воду, викликаючи порушення ДНК патогенів. Другий процес включає інфрачервоне тепло

від сонячного світла, яке підвищує температуру води всередині пляшок. Ця підвищена температура ще більше посилює інактивацію мікроорганізмів, доповнюючи процес ультрафіолетової дезінфекції. Комбінований ефект обох стресів створює синергетичну дію, яка робить SODIS ефективним і доступним методом очищення побутової води в умовах обмежених ресурсів [18].

Обмеження SODIS

Тривалий час впливу

Одним із основних обмежень традиційного методу SODIS є тривалий час впливу, необхідний для досягнення ефективної дезінфекції. Час впливу зазвичай коливається від 6 до 48 годин, залежно від таких факторів, як інтенсивність сонячного світла та каламутність води. Недостатня кількість сонячного світла або хмарна погода можуть значно перешкодити процесу дезінфекції, подовжуючи час, необхідний для ефективної обробки води. Це обмеження створює проблеми в регіонах з непостійним режимом сонячного світла, особливо в певні пори року або в районах із високою хмарністю.

Залежність від погодно-кліматичних умов

SODIS покладається на енергію сонячного світла для інактивації патогенів у воді. Таким чином, такі фактори, як хмарність, кількість опадів і сезонні коливання інтенсивності сонячного світла, можуть впливати на ефективність процесу. Процес вимагає сприятливих кліматичних умов, тобто сонячного випромінювання та температури навколишнього середовища, бажано не нижче 500 Вт/м^2 і $20 \text{ }^\circ\text{C}$ відповідно. Кількість сонячного

опромінення може значно коливатися протягом дня через хмарність [19]. Збільшення хмарності призводить до зменшення сонячного світла та зниження температури, що логічно означає повільнішу швидкість інактивації. У періоди хмарної погоди або безперервних опадів бажано збільшити час впливу SODIS до двох днів поспіль. Однак у випадках тривалої хмарності або постійних опадів рекомендується вживати кип'ячену воду або воду, попередньо оброблену SODIS, яка зберігалася [17].

Неможливість очищення води з високою каламутністю

SODIS пов'язаний з потенційними труднощами в обробці сильно каламутної води. Це пояснюється тим, що висока каламутність перешкоджає проникненню сонячного світла у воду, знижуючи ефективність дезінфекції [18]. Щоб отримати більш ефективні результати, рекомендується застосовувати SODIS до відносно чистої води, < 30 NTU [20]. Це означає застосування інших простих способів зменшення каламутності води перед сонячною обробкою. Хоча, дослідження, проведені McGuigan et al. [21] та Joyce et al. [22] продемонстрували, що SODIS може ефективно інактивувати певні патогенні бактерії навіть у дуже каламутній воді (200 NTU), за умови, що температура води перевищує 55 °C.

Повторний ріст збудника

Мікроорганізми, в тому числі патогенні, розвинули механізми відновлення пошкоджень ДНК, спричинених теплом та іншими стресовими факторами. Це дозволяє їм відновити свою заразність і вижити в несприятливих умовах. Одним із важливих механізмів відновлення в різних

організмах є фотореактивація, яка включає фермент фотоліазу. Фотоліаза використовує енергію світла для відновлення спричиненого ультрафіолетом пошкодження ДНК. Цей процес відновлення має вирішальне значення для підтримки цілісності ДНК і запобігання накопиченню генетичних пошкоджень. Окрім фотореактивації, ексцизійне відновлення є ще одним важливим механізмом відновлення ДНК. Ексцизійна репарація, класифікована як базова ексцизійна репарація (BER) і ексцизійна репарація нуклеотидів (NER), також відіграє значну роль у репарації ДНК. BER включає глікозилази, тоді як NER включає полімерази. Через деякі обмеження SODIS може не повністю інактивувати всі патогени у воді. Завдяки здатності до самовідновлення патогени можуть знову з'явитися у воді, обробленій SODIS. Розуміння механізмів відновлення, які використовуються мікроорганізмами, і обмежень SODIS щодо повного усунення всіх патогенів може скерувати розробку більш ефективних стратегій очищення води. Крім того, негігієнічне поводження та погані методи зберігання можуть внести нові забруднення, включаючи патогенні мікроорганізми, в очищену воду. Це підкреслює важливість належного зберігання води та процедур поводження з нею для мінімізації ризику повторного забруднення та забезпечення безпеки води, обробленої SODIS. Рекомендується споживати очищену воду безпосередньо з оригінальних маленьких пляшок із вузьким горлечком і кришками протягом 24 годин.

Стійкість збудника до SODIS

Різні мікроорганізми мають різний рівень термостійкості. Такі технології, як SODIS, націлені насамперед на вегетативні форми мікроорганізмів. Однак, певні патогени можуть існувати на більш стійких стадіях,

таких як цисти або спори, які не можуть бути ефективно деактивовані сонячним випромінюванням [23]. SODIS успішно знищує звичайні патогенні бактерії, що передаються у воді, після 6-годинного впливу за відповідних умов. Однак є випадки, коли фекальні коліформні бактерії демонструють повільніші темпи інактивації, а певні субпопуляції *E. coli* виявилися більш стійкими до світла та демонструють менші темпи інактивації. Це підкреслює різноманітні реакції штамів бактерій на сонячну дезінфекцію, що свідчить про наявність факторів, які впливають на їх сприйнятливість. Хоча спороутворюючі бактерії, такі як *Bacillus cereus* і *Clostridium perfringens*, можуть протистояти SODIS, вони, як правило, не пов'язані з передачею через воду, але вивчення їхньої поведінки дозволяє зрозуміти ефективність SODIS проти більш складних мікроорганізмів.

Протозойні патогени, такі як *Giardia lamblia* та *Cryptosporidium spp.*, виявляють резистентність до SODIS через те, що їх інфекційні стадії знаходяться в захисних структурах, таких як цисти або ооцисти. Ці структури роблять їх більш стійкими до впливу навколишнього середовища, включаючи сонячне ультрафіолетове випромінювання, що ускладнює їх ефективне видалення або дезактивацію за допомогою SODIS [17]. Навіть інші кип'ятіння та хлорування не можуть повністю дезактивувати цисти [23]. Дослідження показали, що SODIS може ефективно інактивувати поліовірус, але не може суттєво знизити життєздатність цист *Acanthamoeba polyphaga* за нижчих температур [24]. Подібним чином SODIS та інші методи дезінфекції мають обмежену ефективність проти стадії цисти *A. polyphaga*. Ці висновки підкреслюють складність боротьби зі стійкими стадіями найпростіших патогенів у контексті SODIS, що потребує альтернативних підходів або вищих доз УФ для ефективної

інактивації.

З іншого боку, різні види вірусів виявляють різний ступінь стійкості до сонячної дезінфекції. Деякі віруси, такі як соматичний фаг, бактеріофаг F2, бичачий ротавірус і вірус поліомієліту, були повністю інактивовані протягом кількох годин після впливу сонячного світла. Однак для повної інактивації пікорнавірусу (енцефаломіокардит) потрібен був довший час експозиції 12,5 год. У дослідженні Harding & Schwab [25] виявлено, що MNV (мишачий норовірус) демонструє виняткову стійкість до SODIS. Незважаючи на 6-годинну експозицію, SODIS досяг лише 1,4 log зниження MNV. Це викликає занепокоєння щодо ефективності SODIS у профілактиці вірусного гастроентериту, викликаного норовірусом людини. Для глибшого розуміння цього питання необхідні подальші дослідження. Parsa et al. [26] стверджують, що SODIS має обмежену ефективність в інактивації вірусу SARS-CoV-2. Причина цього полягає в специфічній структурі вірусу, що вимагає вищих температур ($>56\text{ }^{\circ}\text{C}$) і довжин хвиль УФ-С (100–280 нм) для успішної інактивації. Навпаки, звичайні системи SODIS зазвичай працюють при нижчих температурах ($<45\text{ }^{\circ}\text{C}$) і використовують УФ-А випромінювання (315–400 нм). У результаті покладатися виключно на SODIS як метод очищення стічних вод або забезпечення безпеки питної води під час пандемії може бути ненадійним підходом.

Можливості та проблеми для постійного використання та масштабованості SODIS

Таким чином, ефективність методу SODIS у зниженні впливу кишкових патогенів і покращенні мікробіологічної якості води доведена. Однак, реалізація відповідних переваг для здоров'я (зменшення діареї) може

бути можлива лише за умови, що значна кількість користувачів прийме технологію та продовжуватиме використовувати її правильно та послідовно протягом тривалого часу. Це означає, що люди залишаються достатньо мотивованими та відданими інтегрувати техніку у своє повсякденне життя навіть довго після завершення інтенсивних досліджень. У цьому випадку вода, оброблена SODIS, повинна становити значно великий відсоток питної води, споживаної людьми в цільовій громаді, і її слід споживати постійно, регулярно та без перерви в постачанні [16]. Масштабованість досягається, коли початкові дрібномасштабні пілотні проекти, які охопили невелику кількість бенефіціарів, перетворюються на широке впровадження, яке в кінцевому підсумку досягає мільйонів [20].

Економічна ефективність

Вартість і готовність платити за технології HWT є важливими міркуваннями для їх впровадження. Висока ціна є однією з найважливіших перешкод і дослідження готовності платити показують, що попит на систему ROU починає знижуватися, коли витрати досягають 0,3–0,4% річного доходу домогосподарства [27]. Наприклад, McGuigan et al. [16] повідомили, що причиною продовження використання SODIS, яка часто згадується, є економічна вигода, а не покращення здоров'я. З орієнтовною вартістю лише 0,63 дол. США на людину на рік [6], SODIS є одним із найдешевших домашніх заходів проти хвороб, що передаються через воду, порівняно з іншими методами, такими як кип'ятіння, хлорування, фільтрація та флокуляція, які передбачають вартість 10,56, 0,66, 3,03 і 4,95 доларів США на людину на рік відповідно [28]. Цей метод базується в основному на доступних місцевих ресурсах

(ПЕТ-пляшки та сонячне світло) і його можна відтворити з низькими інвестиційними витратами [14]. Незважаючи на ці низькі витрати, ефективність методу інактивації бактерій у реальних польових застосуваннях була еквівалентна ефективності більш дорогих методів, таких як хлорування та керамічна фільтрація [17].

Зручність для користувача

Окрім того, що процедура застосування SODIS є економічною, вона дуже проста. Це важливо для сталого розвитку, оскільки стверджується, що люди більш готові змінити свою поведінку щодо технології, якщо її застосування легко виконати, а матеріали надходять з місцевих джерел. Однак ця простота також може бути недоліком. Ефективність SODIS як методу лікування часто ставиться під сумнів і зустрічається скептично через його просту процедуру. Як наслідок, його часто затьмарюють усталені методи, такі як хлорування [29]. Наприклад, у своєму дослідженні щодо встановлення факторів, що впливають на постійне використання SODIS у рамках глобальної програми просування та розповсюдження, Meierhofer & Landolt [14] повідомили, що освічених людей було важче переконати, що SODIS може ефективно очищувати питну воду. Так само Rai et al. [30] зіткнулися з жорсткою опозицією, щоб переконати здорових людей у міських нетрах щодо ефективності цього простого економічно ефективного методу.

Екологічність

SODIS — це екологічно безпечна технологія, яка не вимагає використання традиційних джерел енергії, таких як дрова, деревне вугілля та гас/газ. Таким чином, вирубка

лісів, яка є основною екологічною проблемою в більшості країн, що розвиваються, і забруднення повітря, створене спалюванням традиційних джерел енергії, зменшуються. Наприклад, підраховано, що 1 кг деревини потрібен для кип'ятіння 1 л води [6]. Це сприяє вирубці лісів. Використовуючи SODIS, домогосподарство може заощадити приблизно 3650 кг деревини на рік. Крім того, час і енергія, які в іншому випадку були б витрачені на постачання дров, насамперед для жінок і дівчат, спрямовуються на іншу продуктивну діяльність [6]. Крім того, використання порожніх пластикових пляшок сприяє переробці твердих відходів.

Жодних змін смаку води

SODIS не залежить від додаткових хімічних речовин. Як наслідок, це пов'язано з мінімальною зміною смаку води і не викликає утворення шкідливих побічних продуктів дезінфекції в питній воді. Крім того, повторне забруднення дуже малоімовірне, якщо воду споживати безпосередньо з маленьких пляшечок із вузьким горлечком і кришками, у яких вона була оброблена.

Виклики

Необхідність зміни поведінки користувача

Впровадження SODIS вимагає додаткових зусиль, таких як належне очищення води, регулярне очищення та заміна пляшок для запобігання росту біоплівки, щоденне керування кількома пляшками, гігієнічні практики після обробки та інші дії, які вимагають змін у поведінці та способі життя користувачів SODIS. У цьому випадку очікується, що цільова група буде більш готова змінити

свою звичайну поведінку та прийняти нову відповідно до вимог технології. На жаль, люди рідко змінюють і зберігають нову поведінку. Це, у поєднанні з такими факторами, як культурні переконання, недостатня обізнаність і конкуруючі пріоритети, сприяє непослідовній прихильності та відповідності серед користувачів. Наприклад, люди можуть неохоче приймати SODIS через скептицизм або культурні практики, які сприяють альтернативним методам очищення води. В інших випадках люди можуть забути або знехтувати виставленням пляшок на сонячне світло протягом рекомендованого часу, що погіршує ефективність процесу дезінфекції. Показано відсутність чітких і переконливих переваг, які б переконали користувачів продовжувати нову поведінку. Наприклад, є труднощі в переконанні людей, які протягом життя звикли до сильного сонячного світла і ніколи не розглядали можливість того, що сонячне світло може дезінфікувати воду. Щоб підвищити ефективність SODIS, пропонується доповнити фундаментальний технічний компонент інтенсивними зусиллями, спрямованими на сприяння зміні поведінки та мотивації. Всебічна освіта громади, інформаційні кампанії та адвокація відіграють життєво важливу роль у створенні SODIS на низовому рівні.

Кількість виробленої води та час обробки

Хоча робота SODIS вимагає простих кроків, система підходить для обробки невеликих об'ємів води, а вплив сонячного світла зазвичай здійснюється в невеликих пластикових пляшках для напоїв. Отже, попит на безпечну питну воду не завжди задовольняється, якщо не використовується кілька пляшок одночасно. Це може створити трудомісткий процес, особливо враховуючи значний час, необхідний для очищення води, що призводить

до зниження прийнятності для користувача. Тим не менш, деякі вдосконалення можуть бути використані для скорочення часу обробки. Крім того, інші дослідження продемонстрували доцільність збільшення об'єму ПЕТ-тари. Встановлено, що за умов сильного сонячного світла та помірної температури 19-літрові диспенсери для води забезпечують інактивацію бактерій, подібно до 2-літрових ПЕТ-пляшок. Результати нещодавнього дослідження, проведеного в чотирьох сільських громадах регіону Тіграй на півночі Ефіопії, показали подібне зменшення випадків діарейних захворювань у дітей у групах імплементації (25 л ПЕТ ТЖС) і контрольної (2 л ПЕТ пляшки) [31]. В іншому дослідженні Polo-López et al. [32] спостерігали подібну кінетику інактивації *E. coli*, фага MS2 та *C. parvum*, використовуючи 5- та 20-літрові прозорі поліпропіленові відра, виготовлені на місцевому рівні за низьку вартість у Малаві. Це призвело до 10-кратного збільшення об'єму партії обробки, що полегшило задоволення потреб більшості домогосподарств у питній воді. Ці висновки вказують на те, що альтернативні розміри контейнерів і матеріали можуть запропонувати потенційні рішення для обмежень систем SODIS на основі малих пляшок. Впровадження більших контейнерів або відер може підвищити потужність і ефективність очищення води, потенційно підвищивши практичність і прийнятність SODIS у різних умовах.

Відсутність ПЕТ пляшки

Місцева наявність достатньої кількості необхідних пляшок має вирішальне значення для послідовного та широкого довгострокового використання програми SODIS. У багатьох регіонах недоступність ПЕТ-пляшок є обмежувачим фактором для подальшого використання

SODIS. Наприклад, відсутність пластикових ПЕТ-пляшок була найважливішою потенційною перешкодою для успішного впровадження SODIS у Зімбабве. У районах, де пластикові пляшки важкодоступні, виникає необхідність створити систему постачання для придбання та транспортування використаних пластикових пляшок із міських районів до сільських громад. Щоб вирішити проблему дефіциту ПЕТ-пляшок у деяких регіонах, запропоновано заснувати мікропідприємства. Вони відзначили успішне впровадження системи постачання пляшок у Східному Ломбоку, де місцева система охорони здоров'я ініціювала програму закупівлі порожніх пляшок у виробника ПЕТ-пляшок для розповсюдження користувачам через медичні пункти. В даний час ПЕТ-пляшки комерційного виробництва, спеціально розроблені для цілей дезінфекції води, є дефіцитними, що спонукає до використання стандартних ПЕТ-пляшок, спочатку призначених для інших цілей.

Обмежені знання теорії мікробних захворювань

Через нездатність погано освічених жителів села зрозуміти мікробну теорію хвороб також їм важко оцінити необхідність застосування методів очищення води. Серед неписьменних людей важко досягти розуміння зв'язку між споживанням забрудненої питної води, дотриманням правил гігієни та небезпекою невидимих патогенів для здоров'я людини. Концепція невидимих мікроорганізмів, що викликають захворювання, є абстрактною, і її важко зрозуміти без базової освіти з теорії мікробів. Багато людей не завжди сприймають обробку води як корисну для здоров'я, а діарея не завжди розглядається як серйозна загроза здоров'ю. Спостереження у Зімбабве, ще більше підтверджують думку про обмежені знання про

бактеріальне забруднення води як головну проблему для впровадження SODIS. Обмежені знання про бактеріальне забруднення води були однією з головних проблем для впровадження SODIS в цій країні.

Як правило, недостатня обізнаність про наявність шкідливих бактерій у воді заважає визнати необхідність таких методів очищення води, як SODIS. Без чіткого розуміння ризиків, пов'язаних із бактеріальним забрудненням, стає важко мотивувати людей прийняти та підтримувати практику очищення води. Вирішення цієї проблеми вимагає комплексних освітніх та просвітницьких кампаній. Ці кампанії мають бути спрямовані на подолання розриву в знаннях шляхом надання доступної інформації про зв'язок між забрудненою водою, гігієнічними методами та впливом невидимих патогенів на здоров'я людини. Сприяючи розумінню та підвищенню обізнаності, можливо, стане можливим подолати бар'єри, пов'язані з обмеженими знаннями про мікробну теорію хвороб, і сприяти впровадженню ефективних методів очищення води, таких як SODIS.

Побоювання щодо можливого хімічного вимивання

В огляді літератури [18] виявлено занепокоєння щодо міграції хімічних речовин, таких як сурма та фталати, з пластикових контейнерів (з ПЕТ) у їжу або воду, які вони містять. Стверджується, що вплив високих температур на пластмаси, виготовлені з ПЕТ, призводить до вимивання деяких токсичних добавок, таких як ацетальдегід, сурма та фталати. Однак, всупереч цим побоюванням, висновки інших досліджень) спростували міграцію небезпечних хімічних речовин у критичних рівнях у воду SODIS.

Тим не менш, існують альтернативи пластиковим

пляшкам для застосування SODIS. Наприклад, прозорі пакети або сумки, виготовлені з матеріалів, що пропускають ультрафіолет, досліджувалися як альтернативні ємності. Виявлено, що певні типи прозорих пластикових пакетів, наприклад виготовлені з поліетилену (PE), можуть давати кращі результати порівняно з ПЕТ-пляшками, які традиційно використовуються в SODIS. Поліетиленові мішки продемонстрували швидшу дезінфекцію, досягнувши 6-log зменшення протягом 60 хвилин. Інші типи пакетів, як-от біоорієнтований поліпропілен, поліамід і ПЕТ, також перевершують ПЕТ-пляшки з точки зору ефективності дезінфекції. Орієнтація мішків або пляшок (вертикальна чи горизонтальна) суттєво не вплинула на результати дезінфекції. Використання плоских пластикових пакетів товщиною від 2 до 6 см забезпечує покращене співвідношення площі до об'єму та вищу температуру води порівняно з традиційними круглими пляшками. Скляні ємності, оснащені складними параболічними колекторами, також виявилися ефективними та можуть вміщувати більші об'єми. Прозорі 20-літрові поліетиленові контейнери також можуть служити міцною та довговічною альтернативою стандартним пластиковим пляшкам, зменшуючи потребу в частій заміні.

Висновки та перспективи

Ефективність SODIS щодо інактивації кишкових патогенів, покращення мікробної якості води та зниження захворюваності на діарейні захворювання продемонстрована різними лабораторними роботами та польовими випробуваннями. Використовуючи головним чином доступні місцеві ресурси, SODIS вдалося знизити захворюваність на діарейні захворювання на понад 75% у деяких країнах, що розвиваються.

Необхідно провести комплексні дослідження для оцінки продуктивності та обмежень інтегрованої системи за різних умов навколишнього середовища та джерел води. Створення практичних рекомендацій для користувачів має вирішальне значення для забезпечення оптимальної роботи та надійних результатів дезінфекції. Співпраця між дослідниками, інженерами та політиками є життєво важливою для збору даних, обміну знаннями та розробки стандартизованих протоколів для реалізації комплексного підходу. Крім того, важливе значення має підвищення обізнаності громадськості та забезпечення освіти щодо інтегрованого підходу. Громади повинні бути проінформовані про переваги, обмеження та правильне використання технології. Навчальні програми та освітні матеріали мають бути надані для розширення можливостей окремих осіб і громад для ефективного прийняття та використання інтегрованої системи, максимізації її переваг та забезпечення довгострокової стійкості [33].

Література

1. WHO, UNICEF, World Bank. State of the World's Drinking Water. World Health Organization. 2022 Available from: <https://apps.who.int/iris/rest/bitstreams/1474551/retrieve>.
2. Gwenzi W., Chaukura N., Noubactep C., Mukome F. N. Biochar-based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. *Journal of Environmental Management*. 2017. V. 197. P. 732-749. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.087>.
3. WHO and UNICEF. Progress on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000–2020: Five Years

- Into the SDGs. 2021. Available from: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/345081/9789240030848-eng.pdf?sequence=1>.
4. REAL-Water. Technological Innovations for Rural Water Supply in Low-Resource Settings. 2022 Available from: https://www.globalwaters.org/sites/default/files/4dec_technological_innovations.pdf.
 5. Yefanova S. L. N., Ouédraogo J. C. W., Ouédraogo B., Bonzi-Coulibaly Y. L. The Use of plants for drinking water disinfection: traditional knowledge, scientific validation, current challenges and prospects for the future. *From Traditional to Modern African Water Management*. 2022. P. 115–133. https://doi.org/10.1007/978-3-031-09663-1_9.
 6. Clasen T. Scaling up Household Water Treatment among low-Income Populations. World Health Organization, Geneva. 2009. Available from: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/70049/WHO_HSE_WSH_09.02_eng.pdf
 7. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea. T. F. Clasen et al. *Cochrane Database of Systematic Reviews*. 2015. V.10. CD004794. <https://www.cochranelibrary.com/cdsr/doi/10.1002/14651858.CD004794.pub3/full>.
 8. Solar disinfection of drinking water and diarrhoea in Maasai children: a controlled field trial. R. M. Conroy et al. *The Lancet*. 1996. V. 348 (9043), P. 1695-1697. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(96\)02309-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(96)02309-4).
 9. Solar disinfection of water reduces diarrhoeal disease: an update. R. M. Conroy et al. *Archives of Disease in Childhood*. 1999. V. 81 (4). P. 337-338. <https://doi.org/10.1136/adc.814.337>.
 10. Solar disinfection of drinking water protects against

- cholera in children under 6 years of age. R. M. Conroy et al. *Archives of Disease in Childhood*. 2001. V. 85 (4). P. 293-295. <https://doi.org/10.1136/adc.854.293>.
11. Phiri D. B., Bavumiragira J. P., Yin H. Efficacy of solar water disinfection treatment system in improving rural and peri-urban household drinking water quality and reducing waterborne diarrhoeal diseases. *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society*. 2023. V. 72 (7). P. 1288–1308. <https://doi.org/10.2166/aqua.2023.086>
 12. Rainey R. C., Harding A. K. Acceptability of solar disinfection of drinking water treatment in Kathmandu Valley, Nepal. *International Journal of Environmental Health Research*. 2005. V. 15 (5), P. 361-372. <https://doi.org/10.1080/09603120500289168>.
 13. Meierhofer R. Establishing solar water disinfection as a water treatment method at household level. *Madagascar Conservation & Development*. 2006. V. 1 (1). <https://doi.org/10.4314/mcd.v1i1.44036>.
 14. Meierhofer R., Landolt G. Factors supporting the sustained use of solar water disinfection - experiences from a global promotion and dissemination programme. *Desalination*. 2009. V. 248 (1-3). P. 144-151. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.050>.
 15. Ballesteros M., Brindley C., Sanchez-Perez J. A., Fernandez-Ibanez P. Worldwide research trends on solar-driven water disinfection. International. *Journal of Environmental Research and Public Health*. 2021. V. 18 (17). 9396. <https://doi.org/10.3390/ijerph18179396>.
 16. (SODIS): a review from bench-top to roof-top. Solar water disinfection. K. G. McGuigan et al. *Journal of Hazardous Materials*. 2012. V. 235. P. 29-46. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.053>.
 17. Luzi S., Tobler M., Suter F., Meierhofer R. SODIS Manual: Guidance on Solar Water Disinfection.

- SANDEC, Department of Sanitation, Water and Solid Waste for Development, Eawag, Switzerland. 2016 Available from: https://www.sodis.ch/methode/anwendung/ausbildungsmaterial/dokumente_material/sodismanual_2016_lr.pdf
18. Borde P., Elmusharaf K., McGuigan K. G., Keogh M. B. Community challenges when using large plastic bottles for solar energy disinfection of water (SODIS). *BMC Public Health*. 2016. V. 16 (1). P. 1-8. <https://doi.org/0.1186/s12889-016-3535-6>.
 19. Berney M., Weilenmann H. U., Simonetti A., Egli T. Efficacy of solar disinfection of *Escherichia coli*, *Shigella flexneri*, *Salmonella typhimurium* and *Vibrio cholerae*. *Journal of Applied Microbiology*. 2006. V. 101 (4). P. 828-836. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2006.02983.x>.
 20. World Health Organization Combating Waterborne Disease at the Household Level. World Health Organization. 2007. Available from: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43621/9789241595223_eng.pdf?sequence=41&isAllowed=y.
 21. Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: characterizing the bacterial inactivation process. M. McGuigan et al. *Journal of Applied Microbiology*. 1998. V. 84 (6). P. 1138-1148. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.1998.00455.x>.
 22. Joyce T., McGuigan K., Elmore-Meegan M., Conroy R. Inactivation of fecal bacteria in drinking water by solar heating. *Applied and Environmental Microbiology*. 1996. V. 62 (2). P. 399-402. <https://doi.org/10.1128/aem.62.2.399-402.1996>.
 23. Den Besten H. M., Wells-Bennik M. H., Zwietering M. H. Natural diversity in heat resistance of bacteria and

- bacterial spores: impact on food safety and quality. *Annual Review of Food Science and Technology*. 2018. V. 9. P. 383-410. <https://doi.org/10.1146/annurev-food-030117-012808>.
24. Solar disinfection of poliovirus and *Acanthamoeba polyphaga* cysts in water - a laboratory study using simulated sunlight. W. Heaselgrave et al. *Letters in Applied Microbiology*. 2006. V. 43 (2). P. 125-130. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2006.01940.x>.
 25. Harding A. S., Schwab K. J. Using limes and synthetic psoralens to enhance solar disinfection of water (SODIS): a laboratory evaluation with norovirus, *Escherichia coli*, and MS2. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 2012. V. 86 (4). 566. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2012.11-0370>.
 26. Parsa S. M., Momeni S., Hemmat A., Afrand M. Effectiveness of solar water disinfection in the era of COVID-19 (SARS-CoV-2) pandemic for contaminated water/wastewater treatment considering UV effect and temperature. *Journal of Water Process Engineering* 2021. V. 43. 102224. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102224>.
 27. Deng Y. Making waves: principles for the design of sustainable household water treatment. *Water Research*. 2021. V. 198. 117151. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117151>.
 28. Garcia-Gil A., Garcia-Munoz R. A., McGuigan K. G., Marugan J. Solar water disinfection to produce safe drinking water: a review of parameters, enhancements, and modelling approaches to make SODIS faster and safer. *Molecules*. 2021. V. 26 (11). 3431. <https://doi.org/10.3390/molecules26113431>.
 29. A transdisciplinary methodology for introducing solar water disinfection to rural communities in Malawi -

- formative research findings. T. Morse et al. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2020. V. 16 (6). P. 871-884. <https://doi.org/10.1002/ieam.4249>.
30. Rai B., Pal R., Kar S., Tsering D. C. Solar disinfection improves drinking water quality to prevent diarrhea in under-five children in Sikkim, India. *Journal of Global Infectious Diseases*. 2010. V. 2 (3). 221. <https://doi.org/10.4103/0974-777X.68532>.
31. Solar water disinfection in large-volume containers: from the laboratory to the field. A case study in Tigray, Ethiopia. A. Garcia-Gil et al. *Scientific Reports*. 2022. V. 12 (1). P. 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-23709-5>.
32. Microbiological evaluation of 5 L-and 20 L-transparent polypropylene buckets for solar water disinfection (SODIS). M. I. Polo-Lopez et al. *Molecules*. 2019. V. 24 (11), 2193. <https://doi.org/10.3390/molecules24112193>.
33. Мокієнко А.В., Лотоцька О.В. Сонячна дезинфекція води: сучасний стан та перспективи впровадження. *Актуальні проблеми транспортної медицини*. 2024. №1. С. 50-61.

ЛЕКЦІЯ 21

АСПЕКТИ КОНТРОЛЮ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Підземні води відіграють велику роль у водопостачанні населених пунктів. Сьогодні це близько 50% водопостачання в усьому світі. Однак, на рівні управління ресурсами ці джерела питної води занадто часто ігноруються. Як наслідок, сьогодні ресурси підземних вод у містах та навколо них часто є об'єктом нераціональної експлуатації, що загрожує їх сталості через виснаження та забруднення. Урбанізація значною мірою змінює «кругообіг підземних вод», а пов'язані з цим проблеми можуть бути дорогими та постійними. Хоча багато з цих проблем є «передбачуваними», деякі з них мають серйозні наслідки для здоров'я та благополуччя людини.

Багато хто прогнозує, що зміна клімату вплине на водні ресурси. Використання підземних вод, що зберігаються у водоносних горизонтах, може запропонувати децентралізоване, економічно ефективне рішення для адаптації до зміни клімату в масштабі конкретних міст [1]. Криза водопостачання в Кейптауні у 2017-2018 рр. є класичним прикладом ситуації, яка може виникнути в умовах кліматичного стресу, коли велике муніципальне комунальне підприємство покладається виключно на великі резервуари поверхневих вод і не диверсифікувало свої джерела, щоб включити місцеві системи підземних вод. У червні 2017 року обсяг його найбільшого резервуару впав до рівня нижче 15%. Було введено обмеження на внутрішнє постачання 100 літрів на добу на душу населення з наступним скороченням через кілька місяців до 50 літрів і подальшим повним припиненням водопостачання [1].

Підземні водні ресурси пропонують можливість покращити стійкість міського водопостачання до тривалої посухи за скромних капітальних витрат. Таким чином, вони

є критично важливим елементом, коли мова йде про адаптацію до зміни клімату, але міським водоканалам потрібно буде прийняти більш проактивний підхід до управління ресурсами підземних вод і захисту якості, якщо ця критична роль має бути стабільно забезпечена.

Стан поточного розуміння

Посилення залежності від підземних вод

Існує чимало доказів того, що міста, які розвиваються, все більше залежать від підземних вод для водопостачання. Це відбувається у відповідь на зростання населення, прискорені тенденції урбанізації, збільшення споживання на душу населення, високі температури навколишнього середовища та зниження безпеки водозаборів річок. Цьому сприяє загалом скромна вартість водозаборів. На жаль, немає систематичних, вичерпних даних для кількісної оцінки цієї тенденції, але приблизно оцінено, що понад 1500 мільйонів міських жителів у всьому світі зараз покладаються на підземні води.

Ці міські центри, розташовані над високопродуктивними водоносними горизонтами та/або оточені ними, мають достатній потенціал для забезпечення кращого рівня комунального водопостачання та низьких цін на воду. Це дозволяє комунальним підприємствам поступово розширювати виробництво водопостачання за відносно низьких витрат у відповідь на зростаючий попит. Однак рідко буває достатньо ресурсів підземних вод у самій міській території, щоб задовольнити потреби у водопостачанні великих міст, і сталість ресурсів часто стає проблемою. Крім того, якість підземних вод також може бути під загрозою через неадекватно контрольований вплив забруднення міст. Неадекватна санітарія на великих міських

територіях становить значну небезпеку для якості підземних, особливо ґрунтових вод, яку необхідно визнати та систематично контролювати. У більшості типів водоносних горизонтів (за винятком надзвичайно вразливих) буде достатнє усунення фекальних патогенів у стоках, що просочуються з каналізації на місці. Однак, це не виключає підвищені концентрації нітратів і DOC у різному ступені відповідно до щільності населення.

Розробка підземних вод зазвичай має відносно низькі капітальні та експлуатаційні витрати [1]. Це є наслідком того, що вони здебільшого мають хорошу якість і не потребують вдосконаленої обробки. Ще одна потенційна перевага полягає в тому, що в багатьох містах підземні води широко поширені, що робить можливим дешеве та швидке будівництво нових децентралізованих замкнутих систем водопостачання для швидкорозвиваючих віддалених районів з населенням 20 000-50 000.

Використання підземних вод у містах включає не лише водозабір підприємствами водопостачання, а й багатьма категоріями приватних користувачів. Житлове самозабезпечення на місці з підземних вод є «процвітаючим явищем», особливо в Південній Азії, Західній Африці та Латинській Америці і в цілому становить значну частку води, яку фактично отримують користувачі. Така практика, в першу чергу, є рішенням для тих, хто має вищий дохід, але може мати серйозні наслідки для наступного планування та інвестування в комунальне водопостачання. Це серйозно зменшує доходи комунальних підприємств водопостачання та негативно впливає на їхню здатність відшкодовувати інвестиції для субсидування «соціальних тарифів». Окрім цього, приватні колодязі та свердловини не відповідають вимогам щодо регламентованих відстаней до потенційних джерел забруднення [1].

Небезпеки при використанні підземних вод

Основні небезпеки при використанні міських підземних водозаборів наступні:

- часте погіршення якості підземних вод через неадекватну санітарію на місці, негерметичність зберігання вуглеводневого палива та випадкова утилізація промислових стоків у землю; таке забруднення зазвичай переважно впливає на приватні колодязі (через їх меншу глибину), але стійкі забруднювачі (нітрати, деякі синтетичні органічні промислові та побутові хімікати) розповсюджуються на більші глибини артезіанських вод як джерел комунального водопостачання;
- тенденція до надмірної експлуатації ресурсів підземних вод у міських районах, де водопровідне господарство є основним споживачем, що може супроводжуватися просіданням землі, впливати на міську інфраструктуру та створювати умови для проникнення солоної води, особливо в прибережних місцях [1].

Багато приміських поселень офіційно не сплановані, їм бракує законодавчого визнання та процедур містобудування, і, отже, підприємства водопостачання часто не бажають розширювати свої мережі через очікувану високу вартість і низький дохід. Таким чином, бідні приміські громади можуть отримати прямий доступ до ґрунтових вод лише там, де:

- громадські організації використовують соціальний капітал і політичні зв'язки, щоб забезпечити фінансування немережових колодязів із державних програм;
- неурядові організації спільно з відділами водопостачання, що займаються потребами бідних,

створюють колодязі без зон санітарної охорони;

- недорогі колодязі можуть бути побудовані для використання виключно неглибоких ґрунтових вод, які набагато більш вразливі до забруднення.

Що стосується міського середовища, «рішення однієї людини має тенденцію стати проблемою іншої людини». Занадто часто існує вакуум відповідальності, а отже, підвітності за міські підземні води – у кращому випадку відповідальність розподіляється між кількома організаціями, жодна з яких не бере на себе ініціативу щодо координації необхідних заходів управління. Ці організації можуть включати: муніципальні водопровідні служби, управління водопостачання та охорони здоров'я провінцій/штатів, центральні та/або провінційні/державні/басейнові агентства ресурсів підземних вод та агентства з охорони навколишнього середовища/контролю забруднення. Сталість використання підземних вод значною мірою залежить від складного набору рішень щодо місцевого розвитку, які рідко розглядаються комплексно, включаючи:

- виробництво та розподіл водопостачання (муніципальними підприємствами водопостачання та відділами охорони здоров'я);
- урбанізацію та планування землекористування (муніципальними органами влади);
- монтаж каналізації, утилізації рідких стоків і твердих відходів (екологічними органами, відділами охорони здоров'я та міськими водоканалами) [2].

Політичні дії

Необхідні політичні дії для забезпечення стійкості бази ресурсів підземних вод включають наступне:

- визначення територій з критичними рівнями

використання ресурсів як основи для обмеження подальшого розвитку;

- забезпечення чітких критеріїв по площах для видачі дозволів на свердловини (щодо безпечного розділення та максимальної швидкості відкачування);
- контроль муніципального та приватного забору підземних вод на основі визначених територій, включаючи переміщення муніципальних колодязів, підвищення плати за використання ресурсів і (навіть) закриття приватних колодязів, якщо цього заслуговують місцеві умови [3].

У містах із значною залежністю від підземних вод зазвичай доцільно використовувати всі розумні можливості для посилення поповнення водоносного горизонту шляхом збору дощової води та її інфільтрації з дахів і вимощених ділянок, а також збору паводкового стоку для поповнення ставків.

Створення муніципальних родовищ підземних вод за межами міст із оголошенням цих районів екологічними або охоронними зонами питної води має сприйматися як «найкраща інженерна практика». Їх просування часто стикається з перешкодами, пов'язаними з роздробленими повноваженнями щодо землекористування та контролю забруднення між численними муніципалітетами, які зазвичай складаються з «метрополісів». Необхідно створити стимули для того, щоб інтереси даного міського муніципалітету щодо ресурсів підземних вод взяли на себе сусідні сільські муніципалітети, щоб можна було запропонувати адекватний захист для зони «зовнішнього муніципального колодязя».

Підземні води відіграють значно важливішу роль у водопостачанні міст і містечок, ніж прийнято вважати, а також часто є «невидимою ланкою» між різними аспектами

міської інфраструктури. На жаль, організації, що займаються міським водопостачанням і контролем навколишнього середовища, часто погано розуміють ці проблеми, і це потребує виправлення [4].

Майбутні тенденції та виклики

Існує низка ключових політичних питань, які вимагають набагато більше уваги, залежно від ситуації в промислово розвинутих країнах або країнах, що розвиваються. Необхідно докласти зусиль для узагальнення та розповсюдження позитивних практик стосовно наступного:

- мобілізації водопровідних комунальних підприємств як головних зацікавлених сторін в управлінні ресурсами підземних вод та їх охороні – контроль використання, збереження якості та збільшення запасів;
- розвитку зберігання підземних вод для підвищення безпеки водопостачання в рамках планів адаптації до зміни клімату;
- раціоналізації та інтеграції явища великомасштабного приватного самопостачання з підземних вод у багатьох містах, що розвиваються;
- визначення ролі підземних вод як «головного наскрізного елемента» у впровадженні стратегій інтегрованого управління водними ресурсами, що робить невидиме видимим;
- сприяння моніторингу підземних вод для надання базової інформації, необхідної для прийняття обґрунтованих рішень в інженерному будівництві та екологічному менеджменті;
- удосконалення управління даними про підземні води та колодязі, щоб служити основою для оцінки

тенденцій і скерування майбутніх планів забору води.

Наслідки бездіяльності щодо цих важливих політичних положень будуть відчутними у вигляді значного збільшення вразливості до криз водопостачання, потенційно небезпечних інцидентів забруднення та нерациональних державних і приватних інвестицій у доступність водопостачання [5, 6].

Література

1. Foster S., Eichholz M., Nlend B., Gathu J. Securing the critical role of groundwater for the resilient water-supply of urban Africa. *Water Policy*. 2020. V. 22(1). P. 121-132.
2. Foster S., Gathu J., Eichholz M., Hirata R. Climate change: the utility groundwater role in supply security. *IWA The Source Magazine*. 2020. P. 50-54.
3. Foster S., Gogu R., Gathu J. Urban groundwater - mobilising stakeholders to improve monitoring. *IWA The Source Magazine*. 2019. P. 58-62.
4. The United Nations World Water Development Report. Groundwater: Making the invisible visible. 2022.
5. Groundwater restoration and management. Authors: S. Foster, J. Gathu on Behalf of the Groundwater Management Specialist Group. Groundwater in urban water supply. P. 93-96. In: *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.*
6. Мокієнко А.В. Аспекти контролю підземних вод. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №2. С. 40-43.

ЛЕКЦІЯ 22

МІКРОБІОЛОГІЯ ВОДИ І ЗДОРОВ'Я

Вступ

Мікробіологія води, пов'язана зі здоров'ям (HRWM) є однією з груп спеціалістів Міжнародної водної асоціації (IWA). Ця група була першою серед спеціалізованих груп, створених у 1977 році як Група спеціалістів з водної вірусології. Група спеціалістів – це форум для обміну науковою інформацією в галузі мікробіології води, пов'язаної зі здоров'ям. Це охоплює багато областей знань: від екологічної до клінічної вірусології, бактеріології та паразитології, від епідеміології інфекційних захворювань до методології оцінки ризику; від техніки очищення води до практики охорони навколишнього середовища. Тут повідомляється про останні досягнення в галузі мікробіології води, пов'язаної зі здоров'ям.

Оцінка ризику та розробка керівних принципів, а також глобальний проект водних патогенів

SG (Specialist Groups) бере участь у застосуванні та вдосконаленні оцінки мікробного ризику протягом кількох років. Група спеціально застосувала інструмент оцінки ризику для розробки керівних принципів і стандартів якості води на основі ризиків для мікробної якості води. Протягом багатьох років експерти групи входили до складу робочих груп ВООЗ для розробки керівних принципів, заснованих на оцінці ризику. Рекомендації переглядаються або оновлюються кожні кілька років, щоб включити останні знання про нові патогени або вдосконалені технології та новітні методи виявлення. Розробка настанов все більше ґрунтується на ризиках із використанням електронних

систем підтримки прийняття рішень. Наприклад, Комісія з дослідження води під егідою Департаменту водопостачання та санітарії в Південній Африці нещодавно профінансувала дослідницьку ініціативу з перегляду вказівок щодо якості води в Південній Африці (води для відпочинку, питної води, води для поливу). Особлива увага була спрямована на розробку керівних принципів, що ґрунтуються на оцінці ризику, разом із електронною системою підтримки прийняття рішень, яку могли б використовувати менеджери водних ресурсів для прийняття обґрунтованих рішень та управління ризиками.

Одним із провідних проєктів у цій сфері є глобальний водний патогенний проєкт (GWPP). GWPP має на меті розробку ресурсу знань для зниження смертності та захворюваності, пов'язаної з патогенними мікроорганізмами у воді та відсутністю безпечної питної води та базових санітарних умов, шляхом створення сучасного центру знань про ризики захворювань, пов'язаних з водою, та заходи втручання. Зараз GWPP перетворюється на IT-інструменти, щоб допомогти покращити доступність даних і трансляцію знань про патогени в екскрементах і стічних водах. Зокрема, учасники проєкту розробляють програми та інструменти візуалізації, які можуть допомогти покращити прийняття рішень на основі фактичних даних і краще інформувати зацікавлені сторони на різних рівнях щодо планування безпечної санітарії та безпеки води. Цей проєкт відомий як проєкт «Знання про воду для практики» (Water-K2P), і він фінансується Фондом Білла та Мелінди Гейтс.

Проєкт Water-K2P підтримуватиме планувальників безпеки води та санітарії у використанні підходу, що ґрунтується на фактичних даних, для управління наслідками для здоров'я шляхом покращення доступу до наукових даних щодо ефективності технологій санітарії та

появи та стійкості патогенів у випорожненнях людини та стічних водах. Цей проект створить коаліцію національних і місцевих зацікавлених сторін і розробить інструменти аналітичної інформації та комунікаційних технологій (КТ) для оцінки навантаження патогенів, що переносяться у воді, вибору санітарних технологій, які в кінцевому підсумку допоможуть прийняти рішення щодо безпечної санітарії. Цей проект вирішить завдання шляхом використання ресурсів знань з відкритим доступом, створених GWPP (www.waterpathogens.org).

Загальні тенденції та виклики

Методи секвенування наступного покоління в мікробіології води

Вивчення мікробного різноманіття, а також ідентифікація нових штамів у різних середовищах було покращено завдяки використанню технології секвенування наступного покоління (NGS), яка може виявляти широкий спектр мікробних популяцій у певному зразку. Кілька досліджень показали, що стічні води відображають бактеріом, віром і паразитом, що виділяються людськими популяціями. Платформи секвенування Illumina широко застосовуються для NGS завдяки нижчим базовим витратам і частоті помилок, а також більшій кількості даних порівняно з іншими платформами [1]. У поєднанні з метаданими дані NGS також дозволяють ідентифікувати чинники складу мікробного співтовариства в водоочисних і розподільних мережах, сприяючи моніторингу повторного росту бактерій і забруднення в технічних системах.

Різні дослідження також характеризували різноманіття вірусів, бактерій або найпростіших у ґрунтовій воді, річковій воді та меліорованій воді, а нещодавно

дослідження проаналізувало віром, бактерієм і паразитом зрошувальної води, аналізуючи розподільну питну воду, поверхневу та ґрунтову воду [2]. Зараз відомо, що протоколи NGS підвищують чутливість визначення характеристик вірусних патогенів, а глибоке секвенування ампліконів забезпечує аналіз складу спільноти з високою роздільною здатністю у складних водних матрицях, таких як міські стічні води [3]. Тобто це цінний інструмент для моніторингу мікробних спільнот або конкретних вірусних груп у природних і технічних водних системах.

Останні дії щодо оцінки та застосування маркера мікробного джерела (MST)

Більшість досліджень із використанням маркерних генів MST методом кількісної полімеразної ланцюгової реакції (qPCR) були оцінені/застосовані у відносно невеликих водозбірних басейнах або вододілах. Проте дослідження щодо застосування чи оцінки діагностики MST qPCR стають все більш доступними в континентальному чи навіть глобальному масштабі. Наприклад, одне застосування MST було успішно застосовано на всій судноплавній річці Дунай у Європі на відстані понад 2500 км [4]. Нещодавно діагностика MST qPCR у стічних водах також була оцінена в глобальному масштабі в 13 країнах 6 континентів на міських і сільських очисних спорудах. Було продемонстровано, що бактеріальні маркери MST, асоційовані з людиною, на основі бактеріальних мішеней зустрічаються повсюдно та у високих концентраціях у необроблених та біологічно очищених стічних водах [5]. Це важлива передумова для універсального застосування маркерів MST.

Розробка альтернативної діагностики виявлення для цілей MST

qPCR стала улюбленим інструментом для підрахунку генетичних цілей MST протягом останнього десятиліття. Однак методологія qPCR вимагає добре обладнаної лабораторної інфраструктури та спеціалізованого персоналу. Нещодавно методи ізотермічної ампліфікації (ISOAMP) були запропоновані як можливі альтернативи qPCR з потенціалом для високопродуктивного скринінгу або швидкого виявлення [6]. Також продемонстровано, що маркери MST можуть бути швидко виявлені за допомогою ізотермічної геліказозалежної ампліфікації в поєднанні з тестом латерального потоку нуклеїнової кислоти [7]. Використання швидкої фільтрації зразків і процедур екстракції ДНК у поєднанні з методами ISOAMP має великі перспективи для підтримки застосування аналізів MST також у місцях з обмеженими ресурсами або в польових застосуваннях у найближчому майбутньому [6].

Інтеграція інформації з цілей MST в імітаційні моделі якості води

Існує потреба в інтеграції інформації з мікробіологічної діагностики в моделі якості води для покращення прогнозування та моделювання в управлінні безпекою води. Нещодавнє моделювання продемонструвало використання багатопараметричної інформації з фекальних показників і маркерів MST для покращеного прогнозування джерела фекального забруднення [8]. Маркер MST, пов'язаний із людиною, також успішно використовувався для спеціального калібрування моделі кількісної оцінки мікробного ризику (QMRA) на основі водозбору для конкретного річкового місця, щоб передбачити необхідну

потужність очищення для виробництва безпечної питної води [9].

Бактеріофаги як індикатори кишкових вірусів і фекального забруднення

В останні кілька десятиліть бактеріофаги, особливо соматичні та F-специфічні коліфаги, традиційно використовувалися як замітники ентеральних вірусів у численних лабораторних і реальних дослідженнях, таких як очищення води та експерименти з дезінфекції, оскільки вони мають морфологічну та біологічну схожість з ентеральними вірусами. Бактеріофаги також вважаються потенційними індикаторами зараження ентеральними вірусами з водного середовища. Основні віруси, що викликають занепокоєння, поступово перемістилися від культивованих вірусів, таких як ентеровіруси, до некультивованих вірусів, включаючи норовіруси, для яких ефективні системи культивування ще не створені.

Однак ці культивовані бактеріофаги все ще розглядаються та приймаються як відповідні сурогати та/або індикатори кишкових вірусів. Соматичні коліфаги в даний час використовуються в рекомендаціях щодо якості води для меліорації, підземних вод тощо в деяких країнах і регіонах.

Соматичні коліфаги легко культивуються за допомогою штаму господаря, такого як *Escherichia coli* WG5 протягом 24 годин, але потрібні більш швидкі та прості методи для встановлення моніторингу мікробної якості води майже в реальному часі для адекватного контролю ризику зараження патогенами через забруднену воду та/або для оцінки фекального забруднення навколишнього середовища. Нещодавно розроблений метод Bluephage, який використовує модифікований штам *E. coli* з

нокаутованими генами *uidB* і *uidC*. Це дозволяє виявити лише один соматичний коліфаг у зразку протягом 3,5 годин [10]. Цей аналіз має великий потенціал широкого використання для звичайного моніторингу в різних ситуаціях.

Коліфаги F-специфічної РНК (F-РНК) використовувалися не тільки як замітники ентеральних вірусів, але й як індикатори фекального забруднення води. Серед чотирьох геногруп (GI-GIV) коліфаги F-РНК GII і GIII зазвичай виділяються з фекаліями людини, тоді як GI і GIV виділяються з фекаліями тварин, що підтверджує застосовність використання коліфагів F-РНК як індикаторів фекального забруднення. Проте все більше досліджень повідомляють про виняткові випадки, коли, наприклад, GII та GIII можна виявити у фекаліях тварин. Це свідчить про те, що просте виявлення геногруп коліфагів F-РНК є недостатнім для використання MST.

Іншою нещодавно запропонованою можливістю є використання певних геногруп коліфагів F-РНК в управлінні мікробною якістю води. Наприклад, виявлено, що коліфаги GI F-РНК більш стійкі до традиційної очистки стічних вод, ніж інші геногрупи (GII-GIV) та більшість кишкових вірусів. Це вказує на те, що коліфаги GI F-РНК можуть бути відповідним індикатором зменшення кількості вірусів у стічних водах у процесі очистки. Зменшення та живучість коліфагів F-РНК може змінюватися залежно від типу поширених геногруп.

CrAssphage (фаг перехресної збірки) є нещодавно ідентифікованим бактеріофагом, який інфікує *Bacteroides intestinalis*. Для кількісного виявлення crAssphage було розроблено декілька аналізів qPCR, які продемонстрували високу кількість цього бактеріофага в калі та стічних водах людини. Таким чином, crAssphage наразі пропонується як відповідний індикатор фекального забруднення водних

середовищ людиною [11, 12].

Інші вірусні показники

Pepper mild mottle virus (PMMoV), вірус рослин, який інфікує певні види перцю (*Capsicum spp.*), також вважається одним із нових індикаторів фекального забруднення людини через його надзвичайно високу кількість у фекаліях людини і стічних водах. CrAsphage і PMMoV успішно інтегровано в модель QMRASwim для оцінки ризику захворювання плавців у рекреаційній воді, забрудненій неочищеними стічними водами [13]. Повідомлялося, що PMMoV підходить як сурогат для оцінки ефективності дезінфекції та видалення кишкових вірусів людини в процесах очищення питної води [14]. Незважаючи на те, що обидва вони мають великий потенціал як індикатори фекального забруднення людини, необхідно провести подальші дослідження, особливо для підтвердження специфічної кількості цих нещодавно запропонованих індикаторів у людських фекаліях і стічних водах, шляхом тестування більшої кількості зразків з інших джерел і нефекально забруднених вод.

Постійні виклики

Метагеномний нагляд за охороною здоров'я

Нагляд за метагеномікою громадського здоров'я є новою концепцією, яка викликає зростаючий інтерес. Одним із головних завдань найближчих років є розробка доступної технології NGS для практичного застосування у водному секторі. Крім того, для цілей моніторингу якості води стандартизація протоколів і довгостроковий збір даних про послідовність і управління ними будуть мати

вирішальне значення для створення баз даних, важливих для порівняльних досліджень метагеноміки. Використовуючи комбінацію підходів NGS у систематичних дослідженнях водних мікробіомів, можна отримати велику кількість інформації, яка має вирішальне значення для оцінки та управління якістю води.

Наступним рубежем у застосуванні секвенування геному є секвенування тривалого зчитування, також відоме як секвенування третього покоління (TGS). Нещодавно розроблена технологія секвенування нанопор (Oxford Nanopore Technologies Ltd., Оксфорд, Великобританія) пропонує важливі переваги перед іншими платформами секвенування, оскільки може генерувати довгі зчитування, які можна експортувати в режимі реального часу. Секвенсор MinION™ на основі нанопор є пристроєм кишенькового розміру, який можна розгорнути в польових умовах [15]. Застосовність MinIon для метагеноміки в складних пробах води ще потребує демонстрації. На жаль, вартість NGS і метагеномного аналізу все ще висока. Наукове співтовариство все ще має працювати над вдосконаленням технологічних інструментів, протоколів і біоінформаційних конвеєрів для чутливої та швидкої ідентифікації низькоконцентрованих патогенів у складних матрицях, таких як поверхневі і міські стічні води.

Антимікробна стійкість у водному середовищі

Докази, пов'язані зі стійкістю до протимікробних препаратів (AMR) у водному середовищі та впливом на здоров'я людини, а також способи управління цими ризиками все ще знаходяться в зародковому стані. У всьому світі наразі існує багато запитань щодо видалення генів стійкості до антибіотиків; надходження таких генів стійкості до навколишнього середовища; небезпеки для

здоров'я людини. Тому група нещодавно запустила спеціальний випуск на цю тему в Journal of Water and Health, IWA Publishing. Коли буде отримано достатньо доказів впливу на здоров'я людини, будуть розроблені рекомендації щодо безпечного та повторного використання води для управління генами резистентності.

Утилізація та повторне використання стічних вод

Існує зростаюча потреба у переробці або повторному використанні стічних вод. Це має різні наслідки з точки зору мікробіології води, пов'язаної зі здоров'ям. Ще одним поєднанням води та здоров'я є пряме очищення та повторне використання стічних вод для отримання питної води; переробка або повторне використання стічних вод; використання водоростей, для видалення поживних речовин із стічних вод; повторне використання таких водоростей як добрива для сільськогосподарських культур.

Некультуральні аналізи на інфекційність ентеральних вірусів людини

Вірусні генетичні матеріали виявляються методами генної ампліфікації навіть при дуже низькій концентрації, але досі не можна відрізнити життєздатні віруси від інактивованих за допомогою молекулярних методів виявлення. Низька концентрація кишкових вірусів у зразках води не дозволяє використовувати культурально-залежні аналізи для виявлення життєздатних вірусів, оскільки їхні граничні значення виявлення зазвичай занадто високі. Проте головний інтерес полягає в тому, щоб оцінити ризики для здоров'я людини, створені життєздатними мікробами у воді. Це спонукало розробити незалежні від культури

аналізи. В останніх дослідженнях часто використовують кількісний qPCR із застосуванням реагентів-інтеркаляторів, таких як моноазид пропідію (PMA), для розрізнення генетичних матеріалів життєздатних віріонів від матеріалів інактивованих [16]. qPCR цілісності капсиду застосовували до вірусів у поверхневій воді, водопровідній воді і стічних водах [17], а також оцінювали ефективність інактивації [18]. Очікується, що подальше застосування цих незалежних від культури аналізів дозволить досліджувати потенційно інфекційні віруси у воді.

Епідеміологія стічних вод

Наразі багато колег HRWM SG проводять нагляд за стічними водами із коронавірусом SARS-CoV-2, який спричиняє руйнівний спалах нової коронавірусної хвороби 2019 (COVID-19) у всьому світі. Оскільки геномна РНК SARS-CoV-2 виділяється з фекаліями інфікованих людей, спостереження за стічними водами має великий потенціал, щоб надати цінну інформацію про тенденції SARS-CoV-2 у каналізаційних водах, як відображення зростання або зменшення циркуляції COVID-19 у популяції [19-21]. Професор Джоан Роуз, колишній голова HRWM і член консультативної ради HRWM, очолює цільову групу IWA щодо COVID-19 і глобальні зусилля з моніторингу SARS-CoV-2 у стічних водах. Ці дії членів HRWM SG можуть надати підтримку для прийняття складних політичних рішень щодо запровадження або припинення COVID-19. Знання HRWM SG щодо вірусів у воді, видалення за допомогою очищення води та методів виявлення, які члени групи зібрали протягом десятиліть існування HRWM, є дуже важливою доказовою базою для підкріплення вірусної безпеки водопровідних систем.

Аварійна мікробіологія води

Екстремальні події, включаючи землетруси, повені, урагани, виверження вулканів, трапляються дуже часто і під час кожної події багато людей страждають від проблем зі здоров'ям через відсутність чистої води та санітарних умов. HRWM SG обговорювала можливі ідеї/методи/реагування на будь-які катастрофи в усьому світі та має модулі, які можна легко впровадити будь-де. Колективні знання та досвід членів SG HRWM (разом із членами інших SGS) повинні бути в змозі створити практичні ресурси/модулі, адаптовані до різних сценаріїв катастроф. Можуть бути включені виробництво питної води, збереження харчових продуктів, утилізація відходів, мухи/комарі, травми, спека та радіоактивні речовини в постраждалих районах із врахуванням місцевих ситуацій. План полягає в тому, щоб провести обговорення з іншими SG і визначити, з ким слід співпрацювати, а потім сформувавши план дій у процесі творчих зустрічей HRWM/BOOЗ [22, 23].

Література

1. Chan A.W.Y., Naphtali J., Schellhorn H.E. Highthroughput DNA sequencing technologies for water and wastewater analysis. *Science Progress*. 2019. V.102(4). P. 351-376.
2. Metagenomic analysis of viruses, bacteria and protozoa in irrigation water. M. Rusinol et al. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2020. V. 224.113440.
3. Characterisation of the sewage virome: comparison of NGS tools and occurrence of significant pathogens. S. Martinez-Puchol et al. *Science of the Total Environment*. 2020. V. 713. 136604.

4. Multiparametric monitoring of microbial faecal pollution reveals the dominance of human contamination along the whole Danube River. A. K. T. Kirschner et al. *Water Research*. 2017. V. 124. P. 543-555.
5. Global distribution of human-associated fecal genetic markers in reference samples from six continents. R. E. Mayer et al. *Environmental Science and Technology*. 2018. V. 52(9). P. 5076-5084.
6. Challenges and perspectives for isothermal DNA amplification methods in food and water analysis. R. Martzyet al. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2019. V. 411(9). P. 1695-1702.
7. Detection of a microbial source tracking marker by isothermal helicasedependent amplification and a nucleic acid lateral flow strip test. C. Kolm et al. *Scientific Reports*. 2019. V.9(1). 393.
8. Improving the identification of the source of faecal pollution in water using a modelling approach: From multisource to aged and diluted samples. E. Balleste et al. *Water Research*. 2020. V. 171. 115392.
9. QMRACatch: human-associated faecal pollution and infection risk modeling for a river-floodplain environment. J. Deroxet et al. *Journal of Environmental Quality*. 2016. V. 45(4). P. 1205-1214.
10. Bluephage: a rapid method for the detection of somatic coliphages used as indicators of fecal pollution in water. M. Muniesa et al. *Water Research*. 2018. V. 128. P. 10-19.
11. A duplex PCR assay for the simultaneous quantification of *Bacteroides* HF183 and crAssphage CPQ_056 marker genes in untreated sewage and stormwater. W. Ahmed et al. *Environment International*. 2019. V. 126. 252259.
12. Dynamics of crAssphage as a human source tracking marker in potentially faecally polluted environments. E.

- Balleste et al. *Water Research*. 2019. V. 155. P. 233-244.
13. Crank K., Petersen S., Bibby K. Quantitative microbial risk assessment of swimming in sewage impacted waters using crAssphage and pepper mild mottle virus in a customizable model. *Environmental Science and Technology Letters*. 2019. V. 6(10). P. 571-577.
 14. Suitability of pepper mild mottle virus as a human enteric virus surrogate for assessing the efficacy of thermal or free-chlorine disinfection processes by using infectivity assays and enhanced viability PCR. N. Shirasaki et al. *Water Research*. 2020. V. 186. 116409.
 15. Evaluation of a portable nanopore-based sequencer for detection of viruses in water. P. Ji et al. *Journal of Virological Methods*. 2020. V. 278. 113805.
 16. Capsid integrity quantitative PCR to determine virus infectivity in environmental and food applications - A systematic review. M. Leifels et al. *Water Research*. 2021. X, 11. 100080.
 17. Capsid integrity RT-qPCR for the selective detection of intact SARS-CoV-2 in wastewater. V. D. Canh et al. *Science of the Total Environment*. 2021. V. 791. 148342.
 18. Sunlight inactivation of human norovirus and bacteriophage MS2 using a genome-wide PCR-based approach and enzyme pretreatment. S. K. Loeb et al. *Environmental Science and Technology*. 2021. 55. 13. P. 8783-8792.
 19. First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community. W. Ahmed et al. *Science of the Total Environment*, accepted. 2020. V. 728. 138764.
 20. SARS CoV-2 in wastewater: State of the knowledge and research needs. M. Kitajima et al. *Science of the Total Environment*. 2020. V. 739. 139076.

21. Lodder W., de Roda Husman A.M. SARS CoV- 2 in wastewater: potential health risk, but also data source. *Lancet Gastroenterol Hepatol*. 2020. Published Online April 1/doi.org/10.1016/S2468-1253(20)30087-X.
22. Health-related water microbiology. Authors: M. Styen, R. Girones, A. Farnleitner, E. Haramoto, D. Sano on behalf of the Health Related Water Microbiology Specialist Group. P. 97-102. In: *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups*. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
23. Мокієнко А.В. Мікробіологія води і здоров'я. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №2. С. 34-39.

ЛЕКЦІЯ 23

ТЕНДЕНЦІЇ КОНТРОЛЮ ВМІСТУ МЕТАЛІВ І СПОРІДНЕНИХ РЕЧОВИН У ПИТНІЙ ВОДІ

Вступ

Група спеціалістів IWA з питань металів і споріднених речовин у питній воді (IWA-METRELS) — це спільнота із понад 1000 фахівців з усього світу, які спільно зосереджені на стимулюванні, розробці та застосуванні стратегій контролю над вмістом металів і металевих комплексів у системах питного водопостачання. Група займається такими питаннями, як очищення питної води для видалення неорганічних речовин, таких як залізо, марганець, алюміній, миш'як, нікель і хром, пом'якшення та кондиціонування води, управління муніципальними та побутовими системами розподілу води щодо накопичення твердих речовин на основі металів та вимивання таких речовин, як свинець. Ця міжнародна група також займається геохімічними дослідженнями для ефективного прогнозування довгострокової долі металів у водоносних горизонтах підземних вод і розробки стратегій пом'якшення.

Останні події та тенденції

Зростає кількість доказів токсичності металів і металоїдів у низьких концентраціях

В останні кілька років знову зріс інтерес до переоцінки стандартів і рекомендованих значень металів у питній воді. Основним чинником є наявність нових доказів про ризики для здоров'я людини через надзвичайно низькі

концентрації багатьох неорганічних речовин у питній воді. Наприклад, миш'як, природний металоїд, що міститься в підземних водах і який, як відомо, викликає рак у людей, має максимально допустиму концентрацію 10 мкг/л у більшості країн світу відповідно до рекомендацій ВООЗ. Однак останні дослідження показують, що As може завдати значної шкоди здоров'ю людини навіть у концентраціях, нижчих за рекомендації ВООЗ [1-4]. Отже, кілька компаній з питної води в Нідерландах, Данії та США докладають зусиль, щоб зменшити концентрацію миш'яку в питній воді до дуже низьких концентрацій [5, 6]. У Нідерландах державні водопровідні компанії сповнені рішучості знизити концентрацію миш'яку до рівня нижче 1 мкг/л протягом наступних кількох років.

Іншим важливим прикладом є шестивалентний хром у питній воді. У таких країнах, як США, Німеччина та Нідерланди, викликає занепокоєння обмеження шестивалентного хрому, іншого поширеного канцерогену, у питній воді. В даний час ВООЗ рекомендує 50 мкг/л як орієнтовне значення загального хрому в питній воді, не розрізняючи тривалентний і шестивалентний хром. Постійне споживання шестивалентного хрому навіть у рівнях нижче мкг/л може викликати рак у людей. Тому USEPA та органи охорони здоров'я Німеччини розглядають більш суворі рекомендації щодо хрому.

Все більше доказів властивостей металів і металоїдів, що руйнують ендокринну систему. Кадмій, свинець і ртуть є трьома металами серед 48 хімічних речовин, які Центри з контролю та профілактики захворювань (CDC) класифікували як хімічні речовини, що порушують роботу ендокринної системи [7]. Вплив миш'яку, кадмію, ртуті, свинцю, хрому VI та урану на репродуктивну систему ссавців було ретельно вивчено [8]. У табл. 1 наведено підсумок токсичності для розвитку,

імунотоксичності та нейротоксичності цих металів [9-14].

Таблиця 1
Окремі метали та їх токсичність

Метал	Ембріо-токсичність	Імуно-токсичність	Нейро-токсичність
Миш'як	+	+	+
Кадмій	+	+	+
Свинець	+	+	Е
Ртуть	+	+	+
Хром (+VI)	+	+	+

Примітка. (+) Позитивно / (Е) Двозначно

Метали мають різноманітну ендокринно-модулюючу активність. Було встановлено, що миш'як виявляє естрогенну активність, кадмій перешкоджає стероїдогенезу яєчників у щурів, а свинець змінює кількість і спорідненість рецепторів естрадіолу у щурів. Хром VI пов'язаний із передчасними абортами та безпліддям у жінок, а також впливає на здоров'я сперми у чоловіків [14]. Ртуть індукує високу швидкість синтезу прогестерону, що супроводжується низькою швидкістю перетворення в 17-бета-естрадіол в ооцитах риб [9]. Доведено, що кадмій, свинець і ртуть негативно впливають на гормони щитовидної залози. Дослідження хімічних речовин, що порушують роботу ендокринної системи, все ще перебувають у зародковому стані, а синергічний і антагоністичний вплив деяких металів та інших хімічних речовин дуже ускладнює визначення небезпеки. Інформація про відповідь на дозу поки що недоступна, що ще більше ускладнює процес оцінки ризику.

Роль цифровізації в управлінні металами в підземних водах

Цифрові технології відіграють дедалі важливішу роль в управлінні підземними водами як з точки зору якості, так і з точки зору кількості. Одним із прикладів, де експерти IWA-METRELS зробили прямий внесок, є розробка ASMITAS, яка є інтерактивною платформою для оцінки ризику миш'яку в підземних водоносних горизонтах [15]. Генезис інструменту ASMITAS базується на дослідженні SASMIT [16-19] із розробкою Sediment Color Tool. ASMITAS допомагає визначити відповідні джерела підземної питної води і, отже, мінімізувати потребу в обробці води.

ASMITAS використовує вдосконалений датчик кольору та методології штучного інтелекту для вимірювання кольору, оцінки кольору та ризику вмісту миш'яку, а також пропонується в гібридній методології Edge-Cloud для швидкого обчислення та розширення програми. ASMITAS пропонує необмежений потенціал для надання інформації в режимі реального часу про ризики миш'яку в різних точках підземного горизонту за допомогою геопросторового картографування для розуміння геологічної структури відкладень і характеристик їх кольору та текстури та профілювання ризику миш'яку за допомогою протоколу SASMIT [16-19].

Майбутні тенденції, що впливають на водний сектор

Нові тенденції в цьому секторі включають вплив зміни клімату та дефіцит води, готовність скоротити використання реагентів для очищення води, старіння

міської інфраструктури водопостачання та каналізації. Ці тенденції залучають значні інвестиції у сектори водопостачання та водовідведення.

Однією з постійних проблем, пов'язаних із металами та спорідненими речовинами в питній воді, є висока вартість видалення металів і потреба в інноваційних технологіях для видалення металів з питної води. Це особливо проблематично в країнах, що розвиваються. У багатьох регіонах світу, що розвиваються, люди залежать від свердловинної води, яка рідко перевіряється на вміст металів і споріднених речовин, і тому люди дуже вразливі до впливу. Біоаккумуляція металів через вплив питної води або харчового ланцюга є важливою проблемою та потребує негайної уваги. Багато впливів на здоров'я останнім часом пов'язують з біоаккумуляцією металів. Тому існує потреба у розробці недорогих технологій моніторингу якості води, а також недорогих методів очищення води. Одним із потенційних рішень для розробки недорогих методів очищення води є використання доступних місцевих мінеральних або рослинних матеріалів для адсорбції забруднень із води [20, 21].

Література

1. Kozisek F. Regulatory aspects of Arsenic in drinking water. In Best Practice Guide on the Control of Arsenic in Drinking Water, Bhattacharya P., Polya D. A., Jovanovic D. Eds. IWA Publishing: London, UK. 2017.
2. Schmidt C. W. Low-Dose Arsenic: In Search of a Risk Threshold. *Environmental health perspectives*. 2014. V. 122(5). A131-134.
3. Ahmad A., Bhattacharya P. Arsenic in Drinking Water: Is 10 pg/L a Safe Limit? *Current Pollution Reports*. 2019.
4. Estimating the risk of bladder and kidney cancer from

- exposure to low-levels of arsenic in drinking water, Nova Scotia, Canada. N. Saint-Jacques et al. *Environment international*. 2018. V. 110. P. 95-104.
5. Arsenic reduction to <1 pg/L in Dutch drinking water. A. Ahmad et al. *Environment international*. 2020. V. 134. 105253.
 6. Van der Wens P., Baken K., Schriks M. In Arsenic at low concentrations in Dutch drinking water: assessment of removal costs and health benefits, Sixth International Congress on Arsenic in the Environment. (As2016) Arsenic Research and Global Sustainability, Stockholm, Sweden, 2016, Bhattacharya P., Vahter M., Jarsjo J., Kumpiene J., Ahmad A., Sparrenbom C., Jacks G., Donselaar M. E., Bundschuh J., Naidu R. Eds. CRC Press: Stockholm, Sweden. 2016. P. 563-564.
 7. Keith L. H. Environmental endocrine disruptors: An overview of the analytical challenge. Presented at the 13th Annual Symposium on Waste Testing & Quality Assurance, Arlington, VA. 1997.
 8. Dyer C.A. Heavy Metals as Endocrine-Disrupting Chemicals. In: AC Gore (Ed.), Endocrine-Disrupting Chem. From Basic Resource to Clin. Pract., Humana Press Inc., Totowa, NJ. 2007. P. 111-133.
 9. Choi S.M., Yoo S.D., Lee B.M. Toxicological Characteristics of Endocrine-Disrupting Chemicals: Developmental Toxicity, Carcinogenicity, and Mutagenicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 2004. Part B, 7:1. P. 1-23. <https://doi.org/10.1080/10937400490253229>
 10. Dangleben N.L., Skibola C.F., Smith M.T. Arsenic immunotoxicity: a review. *Environ Health*. 2013. V.12. 73. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-73>
 11. Mochizuk H. Arsenic neurotoxicity in humans. *International Journal of Molecular Sciences*. 2019. V.20.

3418. <https://doi.org/10.3390/ijms20143418>
12. Endocrine disruption, oxidative stress and lipometabolic disturbance of *Bufo gargarizans* embryos exposed to hexavalent chromium. Y. Li et al. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. V.30(166). P. 242-250. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.09.100.
 13. Wise J.P., Young J.L., Cai J, Cai L. Current understanding of hexavalent chromium [Cr(VI)] neurotoxicity and new perspectives. *Environment International*. 2022. V. 158. 106877. <https://doi.org/10.1016/>
 14. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Chromium. CAS # 7440-47-3, Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2012. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tfacts7.pdf>
 15. ASMITAS- A novel application for digitalizing the SASMIT Sediment Color Tool to identify arsenic safe aquifers for drinking water supplies. S. Sharma et al. Environmental Arsenic in a Changing World - 7th International Congress and Exhibition Arsenic in the Environment. 2018. P. 629-632. <https://doi.org/10.1201/9781351046633-247>
 16. Sustainable Arsenic Mitigation (SASMIT): An approach for developing a color-based tool for targeting arsenic-safe aquifers for drinking water supply. M. Hossain et al. *Health and Environmental Research online (HERO)*. US EPA. 2012. https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/2149357
 17. Sediment color tool for targeting arsenic-safe aquifers for the installation of shallow drinking water tubewells. M. Hossain et al. *Science of the Total Environment*. 2014. V. 493. P. 615-625.

- <https://doi.org/10.1016/>). scitotenv.2014.05.064
18. Sustainable arsenic mitigation - from field trials to implementation for control of arsenic in drinking water supplies in Bangladesh. M. Hossain et al. In: P. Bhattacharya, D.A. Polya & D. Jovanovic (Eds.). Best Practice. 2017.
 19. Ahmad A., Richards L.A., Bhattacharya P. Arsenic remediation of drinking water: an overview. In: P. Bhattacharya, D.A. Polya, D. Jovanovic (Eds.). Best Practice Guide on the Control of Arsenic in Drinking Water. Metals and Related Substances in Drinking Water Series, IWA Publishing, UK. 2017. P. 79-98. https://doi.org/10.2166/9781780404929_079.
 20. Trends in metals and related substances in drinking water. Authors: Authors: A. Ahmad, M. Steyn, S. Sharma, P. Bhattacharya on behalf of the Metals and Related Substances in Drinking Water Specialist Group. P. 103-105. In: Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.
 21. Мокієнко А.В. Тенденції контролю вмісту металів і споріднених речовин у питній воді. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №3. С. 28-30.

ЛЕКЦІЯ 24

СМАКИ, ЗАПАХИ ТА ТОКСИНИ ВОДОРОСТЕЙ У ДЖЕРЕЛАХ ПИТНОЇ ВОДИ ТА АКВАКУЛЬТУРИ

Вступ

У всьому світі смак, запах і зовнішній вигляд є ключовими характеристиками, за якими споживачі оцінюють якість і безпеку води та продуктів аквакультури. Професіонали з питної води дедалі більше зосереджуються на підвищенні рівня задоволеності споживачів шляхом вдосконалення можливостей виявлення та обробки смакових речовин, запахів, клітин водоростей/ціанобактерій і токсинів, а також розуміння сенсорного сприйняття споживачами. Дана Specialist Group (SG) зосереджена на міждисциплінарних зусиллях, які поєднують хімічні, біологічні та соціальні науки з прикладною інженерією для покращення якості джерел води, питної води та продуктів аквакультури. Даний звіт зосереджується на ключових нещодавніх змінах у смаках і запахах (T&O) і водоростевих токсинах та оцінює, як глобальне явище підвищення солоності прісної води може вплинути на якість води.

Смак мінеральних речовин у питній воді

Для споживачів вміст мінеральних речовин, виміряний загальною кількістю розчинених твердих речовин (TDS), є головним визначальним фактором смаку питної води. TDS асоціюється з тим, що людям подобається їхня питна вода. Більшість людей вважають смак дистильованої води неприйнятним і небажаним [1,2]. Кількість TDS, що впливає на смак, різниться між окремими людьми та популяціями; загальний діапазон становить 100-

350 мг/л TDS.

Технології мембранної обробки опріснюють воду з метою забезпечення рівня TDS, який буде прийнятним для споживачів. Нещодавні дослідження показали, що споживачі, як правило, можуть відчутти різницю в смакових якостях, коли зміна TDS становить близько 150 мг/л [3]. Таким чином, важливо розробити перспективу, згідно з якою споживачі оцінюють зміни у своїй питній воді відносно типової якості питної води, тому «приємний» або «прийнятний» рівень TDS буде різним. Хоча загальна TDS є основним визначальним фактором смаку, специфічні іони можуть впливати сприятливо чи несприятливо на смак [4, 5].

Виникнення запаху як проблема питної води

У всьому світі ідентифікація та контроль хімічних речовин із запахом уже давно є головними проблемами для забезпечення якості та безпеки питної води. Нещодавно Китай провів національне дослідження запахів на 111 очисних заводах питної води по всій країні. Результати показали, що проблеми із запахом широко спостерігалися у вихідній воді (> 80%), яка характеризувалася землистим/затхлим (41%) і болотним/септичним (36%) запахами [6]. Вода з річок демонструвала більше запахів антропогенного походження (наприклад, болотний/септичний запах), тоді як вода з озер і водосховищ демонструвала більше запахів водоростей (наприклад, землистий/затхлий запах). Виникнення 100 естетичних подій на 140 станціях очищення питної води в 32 містах було додатково досліджено з 2015 по 2018 рік. З них 87 запахових сполук було виявлено у сирій воді та 85 у готовій воді з концентраціями, що коливаються від нейтральної щільності до сотень або тисяч нг/л. Двадцять дві речовини

в сирій воді та 15 у готовій воді були виявлені з частотою > 50%. Геосмін або 2-метілізоборнеол (2-МІВ) було визначено як головний чинник запах (затхлого/землистого) питної води у Китаї.

2-МІВ мав концентрацію у сирій воді в діапазоні n.d.-251 нг/л і частоту виявлення 53,8%; у готовій питній воді діапазон становив n.d.-576 нг/л з частотою виявлення 35,4%. Тіоефіри, включаючи диметилтрисульфід (n.d.-84,38 нг/л) і диметилдисульфід (n.d.-714 нг/л), були визначені як основні хімічні фактори, що сприяють болотному/септичному запаху у вихідній воді [7]. Розподіл сульфідів демонструє помітний регіональний ефект з більш високими концентраціями, які були виявлені на сході та півдні Китаю. Інші запахи, наприклад, піразини, індоли, діоксани, діоксолани та бензолвмісні сполуки, також були виявлені, хоча й у низьких концентраціях на рівнях декількох нг/л.

Річка Хуанпу поблизу Шанхаю історично мала складні проблеми із запахом, включаючи болотний/септичний, рибний та хімічний/розчинниковий запахи. 2-МІВ, геосмін, диметилдисульфід, діетилдисульфід і біс(2-хлор-1-метилетил)ефір зазвичай визначають як типові сполуки, що викликають запах [8,9]. Подальші дослідження показали, що спільна поява деяких циклічних ацеталів, зокрема 2,5,5-триметил-1,3-діоксану (n.d.-133 нг/л) і 2-ети-4-метил-1,3-діоксолану (n.d.-167 нг/л), що може бути пов'язано з виробництвом смол може бути причиною септичного/хімічного запаху у воді джерела річки Хуанпу.

Окрім серйозних епізодів смаку та запаху, які мали місце в Китаї за останні роки, інші відповідні події відбулися по всьому світу.

Потенційний вплив засолення прісної води на смаки, запахи та водорості

Засолення прісної води є визнаним широко поширеним глобальним явищем, що проявляється у збільшенні питомої провідності, загальної кількості розчинених твердих речовин (TDS), катіонів і аніонів у поверхневих і ґрунтових водах. Глобальні оцінки з 1960 по 2010 рр. показали збільшення хлориду у річковій воді у два-п'ять разів [10, 11]. Засолення прісної води може вплинути на смак питної води та змінити екологічний профіль водойми.

Різноманітні причини засолення прісної води трапляються по всьому світу. Конкретні джерела прісної води матимуть свої унікальні причини, які виникають окремо або в комбінації. Гідрологічні причини є природними або антропогенними та включають зміни в потоках прісної води, підйом морської води, штормові хвилі, вторгнення солоної води, розчищення землі, сільськогосподарське зрошення, вивітрювання інфраструктури та зміну клімату [12]. Хімічні причини є переважно антропогенними та включають видобуток корисних копалин/розрив пластів і пов'язане з цим порушення підземних порід і стік, сільськогосподарські хімікати, антижеледні засоби та солі для запобігання зледенінню, промислові скиди, скиди муніципальних/промислових стічних вод, хімікати для очищення води, споживчі товари для особистої гігієни та засоби для чищення, і солі в харчових продуктах [12, 13].

Засолення прісної води створює проблеми для забезпечення смачною та безпечною питною водою. Точка, в якій споживачі помітять зміну мінерального смаку питної води, невідома, але вона, безумовно, буде різною залежно від джерела води, типу іонів, що викликають засолення, і

груп споживачів. Регіони з помірним кліматом, які використовують солі хлориду натрію для видалення доріг, часто отримують скарги на солону воду взимку та навесні. Розчинені мінерали, які становлять TDS, неможливо контролювати за допомогою традиційної обробки, і це потребує більш дорогих мембранних технологій. Засолення також змінює екологічне середовище і, таким чином, впливає на різноманітність водоростей, ціанобактерій і фітопланктону [14], потенційно впливаючи на утворення мікробного запаху у воді та аквакультури. Спостерігається підвищена солоність, що спричиняє продукцію ціанотоксину мікроцистину з *Microcystis aeruginosa* [15]. Засолення прісної води та смакові якості/безпека питної води є глобальною проблемою сталого розвитку водного сектору в 21 столітті.

Біомолекулярний моніторинг ціанотоксинів і ціанобактерій, що продукують хімічні речовини, які впливають на смак та запах (T&O)

Традиційно для моніторингу якості води ціанотоксини та ціанобактерії, що продукують хімічні речовини T&O, кількісно визначають за допомогою таксономічної ідентифікації та підрахунку клітин за допомогою мікроскопії. Хоча за допомогою мікроскопії можна підрахувати та ідентифікувати аж до видового рівня, цей метод потребує багато часу, праці та потребує досвідчених експертів, які не можуть відрізнити продуцентів ціанотоксинів/T&O від непродуцентів. Тому у водному секторі застосовуються нові методи, такі як кількісне визначення хлорофілу-а та/або фікоціаніну за допомогою онлайн-флуорозондів [16]. Підхід із застосуванням флуорозонду на основі пігментів забезпечує результати в режимі реального часу щодо кількості клітин

ціанобактерій/біооб'єму та навіть визначення груп ціанобактерій і водоростей. Однак ці методи не можуть надати інформацію про види ціанобактерій і, отже, не дають детальної інформації про хімічні продуценти токсинів і Т&О.

Нещодавно біомолекулярні методи, такі як кількісна полімеразна ланцюгова реакція (КПЦР), були використані для кількісного визначення ціанобактерій і актиноміцетів, що продукують токсини та запахи, в озерах, водосховищах і рибних ставках [17-20]. На основі виявлення функціональних генів для мікроцистинів, циліндропермопсину, сакситоксину, геосміну, 2-МІВ та інших метаболітів, продемонстровано, що ці методи кількісно визначають токсини та ціанобактерії, що виробляють запах, у природних водах Австралії, Китаю [17], Японії, Південної Кореї [20], Філіппін [21], Тайвань [18, 19] та інших країн. Поширення генів корелювало з відповідними концентраціями метаболітів (ціанотоксинів і сполук Т&О) [18]. Квоти генів, тобто маси сполуки токсину/запаху на копію функціонального гена, були отримані для різних комбінацій сполук токсину/запаху та генів-продуцентів [21]. Базуючись на функціональному гені та хімічних концентраціях для мікроцистинів, циліндропермопсину та 2-МІВ, зібраних із 30 озер і водосховищ на Тайвані та Філіппінах з 2012 по 2016 рік, автори [21] порівняли звичайний клітинний і генний підходи до оцінки ризику та управління ціанобактеріями у вихідній воді. Показано, що підхід на основі генів краще оцінює наявність досліджуваних токсинів і 2-МІВ у 30 озерах і водосховищах. Результати показують, що біомолекулярні методи моніторингу можуть служити альтернативним інструментом прийняття рішень для управління ризиками ціанотоксинів і хімікатів Т&О у джерелах питної води.

Сенсорні методи у водному середовищі: сьогодення та майбутнє

Сенсорний аналіз має давню традицію в харчовій промисловості та виробництві напоїв, включаючи аквакультуру, але його застосування у водному секторі з'явилося зовсім недавно. Хоча статті Т&О про якість води можна знайти в літературі з 1950 року, пропозицію першого застосування Т&О для питної води в середині 1980-х років можна вважати народженням сенсорної науки про воду як усталеної дисципліни.

Аналіз смакового профілю (FPA) є найбільш поширеним і корисним описовим методом для води. Суддівська колегія визначає органолептичні властивості проб води; зразки характеризуються на основі колеса Т&О, яке включає дескриптори запахів, смаків і відчуттів у роті. Порогове число запаху (TON) базується на підготовці послідовних розведень зразка води, доки розведена вода не буде сприйматися як вода без запаху та матиме «нейтральний» смак для людей. TON є еталонним методом для більшості нормативних актів через його простоту, але його принцип і корисність були поставлені під сумнів. Інші методи, які використовуються у водній промисловості, включають аналіз смаку (FRA), загальну інтенсивність запаху (ТІО) і тест на рейтинг атрибутів (ART) [22-24].

Багато загальних харчових сенсорних методів використовуються в водному секторі [3-5, 25]. Естетичні методи (тобто оцінка та ранжирування тестів) використовуються для оцінки смаку води залежно від концентрації мінералів або інших факторів (температура, рівень дезінфікуючого засобу, органічні речовини тощо). Тести на відмінності (тобто тести на трикутник, два з п'яти та дуо-тріо) є дуже корисними для передбачення, якщо

споживачі помітять зміни в обробці чи джерелах. Порогові методи широко використовуються для оцінки концентрацій, при яких виявляються та ідентифікуються смакові та запахові речовини.

Хемометрика (аналіз головних компонентів (PCA), часткові найменші квадрати (PLS)) і передові методи інтелектуального аналізу даних, такі як дерева класифікації та регресії (CART) і випадкові ліси, все частіше застосовуються для отримання максимальної інформації з величезної кількості наданих даних шляхом сенсорних досліджень. Кілька досліджень водного сектору впроваджують хемометрику та інтелектуальний аналіз даних, але ці методи можна використовувати ширше [4, 5].

Майбутні основні теми та завдання

Майбутні виклики продовжують полягати у виявленні, ідентифікації та кількісному визначенні кількостей смакових речовин, запахів і ціанотоксинів від нг/л до мг/л, а також в обміні даними між дослідниками та практиками. Розроблено всеохоплюючу глобальну базу даних про ціанобактерії та події T&O з відкритим доступом (CyanoGM Explorer) [26]. Глобальний сектор водних ресурсів може отримати доступ до бази даних і оновити її щодо походження, географічного розподілу, ціанобактерій, частоти та моніторингу.

Ефективний і результативний моніторинг органічних запахів продовжує залишатися інноваційним. Комплексна двовимірна газова хроматографія з часпролітною мас-спектрометрією (GCxGC-MS) і газова хроматографія-квадрупольна часпролітна мас-спектрометрія (GC-Q-TOF/MS) вважаються найпотужнішими аналітичними інструментами для ідентифікації сполук, що викликають запахи. Розробка бази даних скринінгу запахів за

допомогою газової хроматографії та потрібної квадрупольної тандемної мас-спектрометрії (ГХ-МС/МС) є дуже перспективною. Крім того, терміново потрібна розробка локальних аналітичних інструментів для багатьох запахів, таких як нюхові біосенсори (електронні носи) з підвищеною стабільністю та вибірковістю.

Органолептичні проблеми питної води можуть призвести до величезного соціального впливу та психологічного страху щодо безпеки води. Необхідно провести подальше дослідження поведінкових реакцій, психологічних аспектів, впливу на здоров'я та ефективної комунікації.

Спільна поява багатьох запахів при низьких концентраціях нг/л, часто нижчих за їхні індивідуальні порогові концентрації запаху, створює проблеми для визначення внеску в сприйняття запаху людиною. Комбінації окремих ароматизаторів можуть виявляти синергетичний або антагоністичний ефект, дозволяючи одночасним ароматизаторам, можливо, викликати відносно сильний запах у споживачів. Тому важливо визначити джерело забруднювача та створити базу даних для збору залишків сполук, що викликають запах, щоб краще керувати подіями, пов'язаними з запахом.

Зусилля повинні бути спрямовані на впровадження нових сенсорних профілів і споживчих методів, які використовуються в харчовій промисловості та індустрії напоїв, таких як перевірка всього, що застосовується (САТА), перевірка, якщо застосовується (СІА), сортування та поляризоване сенсорне позиціонування (PSP), TDS (повне домінування відчуттів, не плутати із загальною кількістю розчинених твердих речовин). Збір невербальних відповідей та емоцій споживачів все частіше використовується промисловістю харчових продуктів і напоїв для отримання відгуків про прийнятність продукту;

важливі методи включають аналіз виразу обличчя та пупілометрію. Слід вважати цілком доцільним застосування цих методів у водному секторі [27, 28].

Література

1. Dietrich A.M., Burlingame G.A. Critical review and rethinking of USEPA secondary standards for maintaining consumer acceptability of organoleptic quality of drinking water. *Environmental Sciences and Technology*. 2015. V. 49(2). 708720. DOI: 10.1021/es504403t
2. Dietrich A.M., Devesa R. Chapter 8: Characterization and removal of minerals that cause taste. In: Taste and Odour in Source and Drinking Water: Causes, Controls, and Consequences, Editors: T-F. Lin, S. Watson, A.M. Dietrich and M. Suffet. IWA Publishing, UK. 2019.
3. Devesa R.L, Dietrich A.M. Guidance for optimizing drinking water taste by adjusting mineralization as measured by total dissolved solids (TDS). *Desalination*. 2018. V. 49. P. 147-154.
4. Predicting consumer preferences for mineral composition of bottled and tap water. S. Platikanov et al. *Talanta*. 2017. V. 162. P 1-9.
5. Sensory quality of drinking water produced by reverse osmosis membrane filtration followed by remineralisation. M.H. Vingerhoeds et al. *Water Research*. 2016. V.94. P. 42-51.
6. Occurrence of odor problems in drinking water of major cities across China. D.L. Sun et al. *Front Environmental Science Engineering*. 2014. V. 8(3). P. 411-416.
7. Occurrence of swampy/septic odor and possible odorants in source and finished drinking water of major cities across China. C. Wang et al. *Environmental Pollution*.

2019. V. 249. P. 305-310.
8. Identification of complex septic odorants in Huangpu River source water by combining the data from gas chromatography-olfactometry and comprehensive two-dimensional gas chromatography using retention indices. Q.Y. Guo et al. *Science of the Total Environment*. 2016. V. 556. P. 36-44.
 9. Synergistic effect of musty odorants on septic odor: Verification in Huangpu River source water. Q. Guo et al. *Science of the Total Environment*. 2019. V. 653. P. 1186-1191.
 10. Kaushal S.S. Increased salinization decreases safe drinking water. *Environmental Science and Technology*. 2016. V.50(6). P. 2765-2766. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00679>.
 11. Novel 'chemical cocktails' in inland waters are a consequence of the freshwater salinization syndrome. S.S. Kaushal et al. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences Volume*. 2018. V. 374. Issue 1764. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0017>
 12. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. E.R. Herbert et al. *Ecosphere*. 2015. V. 6(10). P. 1-43. <https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1>
 13. Anning D.W., Flynn M.E. Dissolved-solids sources, loads, yields, and concentrations in streams of the conterminous United States. Scientific Investigations Report 2014-5012, National Water Quality Assessment Program, United States Geological Survey, Reston, VA, USA. 2014. <https://doi.org/10.3133/sir20145012>.
 14. Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. M. Canedo-Arguelles et al. *Environmental Pollution*. 2013. V.173. P. 157-167.
 15. Understanding the effect of salinity tolerance on

- cyanobacteria associated with a harmful algal bloom in Lake Okeechobee, Florida. B.H. Rosen et al. Scientific Investigations Report 2018-5092, United States Geological Survey, Reston, VA USGS. 2018. <https://doi.org/10.3133/sir20185092>
16. A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction. A. Zamyadi et al. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2016. V. 85, Part A. P. 83-96.
 17. Establishment and field applications of real-time PCR methods for the quantification of potential MIB-producing cyanobacteria in aquatic systems. Z. Wang et al. *Journal of Applied Phycology*, 2015. P. 1-9.
 18. Chiu Y.-T., Yen H.-K., Lin T.-F. An alternative method to quantify 2-MIB producing cyanobacteria in drinking water reservoirs: Method development and field applications. *Environmental Research*. 2016. V. 151. P. 618-627.
 19. A qPCR-Based Tool to Diagnose the Presence of Harmful Cyanobacteria and Cyanotoxins in Drinking Water Sources. Y.-T. Chiu et al. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017. V. 14(5). 547.
 20. Lee E.H., Chua B., Son A. Detection of Cyanobacteria in Eutrophic Water Using a Portable Electrocoagulator and NanoGene Assay. *Environmental Science and Technology*. 2018. V. 52(3). P. 1375-1385.
 21. A molecular-based method to estimate the risk associated with cyanotoxins and odor compounds in drinking water sources. K.Y. Lu et al. *Water Research*. 2019. V. 164. 114938.
 22. American Water Works Association (AWWA). J. Sutherland R. Devesa, A. Dietrich, F. Ventura. Taste, Odor and Appearance (Chapter 5). *Methods for*

- Identifying and Monitoring Water Quality Aesthetics in Distribution Systems. (Appendix C). In *Water Quality in Distribution Systems*. First Edition. K.S. Smith and R. Slabaugh, eds. Denver, Co (USA). 2017.
23. Burlingame G., Doty R., Dietrich A. Humans as Sensors to Evaluate Drinking Water Taste and Odor: A Review. *Journal of the American Water Works Association*. 2017. V. 109(11). P. 13-24.
 24. International Water Association (IWA). Publishing, Dietrich A.M., Omur-Ozbek P. Advances in sensory measurement determinations. In: *Taste and Odour in Source and Drinking Water: Causes, Controls, and Consequences*. T.F. Lin, S. Watson, A.M. Dietrich, M. Suffet, eds. London. 2019.
 25. Gallagher D.L., Phetxumphou K., Smiley E., Dietrich A.M. Tale of Two Isomers: Complexities of Human Odor Perception for cis-2 and trans-4-Methylcyclohexane Methanol from the Chemical Spill in West Virginia. *Environmental Science and Technology*. 2015. V. 49(3). P. 1319-1327.
 26. Devi A., Chiu Y.T, Hseuh H.T., Lin T.F. Quantitative PCR based detection system for cyanobacterial geosmin/2-methylisoborneol (2-MIB). events in drinking water sources: Current status and challenges. *Water Research*. 2021. V.188. 116478.
 27. Tastes, odours and algal toxins in drinking water resources and aquaculture. Authors: R. Devesa, A. Zamyadi, J. Yu, R. Stuetz, T.-F. Lin, A. M. Dietrich on behalf of the Tastes, Odours, and Algal Toxins in Drinking Water Resources and Aquaculture Specialist Group. P. 106-111. In: *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups*. Third edition. International Water

Association. 2022. 174 p.

28. Мокієнко А.В. Смаки, запахи та токсини водоростей у джерелах питної води та аквакультури. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №3. С. 22-27.

ЛЕКЦІЯ 25

ПОВТОРНЕ ВИКОРИСТАННЯ ВОДИ

Вступ

Зростання населення в усьому світі спричиняє навантаження на важливі природні ресурси для багатьох секторів економіки, включаючи лісове господарство, енергетику, транспорт, сільське господарство та управління водними ресурсами. Щоб протистояти цій проблемі, інноваційні стратегії скорочення, повторного використання та перепрофілювання необхідних ресурсів набирають обертів. Зберігання ресурсів у використанні якомога довше, вилучення з них максимальної цінності під час використання та регенерація продуктів у кінці терміну служби відомі як циклічна економіка.

Оскільки потреба у воді зростає в усьому світі, а мінливість клімату впливає на традиційні схеми випадання опадів, дуже важливо, щоб водна промисловість прийняла впровадження циклічної економіки для води. Експансивне використання корисного повторного використання досягне цієї мети. Завдяки обробці води за різними стандартами якості відповідно до вимог кінцевих споживачів, відомому як придатність для цільового призначення, її можна використовувати для ландшафтного та сільськогосподарського зрошення, змивання туалетів, промислового охолодження, поповнення ґрунтових вод, збільшення запасів питної води. Подібним чином відновлення ресурсів під час очищення води можна використовувати для відновлення поживних речовин, таких як фосфор і азот, і забезпечення відновлюваної енергії. Відновлення та використання цих ресурсів забезпечує фінансові переваги водопровідним підприємствам і

зменшує потребу видобування з навколишнього середовища.

Німеччина є лідером у відновленні фосфору, і очікується, що багато інших країн Європи приєднаються до неї [1]. Це призводить до підвищення суспільного визнання корисного управління побічними продуктами води та обробки використаної води, що призводить до відновлення ресурсів і повторного використання води.

Ключова термінологія

Повторне використання води, корисне використання, системи розподіленого повторного використання, повторне використання на місці, придатність для цілей, циркулярна економіка, відновлення ресурсів, повторне використання питної води, повторне використання непитної продукції, повторне використання в сільському господарстві, повторне використання в промисловості, залучення громадськості, використана вода, збільшення питної води, поверхня збільшення води, збільшення ґрунтових вод.

Існуючі знання

У 2015 році Організація Об'єднаних Націй (ООН) встановила Цілі сталого розвитку (ЦСР) [2], щоб допомогти всім спільнотам у світі рухатися до сталого розвитку до 2030 року. Практики відповідального управління водними ресурсами мають важливе значення для успіху кожної з ЦСР, безпосередньо або як основа, необхідна для розвитку громади. Видання звіту ООН про розвиток водних ресурсів у світі за 2017 рік під назвою «Стічні води: невикористаний ресурс» демонструє, як покращене управління використаною водою створює соціальні, екологічні та економічні переваги, необхідні для сталого розвитку, а

також важливість досягнення Порядку денного сталого розвитку на період до 2030 року [3].

Повторне використання води може стати надійним джерелом води для підвищення стійкості громад і зменшення залежності від джерел прісної води. Повторне використання води практикується десятиліттями; однак воно все ще набирає обертів у багатьох сферах, тому ЦСР можуть відігравати важливу роль у сприянні підвищенню обізнаності про циркулярну економіку води.

Постійна потреба в надійному водопостачанні спонукала Агентство з охорони навколишнього середовища США (EPA) до розробки Плану дій щодо повторного використання води (WRAP) [4] у 2019 році, який визначає чинники, можливості та проблеми для повторного використання води в США, а також необхідні дослідження для вирішення цих проблем. WRAP є федеральним документом, який пропонує спільні дії для підтримки впровадження повторного використання води в США. Так само Європейська комісія представила пакет циклічної економіки в 2015 році щодо повторного використання на рівні Європейського Союзу [5]. Цей план інтегрує повторне використання в планування водопостачання, встановлює мінімальні вимоги до якості води для кінцевого використання переробленої води, досліджує потенціал повторного використання води в промисловій діяльності та продовжує дослідження та інновації у повторному використанні води. Мінімальні вимоги до правил повторного використання води для сільськогосподарського зрошення були прийняті в 2020 році в Європейському Союзі [6].

Регіони, які відчувають нестачу води, такі як південний захід США, повинні збільшувати свої джерела питної води альтернативними водами, щоб задовольнити прогнозовані потреби. Поповнення підземних вод є

привабливою альтернативою, яка передбачає інфільтрацію або закачування відновленої води у тимчасове підземне сховище. Інші країни, зокрема Австралія, Сінгапур, Іспанія, Італія, Німеччина, Швеція та Бельгія, також практикують повторне використання води.

Водна корпорація Західної Австралії є першою в країні повномасштабною системою поповнення ґрунтових вод. Розташована у Перті, вона була побудована для очищення стічних вод із сусіднього заводу з використанням передових технологій очищення та використання отриманої води для поповнення водоносного шару.

Сінгапурська рада комунальних послуг (PUB) виробляє високоякісну воду для повторного використання під брендом NEWater. Singapore PUB використовує багатобар'єрний процес для створення NEWater, який перевищує стандарти повторного використання питної води, встановлені EPA США та Всесвітньою організацією охорони здоров'я. NEWater задовольнить до 55% потреб країни у воді до 2060 [7].

IWVA в Бельгії має об'єкт Torreele Wulpen, який повторно використовує муніципальні стоки для поповнення ґрунтових вод у Сент-Андре [8]. Водоносний горизонт використовується для видобутку підземних вод для виробництва питної води для сусідніх громад, одночасно допомагаючи запобігти проникненню морської води [9].

У Швеції на Морбіланзі було створено перший проект прямого повторного використання питної води (DPR), щоб забезпечити альтернативу закачування води на острів і виснаження запасів прісної підземної води, що зменшується. Тут суміш опрісненої солонуватої підземної води та відновленої води використовується для питного водопостачання [10]. Крім того, різні типи повторного використання води в даний час використовуються майже в усіх країнах світу.

Зміна водної парадигми

Прийняття концепції циркулярної економіки призвело до зміни парадигми щодо того, як ми думаємо про відходи. Матеріали, які традиційно вважалися відходами, наприклад використана вода, пластик, папір і скло, тепер вважаються цінними ресурсами для інноваційних цілей. У водній промисловості відбувся перехід від використання терміну «очисні споруди» до «об'єктів відновлення водних ресурсів», щоб зосередитися на продуктах і перевагах очищення використаної води, а не на утилізації [11]. Очисні споруди міста Даб'юк, штат Айова, США, перейшли до центру відновлення води та ресурсів, що включає утилізацію біогазу для опалення метантенку та виробництва електроенергії [12]. Раніше відоме як Монтерейське регіональне агентство з контролю забруднення води в Каліфорнії, США (Monterey OneWater) тепер зосереджується на використанні всіх видів води для задоволення потреб їхніх установ-членів. Зміна назви означає розвиток водної промисловості, яка втілює ідеали циклічної економіки та збереження навколишнього середовища.

Системи розподіленого повторного використання

Муниципальний водний район Західного басейну (West Basin) в Каліфорнії, США, обробляє відновлену воду на п'яти різних рівнях, що визначаються дозволами регуляторів або зобов'язаннями перед споживачами. West Basin пристосовує якість води до кінцевого використання, запобігаючи втратам енергії та вартості через надмірне очищення. Ідея «дизайнерської води» призвела до підвищеного інтересу до розподілених систем, зокрема до

очисних споруд, що відповідають цільовому призначенню, які можуть бути розташовані поруч із конкретними підприємствами або клієнтами.

У 2010 році законопроект 918 Сенату Каліфорнії став законом, який вимагав від Департаменту охорони здоров'я дослідити доцільність розробки критеріїв для прямого повторного використання питних продуктів (DPR) у штаті Каліфорнія, США, для пом'якшення сильної посухи. У 2012 році офіційні особи в Сан-Франциско, штат Каліфорнія, прийняли розпорядження про повторне використання води на місці, яке вимагає, щоб у всіх масштабних нових будівлях були встановлені системи повторного використання непитної води для змиву в туалетах і зрошення будівлі. «Жива машина» Комісії з комунальних послуг Сан-Франциско — сконструйована водно-болотна система, розташована на тротуарах і у вестибюлі будівлі — очищує використану воду в будівлі та розподіляє її для змиву в туалеті. Система переробляє 19 м³ води щодня. Ця практика, відома як повторне використання непитної води на місці, зменшує навантаження на запаси питної води з 45 л/день на людину до 2 л/день на людину завдяки використанню повторно використаної води для цілей, які не вимагають стандартів якості питної води [13].

Vairds Malt, постачальник солоду у Сполученому Королівстві, використовує повторне використання води на своєму заводі в Вітамі [14]. Використана технологічна вода, яка зазвичай утилізується, проходить глибоку обробку для отримання води питної якості. Перероблена вода потім використовується в процесі солоду.

Японія запровадила повторне використання води з кінця 1970-х років через надзвичайний дефіцит води, спричинений експоненціальним зростанням населення [15]. Перероблена вода в Японії обробляється відповідно до стандартів якості для непитних цілей, таких як іригація та

промислове застосування.

Хоча не всі комунальні підприємства використовують термін «дизайнерська вода», на практиці в усьому світі існує два основних різновиди повторного використання води:

- питне повторне використання;
- непитне повторне використання, включаючи сільськогосподарське повторне використання та промислове повторне використання.

Повторне використання питної води, процес очищення відновленої води до стандартів питної води, можна розділити на три підтипи. Багато громад у всьому світі використовують джерело питної води, яке частково складається з використаної води з громад вище за течією, також відоме як фактичне повторне використання питної води. Ця практика широко поширена в усьому світі. Недавнє дослідження кількісно визначило ступінь скидання стічних вод у водотоки в Німеччині та підкреслило значний ступінь впливу багатьох заборів питної води через фільтрацію на березі річки [16].

Другий тип включає використання екологічного буфера між процесом очищення регенованої води та питною водою, наприклад скидання у водойму або закачування підземних вод. Залежно від того, який тип водойми використовується, ця практика непрямого повторного використання питних вод відома як збільшення поверхневих вод та/або підземних вод. Цей тип планового повторного використання практикується в усьому світі десятиліттями. Найбільшим у світі об'єктом непрямого повторного використання питних вод є система поповнення ґрунтових вод в окрузі Орандж у Південній Каліфорнії. Санітарний район Хемптон-роудс у Вірджинії, США, запустив ініціативу сталого водопостачання завтра (SWIFT). SWIFT бере високоочищену воду, яка інакше була

б скинута в сусідні річки, і використовує передову обробку води, щоб відповідати стандартам якості питної води [17]. Вода потім додається до водоносного горизонту Потомак, основного джерела підземних вод для східної Вірджинії.

Пряме повторне використання питної води передбачає доповнення питної води високоочищеною відновленою водою безпосередньо в систему розподілу питної води або в систему постачання необробленої води на заводі з виробництва питної води. New Goreangab Water Reclamation Plant (NGWRP) у Віндгуку, Намібія, Африка, є першим заводом прямого повторного використання питної води у світі. NGWRP, який працює з 2002 року, використовує побутові вторинні стоки як вихідну воду. У вдосконаленій багатобар'єрній системі виробляється високоякісна питна вода, яка безпосередньо перекачується в мережу питного водопостачання, де вона змішується з очищеною дамбовою та ґрунтовою водою. З 1968 по 2002 рік завод з регенерації води в Старому Горенгабі працював за звичайним способом (без озону та мембран). З 1968 року завод забезпечує приблизно 35% загального обсягу питної води для міста [18] без будь-яких проблем зі здоров'ям, які можна було б пояснити використанням відновленої води. Завод Goreangab із понад 50-річною успішною практикою є зразком для проектів повторного використання води в усьому світі.

У той час як більшість систем залежать від екологічного буфера для змішування високоочищеної відновленої води з природними водами, принаймні три громади США (Клаудкрофт, Нью-Мексико, Біг-Спрінгс, Техас і Вічіта-Фоллз, Техас) розробляють системи підвищення питної води без використання природного буферу.

Оскільки сільське господарство, як правило, є головним споживачем води у світі, повторне використання

води для зрошення продовольчих культур набирає оберті. Повторне використання води в сільському господарстві забезпечує додаткові переваги, такі як зменшення потреби в добривах через підвищений вміст поживних речовин у оборотній воді [19]. Ізраїль використовує повторно використану воду для зрошення сільського господарства з 1970-х років і наразі переробляє приблизно 90% використаної води [20]. Іспанія повторно використовує 20% своєї води та використовує приблизно 70% для сільського господарства. OceanMist Farms у Каліфорнії, США, використовує перероблену воду для сільськогосподарських операцій, що зменшило використання питної води для зрошення та зменшило вторгнення морської води завдяки зменшенню навантаження на колодезну воду [21].

Повторне використання непитної води в містах це зрошення ландшафту та полів для гольфу, змивання туалетів і відновлення водно-болотних угідь. Його також можна використовувати в промислових умовах для градирень, охолодження котлів, очищення та обробки. Незважаючи на те, що повторне використання непитної води не таке поширене, як інші типи повторного використання непитної води, промислове повторне використання води є вигідним для компаній, які прагнуть зменшити свої витрати на постачання прісної води, вплив на навколишнє середовище та запровадити стійку бізнес-практику. Потенціал збільшення промислового повторного використання існує в усьому світі. У США приблизно 75% усіх існуючих і запропонованих електростанцій розташовані в межах 10 миль від муніципальних очисних споруд для використання води. Незважаючи на потенціал, лише близько 60 із 5000 електростанцій США наразі використовують міську оборотну воду для промислового застосування [22].

Суспільне сприйняття

Ефективне залучення політиків, дослідників, постачальників технологій і громадськості є ключовим елементом усіх успішних водних проєктів. Спосіб, у який новий процес обробки або технологія доводиться до відомих зацікавлених сторін, впливає на загальні шанси впровадження. У США тема повторного використання питної води особливо залежить від суспільного сприйняття, оскільки повторне використання все ще сприймається як іноземна концепція в багатьох регіонах країни. Прізвиська в засобах масової інформації, такі як «унітаз для крану», негативно вплинули на громадську думку щодо повторного використання води, тоді як цілеспрямовані зусилля залучення громади комунальними службами, такими як Orange County Water District, City of San Diego, PureWater Monterey та інші, посилюють громадську підтримку. Для того, щоб інноваційні рішення водних проблем країни стали більш поширеними, потрібна інформація, заснована на наукових дослідженнях, продумане повідомлення та доступне місце для спілкування зацікавлених сторін. Цього можна досягти за допомогою освітніх програм у школах, інформаційних програм у комунальних підприємствах, громадських семінарів та маркетингових кампаній для поширення важливої інформації про повторне використання води та відновлення ресурсів. Враховуючи популярність економіки замкнутого циклу традиційної переробленої сировини, водній промисловості вкрай важливо взяти на озброєння ці уроки та почати повідомляти громадськості про свою більшу відповідальність за стійкі практики.

Висновки та майбутні дослідження

Оскільки повторне використання води зростає, необхідні високоякісні дослідження, засновані на надійних

наукових даних, щоб надати комунальним підприємствам точну актуальну інформацію для прийняття рішень. Організації по всьому світу проводять масштабні інноваційні дослідницькі програми повторного використання води, зокрема Глобальна коаліція дослідження води (Австралія), Фонд дослідження води (США), KWR (Нідерланди), Федеральне міністерство освіти та досліджень (BMBF) у Німеччині та Інститут дослідження води Національної дослідницької ради Італії (Італія). Такі асоціації, як Міжнародна водна асоціація, Управління водних послуг Австралії та Асоціація повторного використання води, надають доступ до навчальних матеріалів і можливостей для пропаганди повторного використання води. Багато комунальних підприємств у США фінансують дослідницькі програми повторного використання води, такі як Upper Occoquan Service Authority (Вірджинія), Orange County Water District (Каліфорнія) і Hampton Roads Sanitation District (Вірджинія). Департамент водних ресурсів округу Гвіннет у штаті Джорджія, США, створив «The Water Tower» — некомерційну організацію, яка займається дослідженнями та технологіями, пов'язаними з водою. Актуальні теми досліджень повторного використання води включають покращення захисту вихідної води, оптимізацію процесу очищення, охорону здоров'я та навколишнього середовища, підвищення якості води, усунення регуляторних бар'єрів, видалення та відновлення поживних речовин, а також посилення залучення громадськості. Незважаючи на те, що список невеликий, ці організації надають дослідження та матеріали, необхідні для поширення повторного використання води в усьому світі.

Кожна з ЦСР ООН на 2030 рік включає елемент води та надає чудову можливість для повторного використання води, щоб відіграти невід'ємну роль у майбутньому нашої

планети. Техніко-економічні обґрунтування можуть надати громадам важливу інформацію, необхідну для прийняття рішень щодо включення повторного використання як частини різноманітного водного портфолію. Наприклад, Королівство Саудівська Аравія значною мірою покладається на опріснення морської води, щоб задовольнити зростаючий попит на прісну воду. Однак, оскільки менше 10% виробленої міської води повторно використовується, Саудівська Аравія прогнозується як третій за величиною ринок повторного використання після Китаю та США [23].

Успішні проекти повторного використання води можуть служити функціональними прикладами для допомоги в розробці нових удосконалень існуючих програм повторного використання. Звіт за 2019 рік, опублікований Water Research Australia, під назвою «Повторне використання питної води – чого Австралія може навчитися з глобального досвіду?» [24] наголошує на важливості того, щоб будь-яка юрисдикція, яка розглядає проект повторного використання питної продукції, могла навчатися та розуміти глобальний досвід. Успіхи та проблеми інших комунальних служб, які створюють програми повторного використання, можуть надати інформацію про нормативні, інженерні та інші залучення, які можуть сприяти або руйнувати проект. Регіон Мурсія, частина району Іспанії з найбільшою проблемою з водою, використовує перероблену воду в сільському господарстві [25]. Сільське господарство є ключовою частиною економіки, і в результаті регіон досяг значних успіхів у відповідальному управлінні водними ресурсами. Було створено моніторингову агенцію для створення планів очищення для повторного використання, а також запроваджено податок на «санітарію», щоб допомогти покрити експлуатаційні витрати водних станцій у регіоні.

Міжнародна мережа зв'язку між водопровідними

комунальними підприємствами дозволить легко обмінюватися інформацією для тих, хто розглядає можливість повторного використання води. Наприклад, департамент Ванде-О у Франції розглядає схему непрямого повторного використання поверхневих вод для компенсації дефіциту води в пік сезонного попиту [26]. Об'єкт повторного використання забезпечуватиме водосховище Жоне, джерело питної води для навколишньої території, очищеною водою. Виконується попередній демонстраційний проект, щоб визначити відповідну схему обробки та вирішити проблеми, пов'язані зі здоров'ям і схваленням населення.

Хоча проблеми з впровадженням проектів повторного використання води, такі як суспільне сприйняття, вартість, регуляторні бар'єри, все ще існують, ширша перспектива циклічної економіки могла б більш ефективно вирішувати ці проблеми та забезпечити кращий контекст для необхідності повторного використання води [27]. Спільна робота над розробкою найкращих методів управління допоможе просунути галузь повторного використання води вперед до безпечного, стійкого та надійного водопостачання [28, 29].

Література.

1. The Future of Water A collection of essays on "disruptive" technologies that may transform the water sector in the next 10 years. G. Daigger et al. Publisher: Inter-American Development Bank. May 2019.
2. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>
3. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-wastewater-theuntapped-resource/>

4. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-09/documents/water-reuse-action-plan-draft-2019.pdf>
5. <https://ec.europa.eu/environment/water/reuse-actions.htm>
6. <https://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm>
7. <https://www.pub.gov.sg/>
8. <https://www.iwva.be/drinkwater/waterwinning/hergebruik>
9. <http://demoware.ctm.com.es/en/demosites/torrele/torrele>
10. <https://www.bjorneman.se/news/2019/10/28/inauguration-of-pioneering-water-treatment-plant-inmrbylga-sweden>
11. <https://news.wef.org/changing-the-terms/>
12. https://www.tpomag.com/editorial/2015/06/dubuque_resource_recovery_facility_keeps_it_sustainable
13. <https://www.westbasin.org/water-supplies-recycledwater/water-quality>
14. <http://www.bairds-malt.co.uk/Bairds-Malt/About/safetyhealth-environment>
15. Ryan S. A Review of Current Knowledge - Water Reuse. Foundation for Water Research, U.K. FR/R0024. 2016.
16. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b07216>
17. <http://swiftva.com/>
18. <http://legacywater360.server309.com/wp-content/uploads/2015/07/WQ-Case-Study-4-Windhoek-Namibia-100815.pdf>
19. Agricultural Reuse - Impediments and Incentives. B. Sheikh et al. The Water Research Foundation Project Reuse-15-08 Report. 2019.
20. <http://conservewaterforfood.org/water-reuse-inagriculture>
21. <https://www.oceanmist.com/natural-resources>
22. <https://watereuse.org/event/multipurpose-water-reusein->

- the-power-sector-an-investigation-at-an-electric-utilityand-wetland-in-florida/
23. Water Reuse in the Kingdom of Saudi Arabia - Status, Prospects, and Research Needs. J. Drewes et al. 2012.
 24. Khan, Stuart and Branch, Amos. Potable Water Reuse - What Can Australia Learn from Global Experience? Water Research Australia Project #3039. 2019.
 25. Navarro T. Water Reuse and Desalination in Spain - Challenges and Opportunities. *Journal of Water Reuse and Desalination*. 2018. V.8(2). P. 153-168.
 26. <http://demoware.ctm.com.es/en/demo-sites/vendeeeau/vendee-eau>
 27. <https://sciencetrends.com/water-reuse-and-the-circulareconomy/>
 28. Water reuse. Authors: M. Meeker, K. Vanden Heuvel, E. Drewes, J. Lahnsteiner, S. Sherchan on behalf of the Water Reuse Specialist Group. P. 154-158. In: *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups. Third edition. International Water Association. 2022. 174 p.*
 29. Мокієнко А.В. Повторне використання води. *Водопостачання та водовідведення*. 2024. №3. С. 31-36.

ПІСЛЯМОВА

Війна нанесла водопровідно-каналізаційному господарству країни колосальної, деякою мірою непоправної шкоди.

Станом на 24 лютого 2023 року лише за попередніми оцінками для відновлення водопровідної галузі було потрібно близько 40 мільярдів євро. Сьогодні ресурси підприємств повністю виснажені. Великий комплекс додаткових витрат, відтік персоналу через міграцію та мобілізація поставили особливі вимоги до керівників та працівників водоканалів. Лише 12% з основних водоканалів України здатні забезпечувати водопостачання споживачів в умовах тривалих блекаутів.

На цьому безрадісному фоні лекції про інноваційні водні технології можуть сприйматися із роздратуванням як пусті балачки. Але автор глибоко переконаний у необхідності уже зараз акцентувати увагу на перспективі відновлення водопровідно-каналізаційної галузі після закінчення цієї страшної, виснажливої та надзвичайно руйнівної війни. Європейський вектор розвитку країни передбачає докорінні зміни всієї інфраструктури, у тому числі, а точніше, у першу чергу, водної. Із безумовним врахуванням, по-перше, існуючого світового досвіду, який дуже швидко оновлюється; по-друге, накопичення додаткових природних та техногенних ризиків. Є надія, що в такому контексті ця книга стане у нагоді.

