



ВОДОПОСТАЧАННЯ ВОДОВІДВЕДЕННЯ

Які компетенції стануть критично важливими для інженерів, залучених до відбудови?



Нам важлива ваша думка!

Просимо відповісти на 3 короткі запитання щодо навчання новим технологіям у сфері водної інфраструктури. Будь ласка, скористайтеся QR-кодом.

Читайте інтерв'ю на цю тему.

GRUNDFOS 

Possibility in every drop

СУЧАСНЕ ОБЛАДНАННЯ ТА ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

ДЛЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ

 **organic**
water technology

organicfilter.com



 organic
water
technology

SAB

АКТУАЛЬНО САМЕ ЗАРАЗ
Весна — сезон активного будівництва та запуску систем поливу.

Механічні фітинги — ідеальне рішення для:

- організації поливу на ділянках і полях
- швидкої заміни старих або аварійних мереж
- монтажу без зварювання та складного обладнання

ПРОСТОТА ТА НАДІЙНІСТЬ


Фітинги SAB забезпечують:

- герметичне з'єднання без зварювання
- швидкий монтаж навіть у польових умовах
- можливість багаторазового використання
- стійкість до тиску та зовнішніх впливів

SAB –

італійська якість
для швидких та
надійних рішень
у водопостачанні

+ФІТІНГ+
надійний
постачальник
механічних
фітингів SAB
в Україні


+380673603551
+380678273731
+380672308280
+380504310108
+380500453655
+380673868610



Діаметри: від 20 мм до 110 мм

ЄВРОПЕЙСЬКА ЯКІСТЬ

Виробництво в Італії

Контроль якості
на кожному етапі

Вігновідність
міжнародним стандартам

В НАЯВНОСТІ НА СКЛАДІ

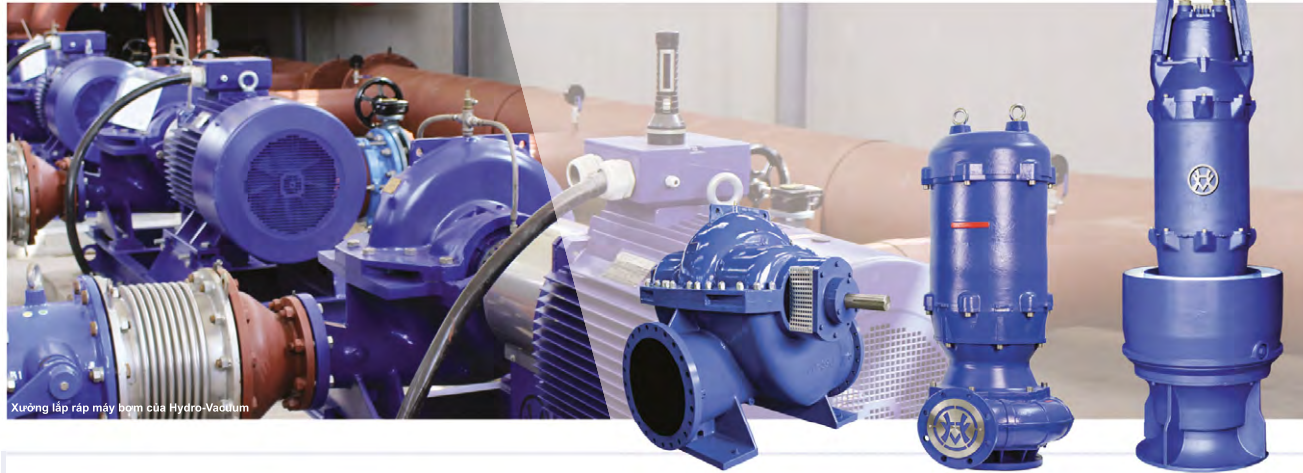
Швидка відправка по Україні

Підбір під ваші задачі



liquidity@ukr.net

tf_fitting@ukr.net



Hydro-Vacuum S.A. це сучасна компанія і один з найстаріших постачальників насосів в Європі. Наш завод має незалежний науково-дослідний інститут, має розвинену систему ливарних ліній, вдосконалену систему обробки і незалежний центр випробування насосів. Продукція Hydro-Vacuum S.A. використовується в більше ніж 40 країнах світу.

Наша продукція:

Насоси і системи для чистої води:

- свердловинні насоси
- самовсмоктуючі насоси
- одноступінчасті відцентрові насоси
- насоси двостороннього входу
- заглибні багатоступінчасті насоси
- багатоступінчасті вертикальні насоси
- насоси для установки в трубчастих свердловинах
- гідрофорні установки
- багатоступінчасті вихрові насоси

Насоси і системи для стоків:

- відцентрові одноступінчасті заглибні і сухі насоси
- станції перекачки стоків з сепарацією твердих тіл
- станції перекачки стоків мокрого типу

Насоси і системи промислові:

- багатоступінчасті вихрові насоси
- вакуумні насоси і повітрорудки
- самовсмоктуючі насоси
- одноступінчасті відцентрові насоси

Ливарний завод, обробка.

Системи захисту і контролю.

Дистанційна система моніторингу та управління насосами.



Hydro-Vacuum S.A.:
ul Droga Jeziorna 8, 86-303 Grudziadz,
Poland

Export Department:
phone: +48 56 45 07 547,
fax: +48 56 45 07 346

export@hv.pl | www.hv.pl

ТОВ «ГІДРО-ВАКУУМ УКРАЇНА»
пр-т. Перемоги, 67, корп. "В", оф. 406, 03062,
м. Київ, Україна

тел.: +38 067 238 50 20,
факс.: +38 044 200 16 72

info-ua@hv.pl

ЗМІСТ

#2\2026, квітень

Вітчизняні розробки

8 ВИКОРИСТАННЯ ШТУЧНОГО ІНТЕЛЕКТУ ДЛЯ ПРОГНОЗУВАННЯ ТА КОНТРОЛЮ ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД *Ірина Чуб, Ірина Забара*

Якість води

14 ПРО КАЛАМУТНІСТЬ ТА МЕТОДИ ЇЇ ВИМІРЮВАННЯ. Частина 3 *Анатолій Поліщук*

22 МІФИ ПРО ВОДОПОСТАЧАННЯ *Анатолій Поліщук*

30 РОЛЬ ПЕРВИННИХ ТА ВТОРИННИХ ОКСИДАНТІВ В ПРОЦЕСАХ ІНАКТИВАЦІЇ БАКТЕРІЙ ПІД ЧАС ДЕЗІНФЕКЦІЇ ВОДИ *Андрій Мокієнко*

Водовідведення

47 ПРОБЛЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД І ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ *Лариса Саблій*

Сучасні рішення

50 ГОТОВІ ТЕХНОЛОГІЧНІ ТА ТЕХНІЧНІ РІШЕННЯ «ПІД КЛЮЧ», А ТАКОЖ КОМПЛЕКСНІ РІШЕННЯ «З ОДНИХ РУК» ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАДІЙНОГО ТА САНІТАРНО БЕЗПЕЧНОГО ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ В УКРАЇНІ В УМОВАХ НАДЗВИЧАЙНОЇ СИТУАЦІЇ ВОЄННОГО ХАРАКТЕРУ *К.Ю. Загороднюк, М.Г. Новіков, Ю.В. Загороднюк, Н.І. Ніронович, В.Д. Рахамімов, А.М. Скрыга*

Інтерв'ю

59 ЯК МИ БУДЕМО ВІДНОВЛЮВАТИ КРАЇНУ - І НАСКІЛЬКИ ШВИДКО ЗМОЖЕМО ОПАНОВУВАТИ ТА ВПРОВАДЖУВАТИ НОВІ ТЕХНОЛОГІЇ? *Grundfos*

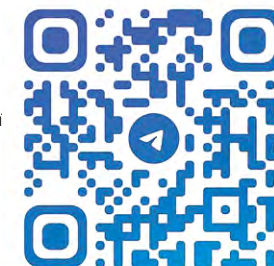
Краці вітчизняні практики

63 ЗАСТОСУВАННЯ КОЕФІЦІЕНТА ЗНИЖЕННЯ НОМІНАЛЬНИХ ЗНАЧЕНЬ ТИСКУ ДЛЯ ПОЛІЕТИЛЕНОВИХ ФІТІНГІВ У БУДІВНИЦТВІ НАПІРНИХ ВОДОПРОВІДНИХ, ДРЕНАЖНИХ І КАНАЛІЗАЦІЙНИХ ТРУБОПРОВІДНИХ СИСТЕМ *Олександр Пивоваров*

ВИРОБНИЧО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ
ВОДОПОСТАЧАННЯ
ВОДОВІДВЕДЕННЯ

Свідоцтво про Державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації КВ 16527-4999 ПР від 19.04.2010 р.

Адреса редакції: 08293, Київська обл., м. Буча, провул. М.Ридзанича, 9а
Тел. моб.: 8 063 0305587
www.waterwork.kiev.ua
e-mail: oleg_mudriy@ukr.net



@WATERWORKMAGAZINE

Головний редактор: Олег Мудрий 063 030 55 87
Дизайн та верстка: Михайло Панасюк

Думка авторів публікацій може не співпадати з думкою редакції. Редакція не несе відповідальності за зміст рекламних матеріалів. При передруці матеріалів посилання на "Водопостачання та водовідведення" обов'язкове.

Передплатний індекс 37016



Цифрові рішення для водоканалів від Schneider Electric

Modicon Edge I/O NTS

Modicon Edge I/O NTS — це сучасна розподілена система вводу-виводу від Schneider Electric, створена для надійного збору даних та керування на об'єктах водопостачання й водовідведення. Вона підтримує відкриті Ethernet-протоколи та вбудовану кібербезпеку, що забезпечує безпечну інтеграцію в існуючі SCADA та IIoT рішення. Система поєднує високу продуктивність, гнучкість у конфігурації I/O та адаптивні інструменти, які скорочують час пусконаладження та зменшують експлуатаційні витрати — саме ті переваги, які є критичними для стабільної роботи водоканалів.



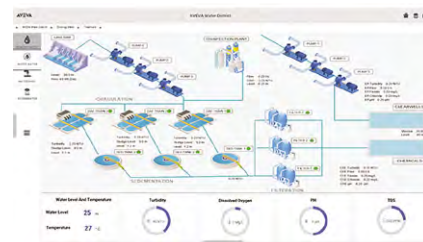
Частотні перетворювачі Altivar

Перетворювачі частоти Altivar (ATV) забезпечують енергоефективне та надійне керування у різних насосних системах. Серії **ATV600** та **ATV320** забезпечують керування різними типами двигунів, мають зручний веб інтерфейс, сучасні протоколи передачі даних (Modbus RTU, Modbus TCP, EtherNet/IP, CanOpen тощо) та вбудовану діагностику. Завдяки ефективним алгоритмам управління та простому обслуговуванню вони допомагають зменшити споживання електроенергії й підвищити стабільність роботи насосних станцій.



AVEVA Unified Operations Center – Уніфікований центр операцій

- Єдиний корпоративний центр управління, що надає повну видимість даних, потужну аналітику та можливості OEE по всьому виробництву.
- AVEVA Unified** — сучасна платформа для прийняття рішень із масштабними рішеннями для керування та оцінки ефективності насосних станцій і водоканалів.



Відправити запит:

ua.ccc@se.com
+380 893 239 638

Дізнавайтесь більше



ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД
ТА ЗНЕВОДНЕННЯ ОСАДУ

ДОЛУЧАЙТЕСЯ ДО ESMIL GROUP



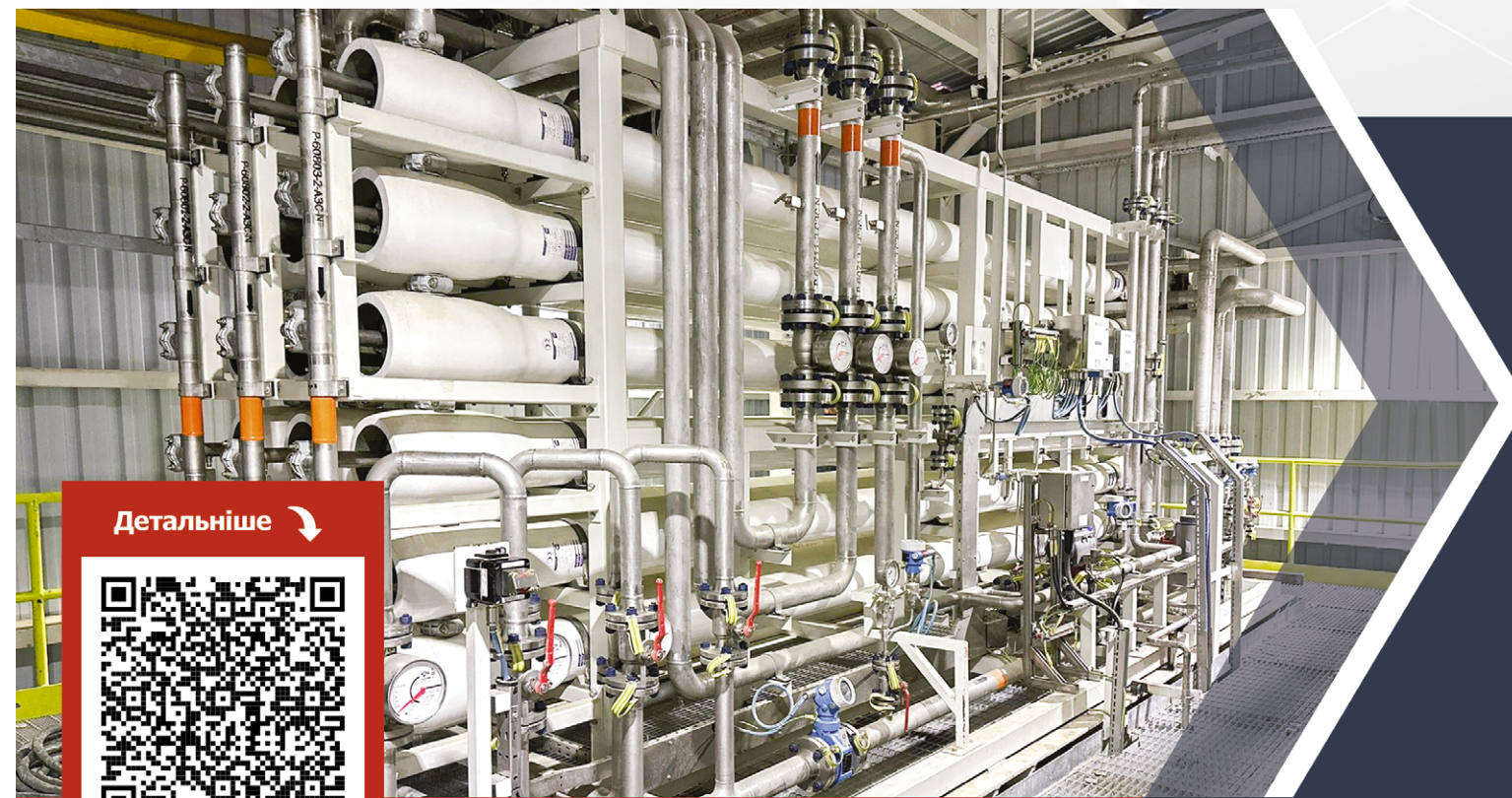
AQUATHERM KYIV
12–14 травня 2026, Київ
Міжнародний виставковий центр

Мембранні системи Esmil

Інженерні рішення для глибокого очищення стічних вод і повторного використання води у промислових процесах.

Технологічні переваги рішень:

- індивідуальне проектування систем (UF, NF, RO) відповідно до складу стічних вод і вимог до якості пермеату;
- висока якість очищеної води з можливістю її повторного використання у виробничих процесах (water reuse);
- підтверджений досвід у вимогливих галузях — харчова промисловість, полігони ТПВ, біогазові комплекси;
- застосування сучасних мембранних технологій, включаючи унікальні рішення ZwitterCo з підвищеною стійкістю до забруднення та значно нижчими експлуатаційними витратами;
- ефективна робота зі складними та високо концентрованими стоками;
- зниження навантаження на біологічні очисні споруди або можливість їх повної заміни на окремих етапах;
- інтеграція у концепції циркулярної економіки — повернення води або інших елементів у виробничий цикл і зменшення водоспоживання;
- гнучка інтеграція в існуючі технологічні схеми та можливість модернізації діючих об'єктів;
- оптимізація експлуатаційних витрат і відповідність сучасним екологічним вимогам.



Детальніше



ТОВ "Еко-Інвест"
www.esmil.eu

Відділ по роботі з комунальними підприємствами:
Харківська обл., м. Чугуїв, вул. Вокзальна, 26Е
☎ +38 (057) 74 40 800 ✉ info@esmil.eu

Відділ по роботі з промисловими підприємствами:
Київська обл., Софіївська Борщагівка, просп. В'ячеслава Чорновола, 18-Д
☎ +38 (067) 413 72 09 ✉ prom@esmil.eu



ВИКОРИСТАННЯ ШТУЧНОГО ІНТЕЛЕКТУ ДЛЯ ПРОГНОЗУВАННЯ ТА КОНТРОЛЮ ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Ірина Чуб, канд. техн. наук, доц. кафедри ВВіОВ ХНУМГ ім. О.М. Бекетова, ст. викладач кафедри автоматизації та комп'ютерно-інтегрованих технологій Державного біотехнологічного університету;

Ірина Забара, аспірант СумДУ, начальник хімічної лабораторії стічних вод КП «Міськводоканал» Сумської міської раги

Анотація. Біологічне очищення стічних вод є складним і динамічним процесом через варіативність складу стоків, нестабільність мікробних спільнот та багатофакторність динаміки активного мулу. Традиційні методи керування часто не забезпечують достатньої стабільності та прогнозованості за таких умов. У цьому дослідженні запропоновано інтегрувати нейронні мережі для розпізнавання біоіндикаторів із програмним забезпеченням автоматизованого робочого місця технолога, що дає змогу здійснювати моніторинг у реальному часі та керувати процесами очищення. Для автоматизованого виявлення мікробних біоіндикаторів на мікроскопічних зображеннях використано YOLOv8, що підвищує точність та об'єктивність оцінки. Інтеграція машинного зору та подальшого аналізу отриманих даних демонструє потенціал підвищення стабільності, надійності та ефективності роботи біологічних очисних споруд.

Ключові слова: активний мул, очищення стічних вод, біоестимакція, нейро-символьний ШІ, YOLOv8.

Біологічний блок очищення стічних вод є ключовою складовою системи каналізаційних очисних споруд. Станції очищення стічних вод, як правило, оснащені повним комплексом технологічних споруд, що включає механічне та біологічне очищення, доочищення і знезараження води, а також установки для обробки, зневоднення та знезараження осадів. Такі споруди призначені для видалення грубодисперсних домішок і забезпечення глибокого окиснення органічних та мінеральних забруднювальних речовин, а їх технологічна схема й апаратне оформлення дозволяють досягати нормативних показників якості очищених стічних вод.

Проектні рішення передбачають безперервний (цілодобовий і цілодобовий) режим експлуатації, а сучасні системи автоматизації очисних споруд забезпечують безперервний збір, обробку великої кількості технологічних параметрів, що є необхідною умовою контролю процесів очищення стічних вод [1–3]. Однак наявність розвинених SCADA-систем не гарантує ефективного керування біологічним очищенням, оскільки ключові процеси в аеротенках мають складну біохімічну природу та характеризуються високим рівнем невизначеності. Біологічне очищення ґрунтується на функціонуванні активного мулу – складного динамічного біоценозу, стан якого суттєво залежить від змін навантаження, складу стічних вод, температурних умов і режимів аерації. У реальних умовах експлуатації ці фактори постійно змінюються [4–6], що значно ускладнює застосування класичних алгоритмів автоматичного регулювання та зумовлює їх обмежену ефективність. Біологічні процеси очищення характеризуються нелінійною, стохастичною динамікою мікроорганізмів, чутливістю до токсичних впливів, сезонних коливань і різких змін

складу стічних вод [7]. За таких умов традиційні підходи до моделювання і керування не забезпечують своєчасного виявлення деградації біологічної системи, попри контроль значної кількості фізико-хімічних параметрів. Відсутність ефективних механізмів прогнозування та пояснюваного керування «живою» системою мікроорганізмів залишається однією з ключових невирішених проблем у галузі автоматизації очисних споруд [8].

Перспективним напрямом подолання зазначених обмежень є застосування методу біоестимакції, який базується на аналізі біоестиматорів – екологічних груп мікроорганізмів, що мають подібну реакцію на зміну технологічних і гідрохімічних умов [9–11].

Необхідність застосування методу біоестимакції випливає з потреб практики: настав час переходити від констатації факту порушення біотичного очищення водного середовища до відновлення його нормального ходу, тобто від моніторингу до науково обґрунтованого регулювання. Життєдіяльність мікроорганізмів в аеротенку залежить від факторів зовнішнього і внутрішнього впливу. В основу методу біоестимакції покладена така закономірність: деякі мікроорганізми, особливо найпростіші, значно швидше реагують на зміну різних факторів і можуть сигналізувати про початок погіршення в мулі за кілька годин до глобальної зміни в біоценозі. Справа в тому, що коли технолог отримує результат хімічних досліджень і розуміє, що погіршується якість очищення, то вже пізно застосовувати якісь запобіжні заходи. А на відновлення мулу потрібен значний час. Це призводить до економічних втрат комунальних підприємств. Також використання біоестиматорів дозволяє прогнозувати погіршення процесу очищення і вживати відповідних заходів для його запобігання.

Про можливість використання біоестимакції на українських міських очисних спорудах каналізації (МОСК) було зазначено у роботі [9]. Аналізуючи цю ситуацію, можна зазначити певні проблеми у використанні методики. Перша – це складність визначення біоестиматорів, оскільки біоестиматори – це не види, а екологічні групи зі схожою реакцією, тобто в одну групу можуть входити і найпростіші, і бактерії. Тобто це екологічні групи зі схожою реакцією на вплив якогось певного фактора (табл. 1). Виокремлюють три групи факторів і до кожної з них входять свої групи біоестиматорів (табл. 1).

Біоестиматори дозволяють здійснювати ранню індикацію порушень технологічного режиму та можуть бути використані як інформативний елемент підтримки ухвалення рішень у системах автоматизованого керування біологічним очищенням. Водночас практичне впровадження біоестимакції стримується складністю оперативного розпізнавання мікроорганізмів, інтерпретації результатів та відсутністю інтегрованих інтелектуальних сис-

тем, здатних поєднувати біологічні індикатори з технологічними параметрами процесу.

Друга проблема використання методу біоестимакції стає очевидною, коли поглянути на останній стовпчик таблиці 1 – це відновлювальні рекомендації. У цьому стовпчику містяться рекомендації щодо визначених біоестиматорів, іншими словами – що робити технологу, щоб запобігти початку погіршення в мулі, поки не відбулися глобальної зміни в біоценозі активного мулу і в результаті не погіршилася якість очищення води. Такі дії, як збільшення інтенсивності аерації, збільшення концентрації мулу в аеротенку, підвищення частки циркуляційного мулу та збільшення віку мулу тісно пов'язані з іншими технологічними параметрами, зміна яких може мати передбачувані наслідки. І у більшості випадків це може мати негативні наслідки, якщо не враховувати всі технологічні параметри, налагодження яких – це складний процес, що вимагає досвіду та глибоких знань з проектування та експлуатації біологічних очисних споруд.



Таблиця 1. Узагальнена характеристика біоестимакції процесу очищення стічних вод

Групи факторів	Біоестиматори	Порогові чисельності біоестиматорів, млн/г	Відновлювальні рекомендації
1	2	3	4
I Динамічне забезпечення процесу	Б-1 Джгутикові	3,5	Виявлення та усунення зон застою; збільшення % рециркуляції.
	Б-2 Голі амеби	1,9	Збільшення інтенсивності аерації та збільшення швидкості руху води.
	Б-3/Б-4 Відношення чисельності вільно плаваючих і прикріплених інфузорій	1,0	Установка аераторів із меншими отворами на тлі збільшення інтенсивності аерації.
II Навантаження деструкторів забруднень	Б-5 Хламідобактерії та Актиноміцети (нитчасті мікроорганізми спухання)	15,0	Збільшення концентрації активного мулу в аеротенках на тлі збільшення його рециркуляції. Поліпшити первинне відстоювання. Запобігти утворенню застійних зон у первинних відстійниках. Ввести підживлення речовинами, що містять біогенні елементи, або підсадка додаткових деструкторів забруднень, зокрема на спеціальних носіях.
	Б-6 Бентосні раковинні саркодови і сідеротеки (пов'язано зі збільшенням питомих навантажень на активний мул)	4,7	Збільшити інтенсивність аерації; збільшити концентрацію мулу в аеротенку; підвищити частку циркуляційного мулу; збільшити вік мулу; підвищити ефективність регенерації мулу.
III Вплив промислових стоків	Б-7 Роговидні флокули бактерій (вид гелевого спухання)	2,9	Збільшити частку циркуляційного мулу; посилити аерацію. Виявлення підприємств порушників скидання відповідних промислових стоків; встановлення або модернізація локальних очисних споруд при цих підприємствах.
	Б-8 Гіфоміцети	2,9	
	Б-9 Ціанобактерії та сіркобактерії	1,5	
	Б-10 Планктонні черепашкові амеби Саркодови (амеби)	4,7	



Основними факторами, що визначають ефективність біохімічного очищення стічних вод в аеробних умовах, є навантаження на аеротенк за органічними речовинами, коефіцієнт рециркуляції та ступінь регенерації активного мулу. Окрему групу становлять чинники, які безпосередньо впливають на перебіг процесу нітрифікації: навантаження на мул, температура, вік активного мулу, концентрація розчиненого кисню, показник рН, окисно-відновний потенціал, лужність і наявність токсичних домішок [11]. Стабільність нітрифікації є необхідною передумовою для подальшої денітрифікації та досягнення нормативних вимог щодо вмісту сполук азоту у стічних водах.

Для ефективного контролю зазначених технологічних параметрів і забезпечення стабільного перебігу процесу нітрифікації необхідним є визначення біоестиматорів активного мулу та формування рекомендацій щодо запобігання деградації його мікробіоценозу. У зв'язку з цим доцільним є розроблення програмного забезпечення, здатного автоматично враховувати потенційні наслідки змін технологічних режимів і виконувати необхідні розрахунки. Реалізація такого підходу дасть змогу підтримувати процес біологічного очищення стічних вод на нормативному рівні відповідно до експлуатаційних вимог і забезпечувати оперативне реагування на відхилення від оптимальних умов.

У зв'язку з цим у статті пропонується архітектура інтелектуальної системи автоматизованого керування, що ґрунтується на нейронній мережі. Вперше в основу такої архітектури покладено метод біоестимачії для оцінювання стану активного мулу в режимі реального часу та формування керуючих рекомендацій [10]. Нейронні мережі використовуються для автоматизованого розпізнавання біоестиматорів на мікроскопічних зображеннях.

На підставі функціонального та структурного аналізу систем контролю біологічних очисних споруд деякі автори дійшли висновку, що використання нейронних мереж (НМ) є цілком доцільним і науково обґрунтованим підходом. Під час опрацювання наукових джерел виявлено роботи, присвячені нейромережевому моделюванню процесів біологічного очищення стічних вод [12–14]. Слід зазначити, що НМ демонструють високу ефективність у задачах розпізнавання образів [5, 15], але ця можливість мало використовується у системах очищення стічних вод у регулюванні біологічних процесів.

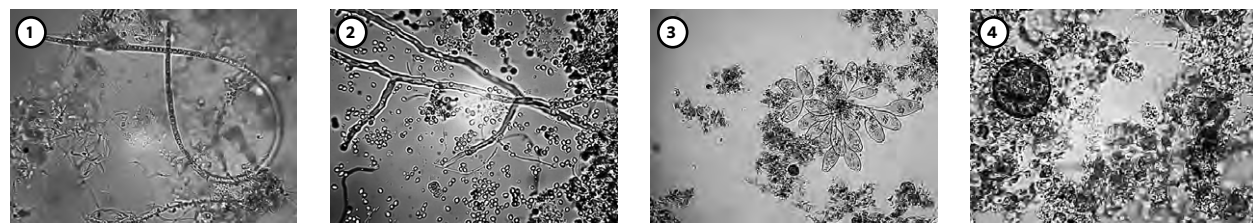


Рис. 1. Приклади біоестиматорів в активному мулі міських очисних споруд каналізації: 1 – біоестиматор №9 Сіркобактерії (*Beggiatoa alba*); 2 – біоестиматор №8 Гіфоміцети; 3 – біоестиматор №4 Прикріплені інфузорії; 4 – біоестиматор №6 Бентосні раковинні

Метою роботи є розроблення компонента комп'ютерної системи підтримки прийняття рішень для управління процесом очищення стічних вод з урахуванням оцінювання ефективності біологічного очищення методом біоестимачії. Для досягнення поставленої мети передбачено створення програмного модуля розпізнавання біоестиматорів в активному мулі та реалізацію функціоналу розрахунків, необхідних для керування процесом біологічного очищення.

Розробка базується на застосуванні моделі YOLOv8 для автоматизованої обробки мікроскопічних зображень та ідентифікації біоестиматорів [10]. З метою формування обґрунтованих рекомендацій щодо коригування технологічних режимів передбачено створення автоматизованого робочого місця технолога, яке забезпечує аналіз результатів біоестимачії, підтримку прийняття рішень та виконання необхідних інженерних розрахунків. Реалізація такого функціоналу дозволить підтримувати процес біологічного очищення стічних вод на нормативному рівні відповідно до експлуатаційних вимог.

СТВОРЕННЯ ВЛАСНОЇ МОДЕЛІ YOLOv8 ДЛЯ РОЗПИЗНАВАННЯ БІОЕСТИМАТОРІВ

Метод використання автоматичного аналізу зображень ґрунтується на застосуванні моделі YOLOv8 як основи програмного забезпечення для ідентифікації біоестиматорів у активному мулі.

Біологічний матеріал, використаний для дослідження, був взятий з однієї станції очищення стічних вод, яка є типовою для України. До складу очисних споруд входять системи механічних та біологічних очисних споруд, що очищують міські стічні води. Наведемо приклади вибіркового біоестиматорів (рис. 1).

Для розпізнавання біоестиматорів у зразках активного мулу використано модель YOLOv8, що поєднує високу швидкість обробки з високою точністю виявлення мікрооб'єктів [10]. Особливістю YOLOv8 є одноетапний підхід до виявлення, що значно пришвидшує аналіз зображень у порівнянні з багатокроковими методами. Завдяки anchor-free механізму, оптимізованому Python-паketу та можливості швидкого перенавчання, модель легко

адаптується до специфічних задач мікробіологічного аналізу [10].

Для розпізнавання біоестиматорів не виявилось стандартного набору моделей YOLOv8. Тому виникла потреба у створенні власної моделі у відповідності до специфіки мікроскопічних даних та класифікації біоестиматорів. Модель YOLOv8 була навчена для класифікації та локалізації двох типів біоестиматорів: біоестиматор №4 – Прикріплені інфузорії та біоестиматор №6 – Бентосні раковинні. Для цього було створено власну модель YOLOv8 за наступною послідовністю дій.

Спочатку обираємо зображення, на яких будемо навчати модель. Далі для кожного зображення за допомогою Image Class Selector [10] визначаємо марковані зразки, що будуть безпосередньо задіяні у навчанні для кожного класу.

На наступному етапі експортуємо марковані фрагменти у YOLOv8-сумісний формат для подальшого використання у навчанні. При чому кожен файл зображення має відповідний текстовий файл, згенерований Image Class Selector, що містить номер класу та уніфіковані координати маркованих фрагментів.

На рисунку 2 показані результати роботи навченої моделі YOLOv8 за наведеним алгоритмом, яка виконує детекцію двох біоестиматорів на мікроскопічних зображеннях активного мулу.

На кожному окремому фрагменті рисунку 2 модель виявила об'єкти двох типів: B4 (сині рамки) – один із біоестиматорів (ймовірно, інфузорії, як видно з морфології), B6 (блакитні рамки) – інший біоестиматор (зовнішньо – амебоподібні організми). Біля кожної рамки вказано клас та ймовірність (наприклад: B4 0.9 – модель впевнена на 90%, що це біоестиматор класу B4).

Для класу B4 (сині рамки) модель виявляє численні об'єкти на різних зображеннях. Ймовірності розпізнавання здебільшого високі – від 0.6 до 1.0, що свідчить про впевнене розпізнавання.

Для класу B6 (блакитні рамки) об'єктів менше, але ймовірність також висока: 0.5–1.0, з кількома прикладами повністю впевнених детекцій (1.0).

Модель здатна коректно локалізувати межі об'єктів – рамки досить точно охоплю-

ють тіла клітин. Модель демонструє здатність розпізнавати об'єкти навіть при накладанні, різному масштабі та освітленні, що особливо важливо для обробки біологічних зразків.

Високі значення ймовірності детекції (0.8–1.0) для більшості випадків, хоча це лабораторні умови, свідчать про стійке навчання моделі та формування інформативних ознак обох біоестиматорів.

Наявність декількох детекцій із нижчою впевненістю (0.3–0.5) може бути зумовлена поганим фокусуванням або частковим перекриттям об'єктів і не свідчить про хибні спрацювання.

Для моделі YOLOv8 з розпізнавання двох біоестиматорів отримали результати тренування та метрики точності/повноти. Ці результати свідчать, що модель YOLOv8 демонструє задовільний рівень точності для тестових умов і може бути застосована як інструмент первинної автоматичної ідентифікації біоестиматорів.

ОСОБЛИВОСТІ СТВОРЕНОГО ПРОГРАМНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ ОПЕРАТИВНОГО РЕГУЛЮВАННЯ ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ НА ОСНОВІ ВИЗНАЧЕНОГО БІОЕСТИМАТОРА

Розроблена програма дає можливість розрахунку технологічних параметрів очищення та допома-

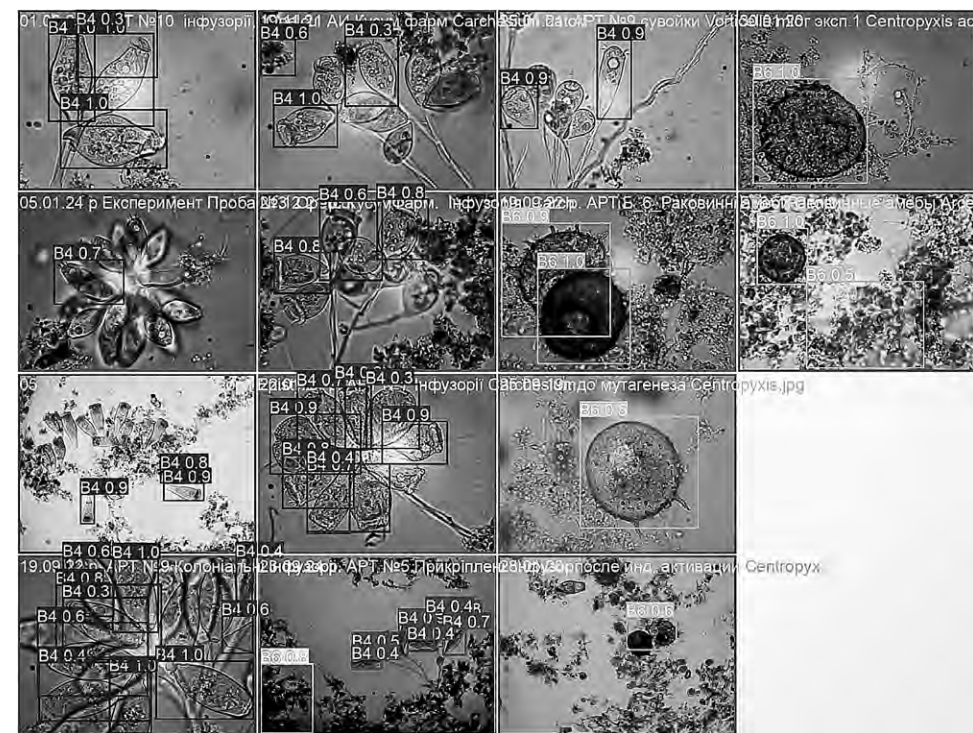


Рис. 2. Результати роботи з навчання моделі, що розробляється

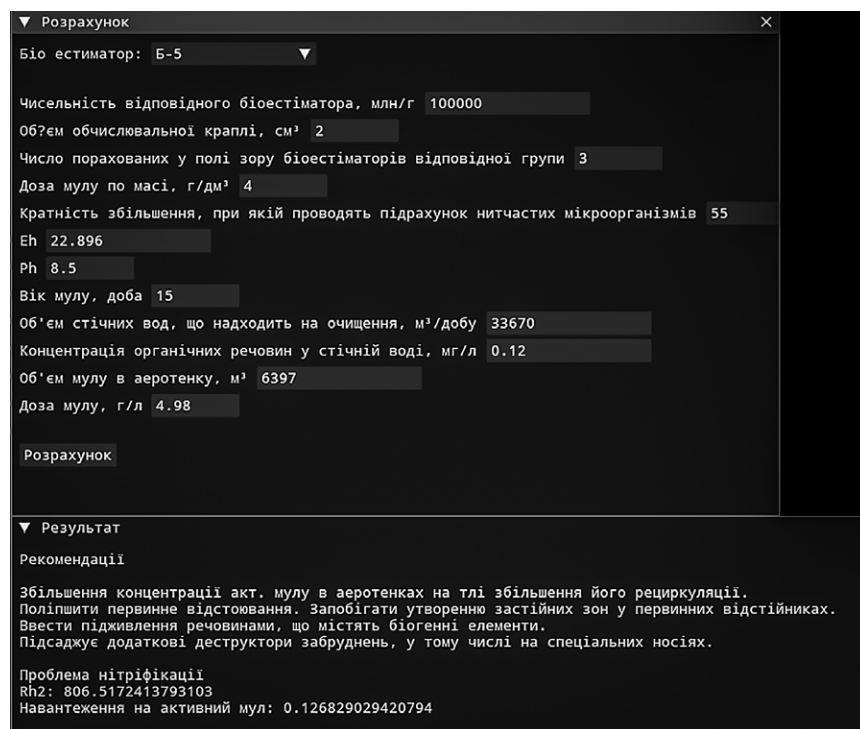


Рис. 3. Результат розрахунку параметрів для визначеного біоестиматора

гає технологю очисних споруд підтримувати процес біологічного очищення стічних вод на належному рівні відповідно до експлуатаційних вимог та забезпечувати оперативне реагування. Для реалізації програми обрано екосистему Python. Розроблена програма використовує бібліотеку Ultralytics, яка відповідає за роботу з YOLOv8. Для обраного біоестиматора відкривається окремо вікно з розрахунковими параметрами, які можна змінювати, і після натискання кнопки «Розрахунок» у нижній частині цього вікна буде виведено результат.

Наведемо приклад розрахунку для біоестиматора Б-5. Хламідобактерії та актиноміцети належать до нитчастих мікроорганізмів, які спричиняють спухання активного мулу. Їх порогове значення становить 15,0 (таблиця 1), і перевищення цього показника потребує коригувальних дій з метою запобігання подальшому спуханню. Відомо, що цей біоестиматор з'являється за умов перенавантаження системи легкодоступними органічними сполуками, зокрема при скидах від асенізаційного транспорту та м'ясопереробних підприємств.

Для розрахунку для біоестиматора та контролю суміжних технологічних параметрів у вікні є можливість введення основної інформації; після натискання кнопки «Розрахунок» у нижній частині вікна виводиться результат обробки даних (рис. 3), який також містить коментар, що вказує на можливість проблеми з нітрифікацією відповідно до тих параметрів, що були введені для розрахунку.

Також у результаті зазначено, що для стабілізації процесу біологічного очищення технологю необхідно підвищити концентрацію активного мулу в

аеротенках одночасно зі збільшенням рециркуляції. Додатково доцільним є поліпшення ефективності первинного відстоювання, недопущення утворення застійних зон у відстійниках та введення підживлення сполуками, що містять біогенні елементи. Можливим також є застосування підсадки додаткових деструкторів забруднень, зокрема на спеціальних носіях. Швидше за все, буде ухвалено рішення, щоб швидше прибрати зайву легкодоступну органіку. А це може порушити нітрифікацію, а також інші технологічні показники. Згідно з методикою контролю процесу біологічного очищення важливими параметрами, які підлягають суворому контролю, впливають на нітрифікацію і можуть бути розраховані в розробленій програмі, є: навантаження на мул, температура, вік мулу, концентрація кисню, рН, окисно-відновний потенціал, лужність.

З огляду на розроблену вище архітектуру системи, виникає обґрунтована потреба у створенні експертної системи підтримки прийняття рішень щодо керування технологічними параметрами процесів біологічного очищення стічних вод у перспективі.

Однак для розширення можливості інтелектуального керування процесом біологічного очищення стічних вод на очисних спорудах необхідно провести багатопланові дослідження кожної з характеристик біоестиматора, а саме:

- удосконалення груп факторів впливу на процесу біологічного очищення стічних вод, особливо щодо різних видів промислових стоків;
- розширення видового складу біоестиматорних груп біоценозів активного мулу;
- впровадити сучасні програмні методи розрахунку чисельності гідробіонтів для уточнення порогової чисельності біоестиматорів, а також впровадження таких методів на очисних спорудах;
- відновити рекомендації щодо відновлення процесів очищення стічних вод з урахуванням сучасних біотехнологій: біоремедіації, біоаугментації, біоревіталізації, біоактивації клітинними метаболітами.

Висновки

1. Для вітчизняного досвіду дуже важливе розроблення мережевого програмного комплексу, який забезпечить комплексну автоматизовану оцінку стану активного мулу на основі методів комп'ютерного зору, біоестимачії та аналізу технологічних параметрів.
2. Інтеграція системи в робочий процес технології буде сприяти підвищенню ефективності та надійності керування біологічним очищенням стічних вод.
3. Запропоноване рішення може функціонувати як модуль підтримки прийняття рішень, а в перспективі – бути інтегрованим у повністю автоматизовані системи керування типу SCADA.
4. Розроблена система усуває розрив між результатами інтелектуального аналізу мікроскопічних зображень та практичними задачами управління біологічними процесами.
5. Таким чином, поєднання YOLOv8 та програмного забезпечення APM технолога дозволить створити інтелектуальну систему, здатну підвищити інформативність моніторингу, зменшити суб'єктивність оцінювання стану активного мулу та підвищити ефективність оперативного прийняття рішень.

Використані джерела

1. Moldovan A., Nuca I. Automation of Wastewater Treatment Plant// 2019 International Conference on Electromechanical and Energy Systems (SIEMEN), 9–11 October 2019, Craiova, Romania. – IEEE, 2019. – DOI: 10.1109/SIEMEN.2019.8905867.
2. Zhu W., Wang Z., Zhang Z. Renovation of Automation System Based on Industrial Internet of Things: A Case Study of a Sewage Treatment Plant// Sensors. – 2020. – Vol.20, No.8. – P. 2175. – <https://doi.org/10.3390/s20082175>.
3. Haluza A., Shtepa V., Yushenko V. Development of control and forecasting system for the effective functioning of biological wastewater treatment plants in the city of Vitebsk based on neural networks// Herald of Polotsk State University. Series F: Civil Engineering. Applied Sciences. – 2023. – No.35(3). – P. 2–10. – DOI: 10.52928/2070-1683-2023-35-3-2-10.
4. Alekseevsky D.G., Chernysh Ye. Yu. & Shtepa V.N. (2021). Formalization of the Task of Creating a Mathematical Model of Combined Wastewater Treatment Processes. Journal of Engineering Sciences, 8(2), H1–H7. DOI: 10.21272/jes.2021.8(2).h1.
5. Chub I., Airapetian T., Karahiaur A., Zabara I. The use of biological activation of microorganisms of activated sludge to increase the efficiency of wastewater treatment// AIP Conference Proceedings. – 2023. – Vol. 2490, Issue 1. – Art. no. 060033. – DOI: 10.1063/5.0123327.

6. Dziadosz M., Majerek D., Łagód G. Microscopic Studies of Activated Sludge Supported by Automatic Image Analysis Based on Deep Learning Neural Networks// Journal of Ecological Engineering. – 2024. – Vol. 25, No.4. – P. 360–369. – DOI: 10.12911/22998993/185317.

7. Otacílio B. L. Neto, Michela Mulas, Francesco Corona. A model-based framework for controlling activated sludge plants. Chemical Engineering Journal, Vol. 488, 2024, Article 150750. DOI: 10.1016/j.cej.2024.150750.

8 Yang L., Honarvar Shakibaei Asli B. MSConv-YOLO: An Improved Small Target Detection Algorithm Based on YOLOv8// Journal of Imaging. – 2025. – Vol. 11, No.8. – Art. no. 285. – DOI: 10.3390/jimaging11080285.

9. Забара І.І. Саморегуляція активного мулу// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 15–16 вересня 2022 р.)/ УКРНДІЕП – Харків, 2022. – С. 167–174. – (УДК 579.68).

10. Чуб І.М., Тимчук С.О., Застосування нейромережевої моделі YOLOv8 для автоматизованої ідентифікації в системах біологічного очищення стічних вод// Електроенергетика, електромеханіка та технології в АПК: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (Харків, 5 листопада 2025 р.). – Харків: Держ. біотехнол. ун-т, 2025. – С. 327–328. – Електронні текстові дані. – Режим доступу: <http://btu.kharkov.ua/nauka/konferentsiyi/> (Україна).

11. Henze M., Armoes P., la Cour Jansen J., & Arvan E. (2006). Wastewater treatment: Biological and chemical processes (T.P. Mosolova, Trans.; S.V. Kalyuzhny, Ed.). Moscow: Mir. 480 p. ISBN 5-03-003771-3.

12. Singh N.D., Murugamani C., Kshirsagar P., Tirth V., Islam S., Qaiyum S., Suneela B., Duhayyim M.A., Waji Y.A. IOT based smart wastewater treatment model for industry 4.0 using artificial intelligence// Scientific Programming. – 2022. – Article ID 5134013. – DOI: 10.1155/2022/5134013.

13. Tarafdar A., Shahi N.Ch., Singh A., Sirohi R. Artificial neural network modeling of water activity: a low energy approach to freeze drying// Food and Bioprocess Technology. – 2018. – Vol. 11, No.1. – P. 164–171. – DOI: 10.1007/s11947-017-2002-4.

14. Wang Z., Dai H., Chen B., Cheng S., Sun Y., Zhao J., Guo Z., Cai X., Wang X., Li B., Geng H. Effluent quality prediction of the sewage treatment based on a hybrid neural network model: Comparison and application// Journal of Environmental Management. – 2024. – Vol. 351. – Art. no. 119900. – DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119900.

15. Yang L., Honarvar Shakibaei Asli B. MSConv-YOLO: An Improved Small Target Detection Algorithm Based on YOLOv8// Journal of Imaging. – 2025. – Vol. 11, No.8. – Art. no. 285. – DOI: 10.3390/jimaging11080285.



ПРО КАЛАМУТНІСТЬ ТА МЕТОДИ ЇЇ ВИМІРЮВАННЯ.

Частина 3

Анатолій Поліщук, канд. хім. наук

Раб знищує те, що не може зрозуміти, людина творча – вільно інтегрує. Вона збирає найкраще, що є в інших, допрацьовує та філігранно вплітає у свою культуру.

Від великих

Продовжується обговорення плану імплементації Директиви ЄС 2020/2184 Європейського парламенту та Ради від 16 грудня 2020 р. про якість води, призначеної для споживання людиною, в Україні. Як серед українських спеціалістів та чиновників, так і з залученням представників дотичних європейських та міжнародних організацій: ЮНІСЕФ, ЮНІДО, ВООЗ, ЄС, структур держав-членів ЄС.

Є різні твердження, але переважно нам пропонуються, на думку автора, такі принципи та підходи впровадження нормативно-правової бази ЄС:

1. Принцип Наполеона – вважемо в бій, а там буде видно, тобто спочатку приймаємо директиву в якості стандарту України, а вже потім будемо думати, як його впроваджувати в практику.
2. Принцип цигана – за гроші кожен зможе, а ти постарайся без них. У нас навіть джерела фінансування докладно не визначені (в державних цільових програмах розвитку, модернізації систем водопостачання більшість видатків йдуть під назвою «інші джерела»), не кажучи про інші види допомоги, окреме питання – ефективність використання кредитів та інвестицій.
3. Принцип Остапа Бендера – за границя нам допоможе, тобто всі проблеми та витрати в зв'язку з імплементацією планується вирішувати за рахунок міжнародної допомоги, бо наші власні можливості та спроможності дуже обмежені, практично ніякі.

Використання першого принципу можливо допустити лише в тому випадку, коли проблеми, зміни в системі є доволі незначними у порівнянні зі структурою та можливостями самої системи. Загальні знання про стан систем водопостачання та водовідведення в Україні не дають змоги так стверджувати. Та й в будь-якому випадку можлива поява ризиків, про які в такому підході ніхто й не думав, що призведе до фіаско. Тут автору згадується один із основних принципів в хімії – перш ніж щось «хімічити», потрібно добре розуміти, що і як ти збираєшся робити та які небезпеки чатують на цьому шляху, бо всілякі ризики тут чималі. А складність систем та проблем водопостачання та водовідведення України не йде в жодні порівняння зі звичайною хімією.

Ще більш цікавим є наступне. Всі ми маємо доволі непогані приклади в плані того, а як створювалися та змінювалися Директиви ЄС на питну та стічну води. В грудні 2020 року була прийнята нова Директива ЄС 2020/2184 з питної води та в грудні 2024 року – нова Директива ЄС 2024/3019 по міським стічним водам. Але як це було зроблено? Цьому передувало багатолітня (8–10 років) праця щодо: всебічного дослідницького моніторингу вод джерел водопостачання, питних та стічних вод; оцінювання стану і можливостей водоканалів та споживачів; виявлення нових ризиків та багато іншого. Це все аналізувалось, зокрема доцільність і перш за все необхідність у фінансуванні таких переходів на нові стандарти. Тобто попередньо була проведена велика робота з урахування та аналізу всіх наявних умов, ризиків, нових вимог та їх порівняння з власними можливостями.

Це все можна прочитати у відповідних звітах, які були опубліковані ЄС. Автор на їх основі опублікував на сторінках цього видання також декілька статей на вказані теми. Цікаво тут те, що ми, по суті, маємо хороші приклади використання ризик-орієнтованих підходів під час зміни стандартів. Про ризик-орієнтоване мислення ми постійно чуємо від європейських експертів, наприклад, в контексті впровадження планів безпеки водопостачання. Дійсно, підходи оцінки ризиків при плануванні та управлінні будь-якими системами є сьогодні найкращими.

Та дилема, з точки зору автора, тут полягає саме в тому, що європейці у себе використовують ризик-орієнтовані підходи, а нам під час імплементації стандартів ЄС на території України пропонують зовсім інше, навіть протилежне – принцип Наполеона. Принаймні про це говорить більшість представників вище названих західних структур. Хоча там є й інші думки. Всіх західних представників можна поділити на дві групи. Політики та бюрократи, які хочуть швидкого впровадження без попередніх умов, моніторингу, аудиту, аналізу та плану практичних дій, та технічні спеціалісти і фінансові структури, які більше розуміють всю складність таких перетворень. Загалом тут політика та бажання сильно випереджають економіку та можливість.

Думки в Україні розділились аналогічно. Політики, чиновники і всі ті, хто у нас реально ні за що не відповідає, згодні і хочуть впровадження стандартів ЄС просто так, без всякого аналізу. Всі проблеми й ризики при цьому вони скидають на виконавців, тобто водоканали та місцеві громади. Вони вважають, що достатньо просто прийняти нові

стандарти, а все інше – «наказу холопам – зроблять». Тут також дилема, бо наші управлінці чомусь погано розуміють принципи та механізми систем управління, так воно не працює. Оскільки це одна із головних проблем України, то автор опублікував на цю тему достатньо статей. Технічні спеціалісти та співробітники водоканалів набагато краще розуміють ситуацію. Тому зацікавлені в попередньому всебічному моніторингу стану вод в Україні (джерел водопостачання, питних та стічних), аудиті технічного, технологічного, енергетичного, фінансового та інших станів систем водопостачання та водовідведення, загальному аналізі ситуації.

Це дасть певне розуміння того, а що необхідно буде кожному водоканалу, громаді і в цілому державі для імплементації директив, які види допомоги. Сьогодні є попередні загальні оцінки фінансових потреб водоканалів України. Вони коливаються від 20 до 40–60 млрд євро. RDNA5 (грудень 2025 року) оцінює потреби у відновленні на рівні 17,5 млрд доларів на період 2026–2035 років. При цьому лише дорожня карта ЮНІСЕФ по Харківському міському водоканалу окремо визначила необхідність у 4,6 млрд євро для одного підприємства задля досягнення відповідності ЄС та фінансової стійкості – що свідчить про значні проблеми та вимоги до модернізації по всьому сектору в усіх українських підприємствах. Така велика розбіжність також свідчить про недостатню, поверхневу оцінку проблеми. І це лише на відновлення систем водопостачання та водовідведення, а не на виконання вимог нових Директив ЄС по воді. Цікаво, що Янукович та Азаров у 2013 році просили загалом менші суми, та чомусь не дали. І звідки впевненість, що сьогодні дадуть більше? Знову ж таки, система так не працює, просто так ніхто нікому нічого не дає. Як ми знаємо, без попереднього розроблення проекту та його належного аналізу, ні гроші реально не дасть. А коли цього немає, навіть і не хочуть робити, то з'являється сумнів у намірах та чесності дотичних гравців.

Тому загалом, на думку автора, для розробки плану впровадження Директив ЄС на території України необхідно провести всі види моніторингу та аудиту систем водопостачання та водовідведення, належний аналіз отриманих даних та зіставити все це зі своїми можливостями та спроможностями. Принаймні це дасть можливість зрозуміти, що такі політичні рішення реально зможемо втілити в практику лише через багато років, і точно не через 5–10, як бачать політики та чиновники. Тому давайте краще діяти за принципом Архімеда – дайте мені точку опори, і я переверну Землю. Дайте громадам, системам водопостачання та водовідведення відповідні знання, необхідні ресурси, інструменти та механізми, інші види допомоги, і якість води буде краща ніж в Європі. Навіть не саме все це, а саму можливість його надбання та досягнення. Загалом нам необхідно створювати нові моделі водокористування та водопостачання, які б відповідали новим умовам життя та діяльності українців.

У зв'язку з давнім та постійним недофінансуванням галузі водопостачання та водовідведення в Україні, наслідками воєнних дій сьогодні практично неможливо всюди та постійно підтримувати належну якість цих послуг, навіть на рівні діючих стандартів. Тому обговорюється питання законодавчого впровадження надання відступів. Тут є питання параметрів якості, за якими можливі відступи, та строки і частота самих відступів. Все переписується зі стандарту ЄС.

Швидше готові надавати відступи за індикаторними параметрами, які більше впливають на органолептичне сприйняття питної води споживачем, ніж на його здоров'я. Більшість таких проблем виникають у питних водах із підземних вододжерел, хоча свої проблеми присутні у питних водах із поверхневих джерел. І часто не за індикаторними параметрами, а за іншими, наприклад токсикологічними, величинами хлороподібних після хлорування. Навіть утримувати мікробіологічну безпечність питної води стає важко після постійних періодичних вимкнень подачі електроенергії. Це просто технічно не можливо.

Згідно з Директивою ЄС відступи даються максимум на три роки, два рази. Лише з наданням відповідного плану вирішення проблем, покращення систем. Наявні стан та ризики систем водопостачання, політична та економічна ситуація в країні свідчать про малоімовірність, що нам вистачить шість років на виправлення ситуації.

І питання відступів від стандарту – це ж разово і у виняткових випадках, такий сенс цього підходу. А от коли за дозволами на відступи прийдуть усі, кожен зі своїми мотивами, тоді це означатиме, що сам стандарт зайвий, його вимоги завищені, планку треба знижувати. У цьому сенс стандартизації, відштовхуючись від реалій сприйняти поліпшенням, але поетапно, дрібними кроками, у межах можливого. А що робити, коли з об'єктивних та суб'єктивних причин відбулось загальне погіршення? І швидке виправлення ситуації (відновлення систем) неможливе? Саме для визнання реалій треба просто по всій території України тимчасово прийняти військовий ДСанПіН чи навіть простіший стандарт. Але ніхто не хоче казати правду та брати на себе відповідальність.

Загалом в таких умовах та при таких підходах ставиться під сумнів сама можливість швидкого відновлення та покращення систем водопостачання та водовідведення в Україні.

ДЕТЕКТОРИ

Після того, як світло з необхідними характеристиками взаємодіє зі зразком, результат повинен бути зафіксований за допомогою детектора. У сучасних нефелометрах застосовується чотири типи детекторів: фотоелектронний помножувач (ФЕП), вакуумний фотодіод, кремнієвий фотодіод та фоторезистор) на основі сульфїду кадмію.

Чутливість детекторів відрізняється у різних діапазонах довжин хвиль. Фотоелектронні помножувачі, що застосовуються в нефелометрах, мають пік спектральної чутливості у синій області спектру та ближньому ультрафіолеті. Щоб забезпечити хорошу стабільність, їм потрібне стабілізоване джерело високої напруги. Вакуумний фотодіод має схожу спектральну характеристику, але більш стабільний за фотоелектронний помножувач (рис. 11).

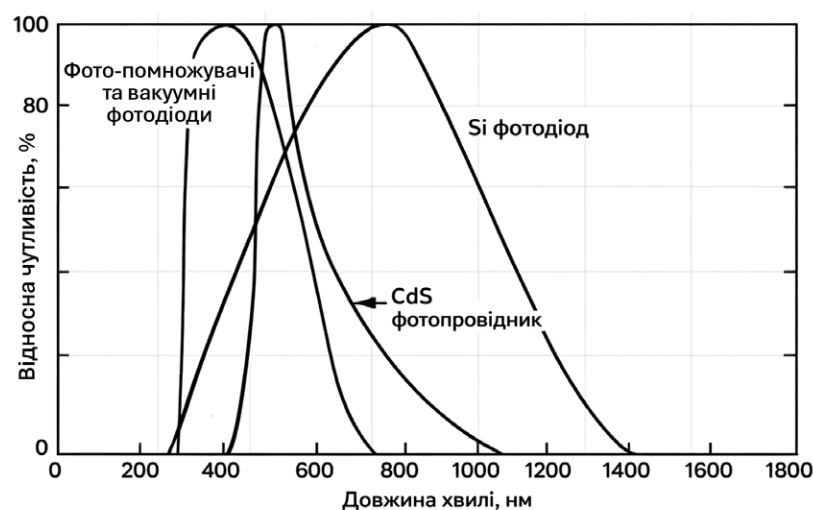
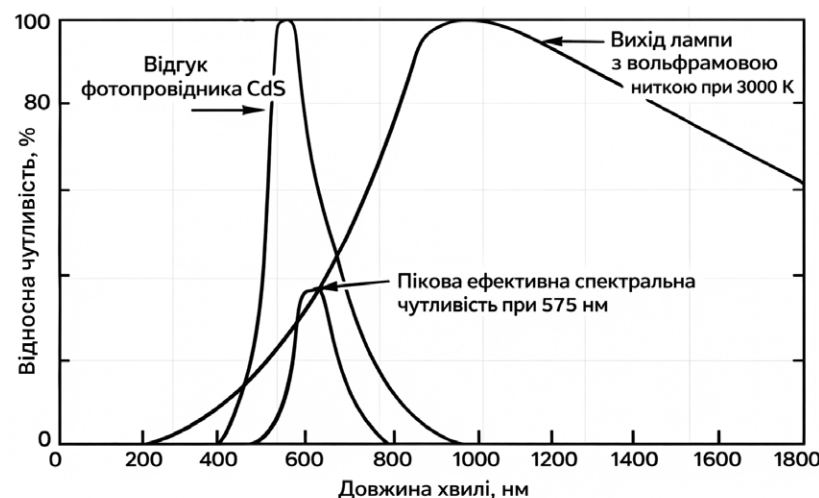
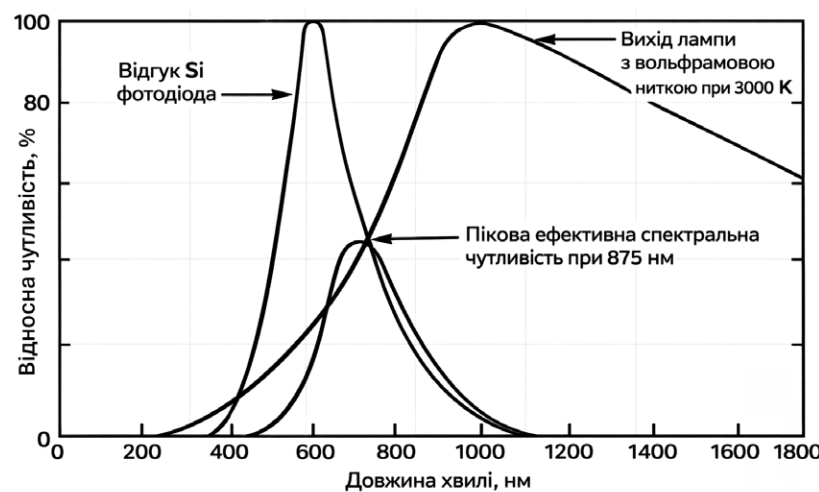


Рис. 11. Типові спектральні показники чутливості фотодетекторів

Рис. 12. Ефективний спектральний розподіл для лампи розжарювання $T=3000^{\circ}\text{K}$ та детектора CdSРис. 13. Ефективний спектральний розподіл для лампи розжарювання $T=3000^{\circ}\text{K}$ та детектора на кремнієвому фотодіоді

Однак, на їх характеристики значно впливають навколишні умови, особливо вологість. Кремнієві фотодіоди мають пік у червоній та інфрачервоній частині спектру. Фоторезистор на основі сульфід кадмію має пік чутливості у проміжку між ФЕП та кремнієвим фотодіодом.

Спектральна характеристика джерела світла і спектральна характеристика детектора та їх поєднання – ключові елементи характеристик нефелометра. Загалом для будь-якого детектора: чим коротша довжина хвилі падаючого світла – тим чутливіший прилад до частинок меншого розміру. І навпаки: чим більша довжина хвилі джерела світла – тим більша чутливість до відносно великих частинок. Детектори приладів поводяться подібним чином. Оскільки ФЕП та вакуумний фотодіод чутливі в короткохвильовій (синій та УФ) області спектру, то в нефелометрах із поліхроматичним джерелом світла такі детектори забезпечують чутливість до дрібних частинок. Чутливість кремнієвого фотодіода вища в довгохвильовій області спектру і прилад із цим детектором більш чутливий до великих частинок. У реальному інструменті комбінація джерело/детектор визначає ефективну спектральну характеристику приладу та відгук приладу на зразок.

На рис. 12 показана спектральна характеристика приладу з лампою розжарювання та фотоелементом на сульфід кадмію. Пік спектральної чутливості приладу знаходиться близько 575 нм. На рис. 13 показана спектральна характеристика приладу з тим самим джерелом світла і кремнієвим фотодіодом, його чутливість максимальна в області 875 нм. Оскільки спектральні характеристики приладів відрізняються, прилад, представлений на рис. 12, чутливіший до дрібних частинок порівняно з приладом, представленим на рис. 13. Також ці діаграми ілюструють, що максимальна ефективність системи досягається у випадку, коли джерело світла та детектор правильно підібрані, та їх спектральні характеристики перекриваються якнайсильніше.

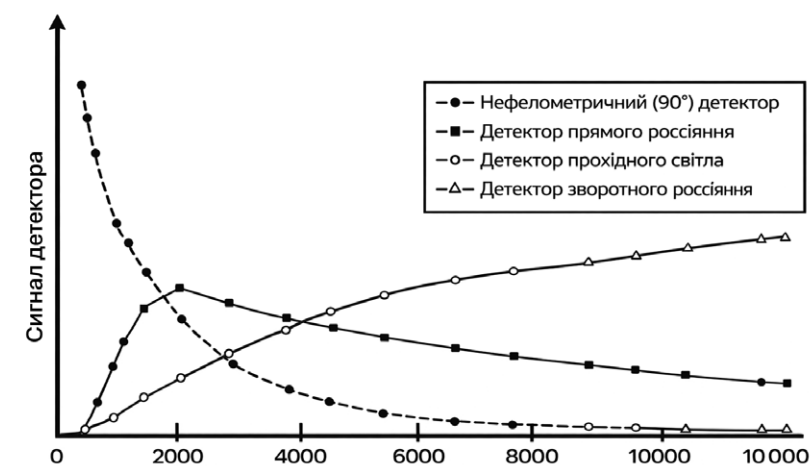


Рис. 14. Залежність між розсіянням світла та каламутністю

Кремнієві фотодіоди детектують зміну кількості світла, що проходить через зразок і розсіяного зразком. Великий детектор світла, що проходить, визначає кількість світла, що проходить крізь зразок. Фільтр із оптично нейтральною щільністю послаблює світло, що падає на детектор. Фільтр та детектор повернені на кут 45° до падаючого світла, щоб відбиття від поверхні фільтра та детектора не потрапляли в комірку. Детектор прямого розсіювання визначає інтенсивність розсіяного світла, що виходить під кутом 30° від напрямку падаючого променя.

Детектор, розташований під кутом 90° до напрямку проходження променя, визначає розсіювання світла по нормалі до падаючого. Даний детектор встановлений поза площиною, яку утворюють падаючий промінь та детектори. Установка

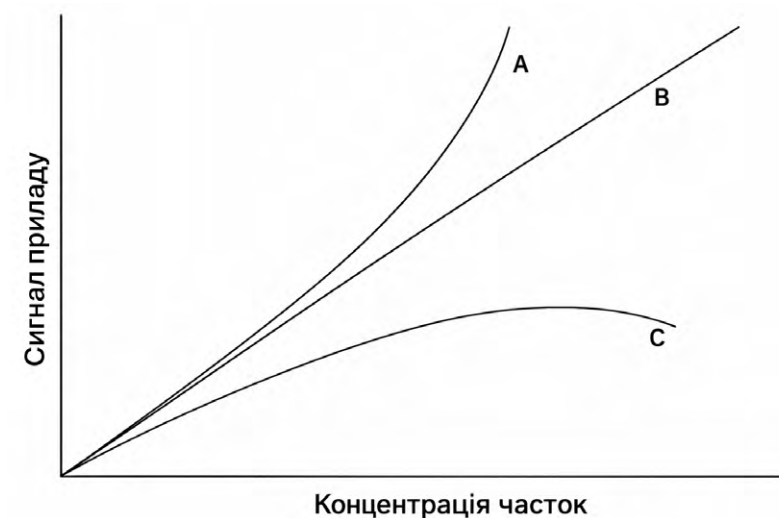


Рис. 15. Залежність сигналу приладу від концентрації частинок за різної оптичної геометрії

під кутом і додатковий екран затримують світло, що розсіюється на стінках комірки, але дозволяють проходити світлу, розсіяному зразком. Сигнали детекторів математично обробляються і зі співвідношення виводиться величина каламутності. У приладі Nash 2100AN встановлений четвертий детектор зворотного розсіювання, який визначає інтенсивність світла, розсіяного під кутом 138° до номінального напрямку.

Цей детектор відчуває світло, яке розсіюється дуже каламутними зразками, коли інші детектори вже не дають лінійного сигналу. Застосування цього детектора розширює діапазон вимірювань до 10000 NTU. На рис. 14 показано співвідношення між розсіюванням світла і каламутністю, що ви-

значається різними детекторами в турбідиметрах Nash.

При високих рівнях каламутності загальна характеристика однопроменевих нефелометрів стає нелінійною і прилад «сліпне», оскільки загасання світла переважає розсіювання. Такий ситуації відповідає крива С на рис. 15. Можна припустити, що використання простого співвідношення розсіяного і світла, що проходить, розширить область лінійної залежності, оскільки світло проходить більш-менш однаково відстань усередині зразка і має загасати однаково, як у випадку з пофарбованим зразком. Однак, при високому значенні каламутності, світло знає множинного розсіювання. Множинне розсіювання скорочує відстань, що проходить світло, яке вловлює нефелометричний датчик, і збільшує дистанцію всередині зразка для світла, що проходить наскрізь. В результаті світло, що проходить наскрізь, виявляється більш ослабленим, ніж розсіяне в стороні. Внаслідок цього прилад завищує показання (лінія А на рис. 15).

У турбідиметрах Nash 2100N, 2100AN та 2100AN IS для лінеаризації показань при високій каламутності застосований детектор прямого розсіювання. Значення сигналу цього детектора стоїть у знаменнику відношення. При малих значеннях каламутності його сигнал малий і не впливає на результат. При високих значеннях каламутності сигнал детектора прямого розсіювання зростає і компенсує згасання світла, що проходить, в результаті показан-



ня приладу відповідають прямій лінії В на рис. 15. При правильному виборі кута установки детектора прямого розсіювання і величини виправлення показання приладу будуть лінійні в широкому діапазоні, що і потрібно для виведення показань відразу в одиницях NTU.

ОПТИЧНА ГЕОМЕТРИЯ НЕФЕЛОМЕТРІВ

Третій компонент, що впливає на якість показань нефелометрів, – це оптична геометрія, яка включає параметри конструкції приладу такі, як наприклад, кут детектування розсіяного світла. Як пояснювалося у розділі, присвяченому теорії розсіювання, відмінності у будові частинок викликає різну кутову інтенсивність розсіювання. Майже всі нефелометри, що використовуються в аналізі води та стоків, мають кут аналізу, що дорівнює 90°. Крім того, такий кут забезпечує меншу чутливість до зміни розміру частинок, прямий кут дає просту оптичну систему з малою кількістю стороннього світла.

Конструктивним параметром, визначальним, як чутливість, так і лінійність приладу, є довжина оптичного шляху. Зі зростанням оптичного шляху зростає чутливість, але на шкоду лінійності показань через множинне розсіювання та поглинання. І навпаки, зі зменшенням довжини оптичного шляху зростає лінійність, але падає чутливість приладу в області низьких концентрацій (проблему можна вирішити, застосувавши змінну довжину оптичного шляху). Короткий оптичний шлях також підвищує вплив стороннього світла. USEPA та ISO вимагають, щоб довжина оптичного шляху не перевищувала 10 см (від нитки розжарювання до детектора).

Вироблені, наприклад, фірмою Nash турбідиметри ratio™ для досягнення максимальної стабільності використовують комбінацію оптичних пристроїв: детектор, розташований під кутом 90°, комбінацію детекторів світла, прямого і зворотного розсіювання і дзеркала, що відображають тільки ІЧ випромінювання (рис. 16).

Таким чином, усе сказане вище можна узагальнити наступною схемою (рис. 17).

Сьогодні чинний ISO 7027–1:2016 висуває такі вимоги до нефелометрів:

- спектральна ширина смуги [повна ширина на піввисоті (FWHM)] падаючого випромінювання повинна знаходитися в діапазоні від 830 нм до 890 нм;
- не повинно бути відхилення від паралельності падаючого випромінювання, а будь-яке сходження не повинно перевищувати 1,5°;
- кут вимірювання θ між оптичною віссю падаючого випромінювання та віссю розсіяного випромінювання повинен становити $90 \pm 2,5^\circ$;
- апертурний кут Ω_0 повинен становити від 20° до 30° у пробі води.

ВІДБІР ПРОБ

Із ISO 7027–1:2016. Підтримуйте всі контейнери, що торкаються зразка, в ідеально чистому стані. Промити розчином соляної кислоти чи поверхнево-активної речовини.

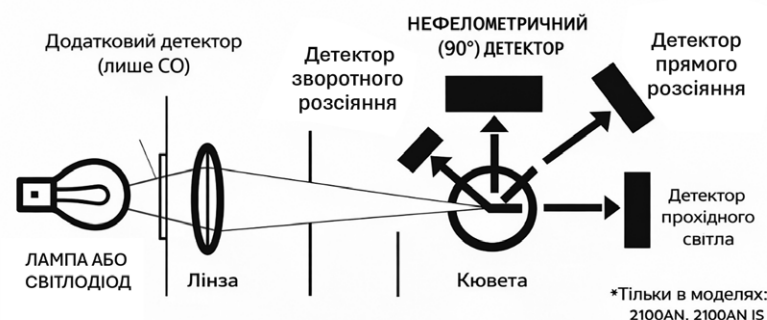


Рис. 16. Оптична схема турбідиметрів Nash, що працюють на співвідношенні сигналів

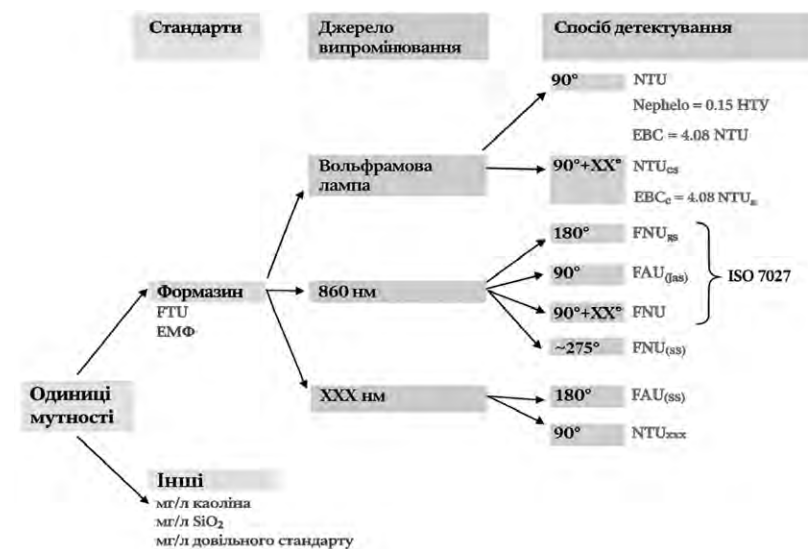


Рис. 17. Способи визначення каламутності

Зберіть зразки у скляні або пластикові пляшки та проведіть визначення якнайшвидше після відбору. Якщо зберігання неunikне, зберігайте зразки у прохолодному темному приміщенні, але не більше 24 годин. Якщо зразки зберігалися в прохолодних умовах, перед вимірюванням дайте нагрітися до кімнатної температури. Запобігайте контакту між зразком та повітрям та уникайте непотрібних змін температури зразка.

Процес транспортування зразків до лабораторії може призвести до помилок. Ці похибки виникають через TDS (Total Dissolved Solids) та TSS (Total Suspended Solid). Під час транспортування ці тверді речовини можуть агрегуватися та сприяти росту водоростей або бактерій у зразку, що збільшує каламутність. Ось чому часто використовуються датчики чи портативні каламутноміри, оскільки зразки не потрібно транспортувати в інше місце для отримання результату.

УСУНЕННЯ ЗАВАЖАЮЧИХ ЧИННИКІВ ЩОДО КАЛАМУТНОСТІ

На вимірювання каламутності може впливати присутність розчинених світлопоглинаючих речовин (речовин, що надають колірність). Однак такі ефекти можна звести до мінімуму, виконуючи вимірювання на довжинах хвиль понад 800 нм. Лише сажа та синій колір, які зустрічаються в деяких забруднених водах, незначно впливають на вимірювання каламутності у цій галузі спектру. Бульбашки повітря також можуть заважати вимірюванням, але такі перешкоди можна звести до мінімуму шляхом обережного поводження зі зразками.

Основне завдання нефелометрії – визначення гранично низьких значень каламутності. Зазвичай це визначення каламутності менше 1 NTU у пробах чистої води. У таких пробах домішки не видно неозброєним оком. Такою є, наприклад, питна вода або вода, що використовується при виробництві напівпровідників або на електростанціях.

При визначенні низьких значень каламутності є два джерела помилок: стороннє світло і забруднення проби частинками. Забруднення сторонніми частинками вносить велику похибку у виміри. Заходи, які допомагають зменшити помилку від забруднень такі:

- Вимірювальні комірки повинні бути ретельно очищені.
- Осередки повинні бути позначені.
- Бульбашки повітря повинні бути видалені.
- Осередки повинні зберігатися відполірованими.
- Необхідно використовувати, по можливості, лише один осередок.

Наступні дії мінімізують забруднення зразків та помилки користувача:

- Очищення кювет для зразків – очистіть їх милом та деіонізованою водою, потім промийте кислотою (1:1 HCl), потім ультрафільтрованою деіонізованою водою (15x), після чого негайно закрийте кювети для зразків, щоб уникнути забруднення повітрям.
- Індексація кювет для зразків – після очищення та протирання силіконовою олією обертайте кювети для зразків, заповнені ультрафільтрованою деіонізованою водою, та знайдіть найнижче значення NTU, потім позначте.
- Видаліть захоплене повітря – завжди позитивна інтерференція, дайте зразку постояти кілька хвилин або застосуйте вакуум, не забруднюючи зразок.
- Полірування кювет для зразків – використовуйте 1–2 краплі силіконової олії з промасленою серветкою.
- Використовуйте одну кювету для зразків – після індексації одну кювету для усунення різниці в оптичних якостях кювет для зразків можна використовувати.

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ НА ВИМІРЮВАННЯ КАЛАМУТНОСТІ

Висока каламутність може впливати на температуру (спричиняючи її підвищення), коли зважені частинки у воді поглинають тепло сонячного світла. Тому, якщо ви використовуєте занурювальний датчик каламутності зі світлодіодним джерелом світла, вам необхідно компенсувати температуру зразка. Це пояснюється тим, що зміни температури можуть впливати на електричну потужність датчика каламутності.

Якщо температура досліджуваного зразка коливається, це може змінити показники каламутності, навіть якщо рівень каламутності не зміниться. Зі збільшенням температури зразка вихідна потужність зменшується, і тому менше світла потраплятиме на фотодетектор, що призведе до нижчого показника каламутності та помилкового результату.

Температура води в більшості випадків суттєво не коливається, проте важливо враховувати будь-які незначні зміни температури зразка. Це особливо важливо при використанні датчиків каламутності зі світлодіодними джерелами світла, оскільки вони можуть нагріватися під час використання.

ДАТЧИКИ КАЛАМУТНОСТІ

Сьогодні для контролю каламутності середовища (води) з метою суттєвого поліпшення керованості системою у світі дедалі більше переходять і використовують підходи онлайн виміру каламутності.



Датчики каламутності – це пристрої, призначені для вимірювання кількості світла, що розсіюється або поглинається частинками рідини. Коли світло прямує на рідину, ступінь розсіювання та поглинання дає уявлення про рівень каламутності. Датчики каламутності використовують нефелометричні або турбідиметричні принципи для кількісного визначення каламутності води. Нефелометричні датчики вимірюють кількість світла, розсіяного під кутом, а турбідиметричні датчики вимірюють кількість світла, поглиненого на певній довжині хвилі.

В обох типах датчиків джерело світла випромінює промінь світла в пробу води, а детектор вимірює розсіяне або поглинене світло. Вихідний сигнал детектора потім перетворюється на результат вимірювання каламутності. Значення каламутності зазвичай відображається у нефелометричних одиницях каламутності (NTU) або формазинових нефелометричних одиницях (FNU), що забезпечує кількісну оцінку каламутності води.

Датчики каламутності можуть відрізнятися за складністю: від найпростіших портативних пристроїв до складних автоматизованих систем моніторингу, вбудованих у системи SCADA. Вибір датчика залежить від конкретного застосування та необхідного рівня точності та автоматизації (рис. 18).

Типовий датчик каламутності складається з кількох ключових компонентів, які працюють разом

для вимірювання каламутності води. Ці компоненти включають джерело світла, детектор, камеру для зразків та електронну схему для обробки та виведення даних. Джерело світла, часто світлодіод, випромінює промінь світла у пробу води усередині камери для проб. Детектор, розташований під певним кутом до джерела світла, вимірює розсіяне та/або поглинене світло.

Камера для проб є важливою частиною датчика, оскільки вона забезпечує контрольоване середовище для взаємодії світла та завислих частинок у воді. Конструкція камери для проб може змінюватися в залежності від передбачуваного застосування датчика, при цьому деякі датчики включають проточні осередки для безперервного моніторингу потоків води.

Електронна схема датчика каламутності обробляє сигнал детектора і перетворює його на дані вимірювання каламутності. Ця схема може також включати алгоритми калібрування та компенсації для врахування змін умов навколишнього середовища, таких як температура та фонове освітлення.

У більш досконалих датчики каламутності можуть бути включені додаткові компоненти, такі як система очищення або механізм автоматичного очищення, щоб гарантувати, що в камері для проб не буде ніяких відкладень або забруднень, які можуть вплинути на точність вимірювань.

Датчики каламутності працюють на основі принципів розсіювання та поглинання світла

частинками у воді. Коли світловий промінь, що випромінюється джерелом світла датчика, потрапляє в пробу води, він взаємодіє зі зваженими частинками та домішками. Ці частинки розсіюють і поглинають світло, а детектор вловлює отримане розсіяне або поглинене світло.

Величина розсіювання та поглинання світла прямо пропорційна концентрації частинок у воді, що, у свою чергу, визначає рівень каламутності. Електронна схема датчика каламутності обробляє виявлений світловий сигнал і перетворює його на показання каламутності, що зазвичай відображаються в NTU або FNU.

Принцип роботи датчика каламутності ґрунтується на розумінні того, що наявність зважених частинок у воді впливає на пропускання світла через рідину. Кількісно оцінюючи цей ефект, датчики каламутності надають цінну інформацію про прозорість та чистоту води.

Датчики каламутності знаходять застосування в різних галузях та областях, де важливим є контроль якості води. В екологічному моніторингу та очищенні води датчики каламутності використовуються для оцінки ефективності процесів фільтрації та очищення, забезпечуючи відповідність води нормативним стандартам прозорості та чистоти.

На очисних спорудах датчики каламутності грають вирішальну роль моніторингу якості стічних вод, виявляючи будь-які зважені речовини або каламутність, які можуть вказувати на неадекватне очищення. Підтримуючи належний рівень каламутності, ці датчики сприяють захисту природних водойм та екосистем.

Датчики каламутності також використовуються у харчовій промисловості та виробництві напоїв для контролю прозорості технологічної води, гарантуючи, що вода, яка використовується у виробництві, відповідає необхідним стандартам чистоти. У сільськогосподарському секторі датчики каламутності використовуються для оцінки якості зрошувальної води та джерел поверхневих вод, захищаючи як сільськогосподарську культуру, так і худобу від потенційного забруднення.

Крім того, датчики каламутності знаходять застосування у наукових дослідженнях, де прозорість та склад води є вирішальними факторами для розуміння водних екосистем та екологічного балансу.

Датчики каламутності мають ряд переваг, включаючи моніторинг у реальному часі, високу чутливість до невеликих змін каламутності та здатність виявляти тверді частинки у низьких концентраціях. Їхня неінвазивність і простота використання роблять їх ідеальними для безперервного моніторингу якості води в різних умовах.

Використання датчика каламутності має багато переваг:

- Існує доволі багато різних датчиків каламутності, щоб задовольнити ваші потреби.
- Вони дуже точні.
- Вони прості у використанні.
- Їх можна використовувати в найрізноманітніших середовищах, наприклад, їх можна помістити в трубу або ж носити із собою, занурюючи зонд у зразок.
- Ви можете отримати вимірювання каламутності в різних метриках (NTU, FTU тощо).
- Процес транспортування зразків до лабораторії може призвести до помилок. Ці помилки виникають через TDS (Total Dissolved Solids) та TSS (Total Suspended Solid). Під час транспортування ці тверді речовини можуть агрегуватися та сприяти росту водоростей або бактерій у зразку, що збільшує каламутність. Ось чому часто використовуються датчики чи портативні каламутноміри, оскільки зразки не потрібно транспортувати в інше місце для отримання результату.

Однак датчики каламутності також мають обмеження, які слід враховувати. Вони можуть бути чутливими до впливу інших речовин у воді, таких як колір, розчинені органічні речовини або бульбашки повітря. Крім того, калібрування та технічне обслуговування датчиків необхідні для забезпечення точних та надійних вимірювань, особливо в середовищах із високим вмістом твердих частинок.

Таким чином, датчики каламутності є цінними інструментами для оцінки прозорості та чистоти води у різних додатках, від моніторингу навколишнього середовища до промислових процесів. Розуміючи принципи розсіювання та поглинання світла, а також компоненти та роботу датчиків каламутності, можна оцінити їх значення у забезпеченні безпеки та якості водних ресурсів.

На закінчення, датчики каламутності працюють, використовуючи принципи розсіювання та поглинання світла для вимірювання каламутності води. Датчики складаються із ключових компонентів, таких як джерело світла, детектор, камера для проб та електронні схеми. Їх застосування охоплює моніторинг довкілля, очищення води, промислові процеси та наукові дослідження. Пропонуючи такі переваги, як моніторинг у реальному часі та високу чутливість, датчики каламутності також накладають певні обмеження, пов'язані з перешкодами та обслуговуванням. Проте, їх роль у забезпеченні якості та чистоти води є дедалі більшою в різних областях.

Далі буде.

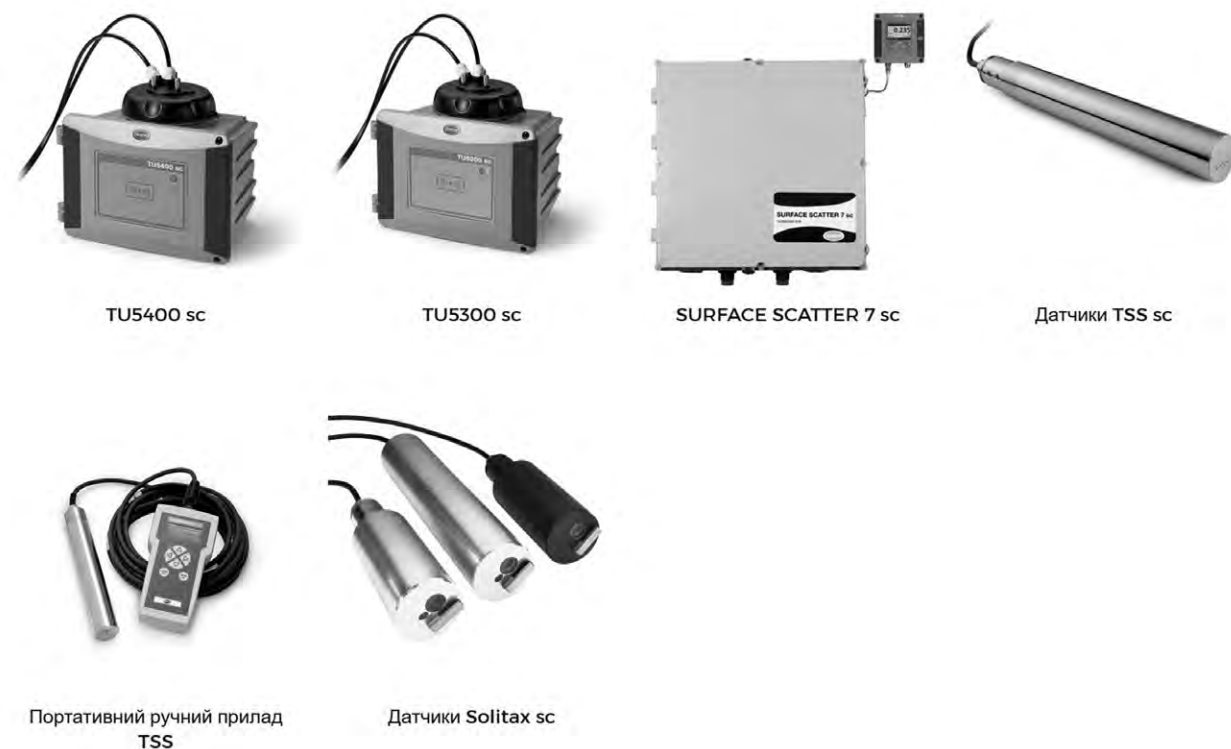


Рис. 18. Приклад портативних датчиків каламутності фірми HACH



МІФИ ПРО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Анатолій Поліщук, канд. хім. наук

Я вважаю, що вода – єдиний напій для мудрої людини.

Генрі Девід Торо

Суспільство, позбавлене смислів, позбавлене можливості обговорювати смисли, – приречене. Нинішня криза світового ладу – це наслідок відсутності смислів. Так само, як і криза культури, криза духовності і таке інше.

Нещодавно була опублікована цікава книга: Tapio S. Katko, Jarmo J. Hukka, Petri S. Juuti, Riikka P. Juuti, Eric J., Nealer *Dispelling Myths about Water Services*, IWA Publishing 2025.

Чи бутильована вода корисніша для вас, ніж вода з-під крана? Чи є забруднення, створюване очисними спорудами, серйозною проблемою? Чи є приватизація найкращим рішенням для ефективного використання води? Це лише деякі з міфів, розвінчаних у книзі «Розвінчування міфів про водопостачання». У цій книзі всесвітньо відомі експерти розглядають 21 поширену помилкову думку щодо водопостачання та водовідведення, розвінчуючи міфи, спираючись на свої глобальні знання, уникаючи технічного жаргону та оживляючи зміст за допомогою оригінальних ілюстрацій. Доступ до чистої води та безпечної санітарії є важливим для життя. Без нього наш час на цій планеті стає небезпечно коротким. Послання зрозуміле: для побудови стійких водопостачальних послуг життєво важливі належні правила, відповідальне та чуйне керівництво, а також добре поінформовані зацікавлені сторони, поряд зі стійкими організаціями та надійними фізичними системами. Незалежно від того, чи ви фахівець із водних ресурсів, політик чи ентузіаст екології, книга «Розвінчування міфів про водопостачальні послуги» допомагає відокремити факти від вигадок щодо нашого найважливішого ресурсу – води.

Далі представлені основні тези та думки авторів книги у вільному викладі українською мовою. Автор переважно більшість їх поділяє. Організація систем водопостачання та водовідведення багаторівнева та залежить від великої кількості гравців-учасників, починаючи з держави і закінчуючи споживачем. Знаходження оптимального, ефективного та дієвого балансу між ними в конкретних умовах хоч і складна справа, але важлива і необхідна. Не кажучи про знання предмету, компетенції, активності та відповідальності кожного.

У будь-якому суспільстві системи водопостачання та водовідведення мають фундаментальне значення для розвитку громад та добробуту як людей, так і екосистеми. У той час, як країни з високим рівнем доходу стикаються з труднощами підтримки та відновлення своїх існуючих систем, у країнах із низьким та середнім рівнем доходу питання більше стосується відсутності доступу до послуг водопостачання та санітарії та їх нежиттєздатності. У світі очищують 52% стічних вод, тоді як показники суттєво відрізняються між країнами з високим рівнем доходу (74%), рівнем доходу вище середнього (43%), рівнем доходу нижче середнього (26%) та країнами з низьким рівнем доходу (4,3%). У будь-якому разі, глобальна потреба у значно більших очисних потужностях є гострою.

У суспільствах із високим рівнем доходу легко мити руки з милом і теплою водою. У країнах із низьким і середнім рівнем доходу все навпаки: у 2022 році два мільярди людей все ще не мали базових гігієнічних послуг, зокрема 1,3 млрд людей мали обмежені послуги, а 653 млн взагалі не мали жодних послуг. У Звіті ООН про розвиток водних ресурсів за 2021 рік було зазначено цінність води. Нездатність повною мірою оцінити її в усіх її різних сферах використання вважається першопричиною або симптомом політичного нехтування водою та її неналежного управління. Занадто ча-

сто цінність води не є важливою в процесі ухвалення державних рішень.

Одне з ключових питань полягає в тому, як розглядати воду та водопостачальні послуги як товар чи ресурс. Водопостачальні послуги в будь-якій громаді становлять природну монополію. Адже неможливо побудувати більше однієї мережі в одній місцевості. У багатьох країнах перші водопровідні та водовідвідні споруди були реалізовані через приватні концесії до 1900 року, а більшість із них пізніше перейшла у власність муніципалітетів. Це тривало до 1989 року, коли уряд Великої Британії вирішив приватизувати регіональні державні водопровідні органи в Англії та Уельсі. Однак, за приватизацією водопостачальних послуг невдовзі послідував глобальний рух ремуніципалізації. З 2000 р. до 2015 р. загалом 235 міських водопостачальних служб у 37 країнах було повернуто у державну власність. До вересня 2024 року це число зросло до 377 випадків у всьому світі. За оцінками, наразі приблизно 90–95% споживачів у всьому світі отримують воду від комунальних підприємств, що перебувають у державній власності або у державному управлінні.

Основна частина інфраструктури водопостачання фізично невидима, оскільки вона розташована під землею. Однак невидимість водопостачання сама по собі є міфом, оскільки кожен користується цими послугами кілька разів у день,

а іноді навіть вночі. Як тільки вони виходять з ладу, їхня справжня цінність швидко стає відома. Якщо труби прориваються, люди відчуватимуть незручності та навіть головні болі через порушення свого повсякденного життя. Це призводить до питання: як можна зробити важливість цієї безцінної водної інфраструктури більш відомою та визнаною для прийняття рішень у суспільстві?

Термін «міф» визначається як народне вірування чи традиція, що виникла навколо чогось або когось, або особи чи речі, що має лише уявне або неперевірене існування, коли люди реагують більше на почуття та переконання, ніж на факти. Ще одне можливе визначення поняття міфу таке: тривале переконання, яке щонайменше сумнівне з точки зору науково обґрунтованих доказів.

Наукові дослідження є міждисциплінарними та непослідовними. Упередженість на користь позитивістського, природничо-наукового підходу до досліджень води перешкоджає пошуку задовільних відповідей на ширші проблеми управління водними ресурсами, а також на інституційні та управлінські питання. Тому дослідження води слід розширити, включивши різноманітні плюро-, крос-, між- та мультидисциплінарні підходи як спільні зусилля, а окремих осіб слід заохочувати до пошуку трансдисциплінарності. Відповідно багато людей досі асоціюють інновації переважно з технологіями. Однак інновації – це набагато ширше поняття, яке також має охоплювати управління, фінанси, цінності та культуру.

Стала водна інфраструктура має вирішальне значення для забезпечення соціальної, екологічної та економічної стійкості громад, що обслуговуються водоканалами. Однак це залежить від практик, пов'язаних із наступними трьома рівнями, які взаємно підтримуються (рисунок 1):



Рис. 1. Ієрархія сталих спільнот

1. Стала водна інфраструктура: підтримка систем збору та розподілу води, очисних споруд та іншої інфраструктури, що збирає, очищує та надає послуги, пов'язані з водою.
2. Сталі системи водного сектору: підтримка всіх аспектів комунальних підприємств та систем, що надають послуги, пов'язані з водою.
3. Сталі громади: сприяння ролі водопостачання у досягненні ширших цілей громади.

Міф 1: Водні ресурси та водопостачальні послуги означають одне й те саме

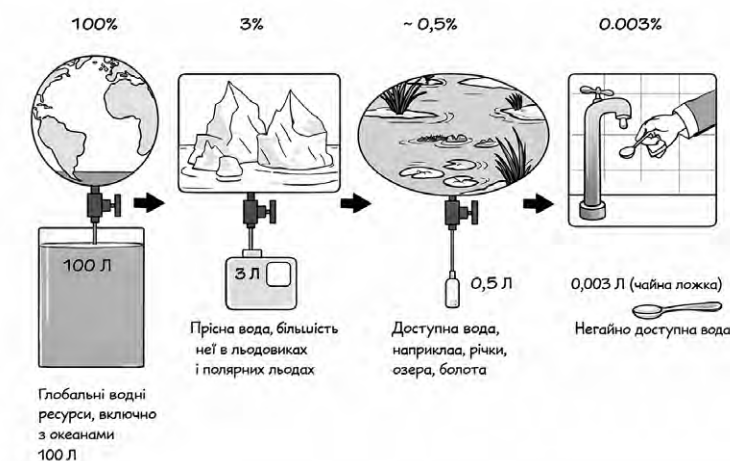


Рис. 2. Відносна частка солоної та прісної води на Землі

Якщо уявити Землю як бочку для води об'ємом 100 літрів, то вся прісна вода становитиме лише три літри з неї, пів літра буде доступно для людства, і лише пів чайної ложки буде легкодоступною прісною водою (рисунок 2). Значна частина цього – це підземні води, які використовуються понад половиною світового населення. В Україні основним джерелом водопостачання є поверхневі води, країна є бідною на водні ресурси. Геологічні та геоморфологічні умови зумовлюють джерела (поверхневі та підземні) та встановлюють межі можливого забору води для громадського та іншого використання. Швидке зниження рівня ґрунтових вод є поширеним явищем у 21-му столітті.

Попри сезонний дефіцит та нестачу, світ не стикається з водною кризою як такою, а радше з питанням відсутності належного управління. Водна криза, по суті, стосується того, яким чином ми як суспільство сприймаємо та управляємо водними ресурсами та послугами. Наші економічні та політичні системи традиційно цінували лише видобуток, монетизацію та споживання ресурсів, а не ефективність, сталий розвиток та захист довкілля. Зараз це змінюється в бік здорового довкілля та



екологічного відновлення. Брак чистої води головним чином спричинений діяльністю людини, такою як забруднення води, надмірне використання води, підвищений попит на чисту воду та неналежне управління водними ресурсами. У багатьох регіонах забруднення води та відсутність дій щодо вирішення цієї проблеми, ймовірно, є найгіршими винуватцями.

Використання, планування та управління водними ресурсами необхідні на кількох рівнях, від міжнародних договорів та трансграничних вод до водних об'єктів. Водопостачання, зі свого боку, регулюється на місцевому рівні, де громадяни користуються ним кілька разів у день. У багатьох країнах відповідальність за надання та розвиток водних послуг лежить на муніципалітетах або інших установах державного сектору. Управління водними ресурсами також пов'язане з водними послугами (рисунк 3).

Вода використовується громадами та суспільствами для багатьох цілей; їхня відносна частка цього ресурсу варіюється залежно від конкретної ситуації. Однак пріоритети використання води наспрочуд схожі по всьому світу, попри відмінності в кількості використаної води та різноманітні соціально-економічні умови, що переважають. Якщо ранжувати десять способів використання води відповідно до їх фактичного використання, то водопостачання громад посіло перше місце, охорона природи – друге, а гідроенергетика – третє. Далі йде: промислове водопостачання, зрошення, боротьба з повеннями та дренаж, рибальство та риборозведення, приймачі стічних вод, рекреаційне використання та водний транспорт.

Послуги водопостачання та водовідведення задовольняють «життєво важливі людські потреби» громад і, отже, відіграють фундаментальну роль у розвитку суспільства та громад. Таким чином, управління водними ресурсами включає кількість води, якість води та пріоритет використання води по відношенню до інших цілей.

Системи водопостачання розташовані близько до бенефіціарів, тобто громадян та громад. У багатьох країнах обов'язок надавати та організувати водопостачальні послуги дедалі частіше покладається на місцеві органи влади (муніципалітети) або відповідні органи державного сектору. Іншими основними зацікавленими сторонами часто є ключові міністерства, центральні, регіональні та муніципальні органи влади, обрані посадовці, комунальні підприємства водопостачання та

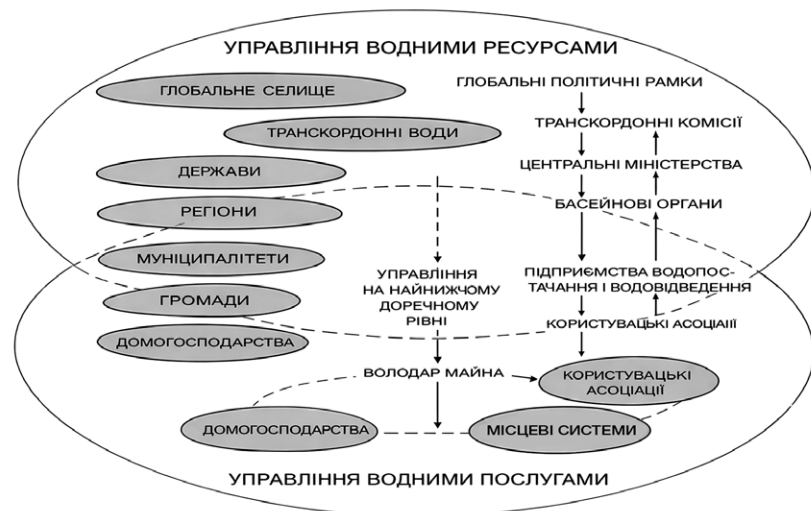


Рис. 3. Управління водними ресурсами: взаємодія та рівні управління водними ресурсами та водними послугами

водовідведення, асоціації водокористувачів, підприємства (консалтингові компанії, підрядники та постачальники матеріалів), освітні та дослідницькі установи, професійні асоціації та неурядові організації.

Міф 2: ґрунтові води знаходяться у «жилах»

Вірування у водні «жили» та лозоходців залишаються сильними та поширилися на багато країн.

Ґрунтові води – це вода, яка знаходиться під поверхнею Землі, заповнюючи проміжки між частинками ґрунту та шарами гірських порід. Вони переважно містяться в порях і порожнинах, що знаходяться в геологічних формаціях, відомих як водоносні горизонти. Підземні води утримуються в порях таких матеріалів, як пісок, гравій та тріщинувата порода, і їх можна видобувати через свердловини. На рух та доступність підземних вод впливають різні фактори, включаючи геологію, опади, діяльність людини та топографію.

Щодо водокористування громадою, основне питання полягає в тому, звідки можна брати воду: поверхневі води, підземні води, штучне (кероване) поповнення водоносного горизонту або їх комбінації (спільне використання), і як управляти цим, особливо в зростаючих міських районах?

Громадянам необхідно обрати найбільш життєздатний із доступних варіантів – поверхневі води, ґрунтові води, кероване поповнення водоносного горизонту (раніше називалася штучним поповненням) або навіть опріснення морської чи солонуватих вод у деяких випадках – або ж обрати та поєднати кілька з них, щоб сформулювати

найефективнішу альтернативу. У глобальному масштабі використання ґрунтових вод постійно зростає, а в деяких районах ставить під сумнів його сталий розвиток, особливо в кліматичних регіонах, що страждають від посухи.

Міф 3: кероване поповнення водоносного горизонту підземних вод пошкодить формації підземних вод

Кероване поповнення водоносного горизонту (КПП) стосується методів, які використовуються для підтримки, покращення та захисту систем підземних вод, що перебувають під навантаженням. До 1870-х років фільтрація річок для постачання питної води була добре налагоджена в Європі. Хоча перші інфільтраційні басейни в Європі з'явилися в 1890-х роках у Швеції та Франції, більш інтенсивне використання КПП розпочалося в 1960-х роках.

Існує п'ять категорій MAR: модифікації русла річки (наприклад, інфільтраційна галерея, підземна дамба), берегова фільтрація, розподіл води, поживні свердловини та збір стоку. MAR в основному використовується для очищення сирової води у Фінляндії та Швеції, тоді як у США, Австралії та багатьох європейських країнах його використовують для зберігання «надлишкових» запасів поверхневих вод у водоносних горизонтах підземних вод та їх поповнення (зберігання та відновлення водоносного горизонту, ASR). Системи ретельно контролюються та управляються для забезпечення дотримання екологічних та санітарних норм.

У світовому масштабі підземні води є важливим ресурсом, який забезпечує найбільше сховище прісної води, окрім льодовикових шапок. Поточний забір підземних вод становить 26% від загального обсягу забору прісної води в усьому світі, забезпечуючи майже половину всієї питної води. Щодо постачання питної води, однією з переваг підземних вод є те, що вони природним чином захищені від багатьох забруднювачів. Частка використання підземних та поверхневих вод для міських районів може суттєво відрізнитися залежно від країни та регіону, а також їх гідрогеологічних умов. Наприклад, серед країн Північної Європи Данія використовує лише підземні води для пиття, промисловості та сільськогосподарських потреб, тоді як у Фінляндії використання комбінованого підземних вод та штучного поповнення MAR становить 65% вико-

ристання громадами. Швеція забезпечує поверхневими водами 60% своїх громад, а комбінованими підземними водами – 40%. Норвегія забирає лише поверхневі води.

Підземні води мають багато переваг над поверхневими водами в міських районах. Вони часто однорідної та кращої якості, мають стабільнішу температуру та краще захищені від безпосереднього поверхневого забруднення, тому не потребують використання хімікатів. Однак використання підземних вод може бути обмежене надлишком заліза та марганцю, а також надлишком фтору в деяких місцях, забрудненням ґрунтових вод азотом.

Міф 4: вода тече з-під крана, і це – все, що нам потрібно

Вода тече з-під крана, а електрика – з розетки. Чи вони з'являються самі собою? Час від часу значається, що широка громадськість може вважати водопровідні послуги та системи, що стоять за ними, простими та легкими в управлінні. Відкриваючи кран, користувач води рідко замислюється про все, що потрібно для чистої водопровідної води, а стічні води збираються та очищуються ефективно та безперервно 24 години за добу (рисунк 4). Загалом, планування, будівництво, експлуатація та обслуговування систем водопостачання вимагають відповідних технологій, економічних ресурсів, різ-



Рис. 4. Вода надходить з-під крана, а електрика – з розетки. Чи не так?

них типів систем управління та різнобічних компетенцій. Як відправна точка, у розвинених країнах передбачається, що водопостачання працює 24 години за добу, сім днів у тиждень. Це розглядається як мета, до якої всі повинні прагнути.

Системи водопостачання – це складні мережі, які значною мірою невидимі та розташовані під землею. Їх будівництво, експлуатація та обслуговування вимагають технологій, що відповідають місцевим умовам, високого рівня капіталу, різноманітних систем управління та універсальних компетенцій (рисунк 5).

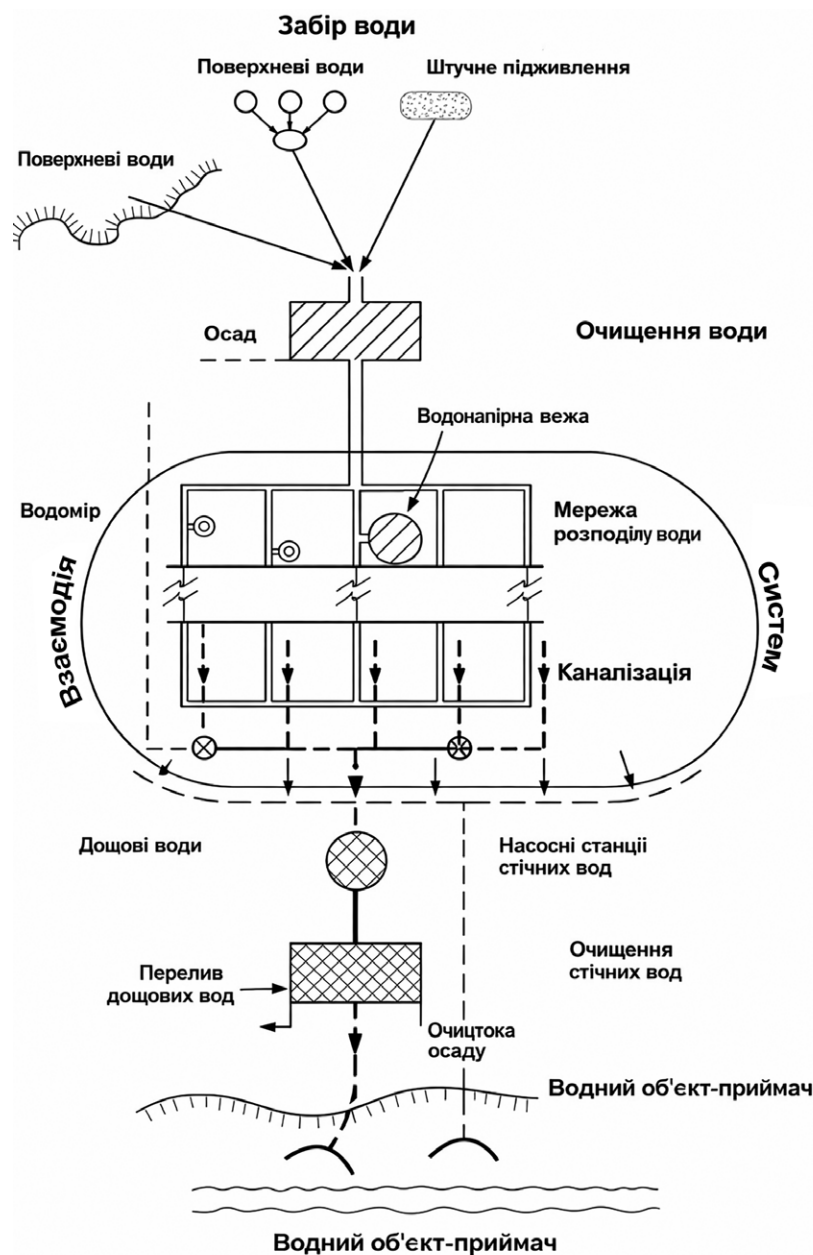


Рис. 5. Підключення систем водопостачання, водовідведення та зливової каналізації в місті з розділеною каналізацією

Міжнародне співтовариство просуває інтегроване управління водними ресурсами (ІУВР), а не окремі сектори, пов'язані з водою. Щодо найважливішої мети використання прісної води – послуг водопостачання та водовідведення – відносно мало уваги приділялося тому факту, що комунальні послуги водопостачання та водовідведення в багатьох випадках можна було б об'єднати принаймні на місцевому рівні.

Зливі води часто включаються до управління водними ресурсами в містах, хоча це може регулюватися окремим законодавством. Управління

зливовими водами має на меті зменшити стік дощової води або талого снігу на вулиці, газони та інші ділянки. Однак, зі зміною клімату, зміною кількості опадів і погодних умов, управління зливовими водами стає життєво важливим. Ще одним важливим фактором є традиція управління каналізацією. Старіші міста в багатьох частинах світу досі мають велику мережу комбінованих каналізаційних систем. У періоди сильних опадів їхня потужність перевищується, і стічні води зазвичай не можна очищати інакше, ніж механічними методами. Це може спричинити значне перевантаження водою та навколишнього середовища. Новіші міста часто мають окрему зливу каналізацію.

Стале управління зливовими водами робить важливішим належну співпрацю та діалог між плануванням землекористування та водопостачальними службами. Хоча зміцнення міської інфраструктури та збільшення щільності забудови є сучасною модою, це, безумовно, має свої обмеження. Громадяни цінують наявність належних рекреаційних зон, таких як парки та природне середовище. Для управління зливовими водами людям необхідно залишати достатньо відкритого, неасфальтованого простору, а також зони утримання для маршрутів зливових вод, готуючись до надмірних опадів. Крім того, захист ґрунтових вод необхідно враховувати в міському плануванні. З цієї причини використовується термін «інтегроване управління міськими водними ресурсами» (ІУВМ). Таку воду часто повторно використовують для зміцнення безпеки водопостачання.

Водоканали, що добре функціонують, відіграють важливу роль у суспільному прогресі громад у всьому світі. Ймовірно, що переваги безпечних та надійних водоканалів систематично недооцінюються через багато неекономічних переваг, які важко кількісно оцінити, але які мають високу цінність для користувачів з точки зору гідності, зручності, соціального статусу, чистоти, здоров'я та загального благополуччя. Крім того, безпеч-

ні та надійні водоканали, здається, є ключовим фактором економічного зростання, включаючи інвестиції підприємств, які залежать від сталого водоканалу для своїх виробничих процесів та працівників.

Є декілька принципів створення надійних інституцій для ефективного управління та ведення громадських водопостачальних послуг:

1. Користувачі водопостачання мають право брати участь в ухваленні державних рішень та змінювати відповідні правила управління.
2. Використання та стан громадських водопостачальних послуг повинні контролюватися.
3. Необхідно запровадити ефективний та дієвий механізм(и) вирішення конфліктів.
4. Правила управління відповідають місцевим соціальним та екологічним умовам.
5. Самоврядування місцевих користувачів водопостачання визнається органами влади вищого рівня.
6. Комплексне управління громадськими водопостачальними послугами має бути організовано на кількох рівнях, де найнижчі рівні представляють місцеву громаду.

Індустрія державних послуг або місцева державна економіка повинні мати три компоненти. Це юрисдикції та організації, що надають послуги, юрисдикції та організації, що виробляють або постачають товари чи послуги, а також юрисдикції та організації, які законодавчо встановлюють та застосовують правила, що регулюють надання послуг та виробництво. Забезпечення – рішення, прийняті за допомогою механізмів колективного вибору:

1. Вид товарів та послуг, що надаватимуться визначеною групою людей.
2. Кількість та якість товарів і послуг, що будуть надані.
3. Ступінь регулювання приватної діяльності, пов'язаної з цими товарами та послугами.
4. Як має бути організовано виробництво цих товарів і послуг.
5. Як фінансуватиметься постачання та виробництво цих товарів і послуг.
6. Як слід контролювати діяльність виробників цих товарів і послуг.

Виробництво: виробництво стосується фактичного процесу виробництва та надання послуг, щодо яких орган, що їх постачає, прийняв рішення: це більш технічний процес перетворення вхідних даних на вихідні – створення продукту або, в багатьох випадках, надання послуги.

Регуляторне управління передбачає:

- застосування обов'язкових правил, зокрема встановлення стандартів, моніторингу та санкцій, за допомогою яких уряди можуть втручатися в діяльність певних категорій



економічних, політичних чи соціальних суб'єктів з метою ефективного регулювання суспільства та економіки;

- систематичне впровадження та функціонування загальнодержавної політики щодо використання регуляторних повноважень для забезпечення якісного регулювання в рамках процедурних цінностей системи управління (таких як демократичні процеси).

Мета належного регуляторного управління полягає в тому, щоб забезпечити ефективне створення економічних, соціальних та екологічних переваг за допомогою регулювання. Це означає, що широко визначені переваги повинні первинувати широко визначені витрати, вони повинні бути мінімально необхідними для отримання будь-якого рівня переваг, а ресурси повинні розподілятися на їх найвищі значення. Виходячи з вищезгаданих трьох компонентів, запропоновано наступну багаторівневу піраміду управління для сталого водопостачання країн-членів Європейського Союзу (рисунок 6).



Рис. 6. Ієрархічна структура для сталого регуляторного управління, надання, інфраструктури та виробництва послуг у сфері водопостачання

Міф 5: Очищення води та очищення стічних вод є дорогими

Поширене та зрозуміле переконання полягає в тому, що очищення води та стічних вод є дорогими (рисунок 7). Однак, всупереч поширеній думці, для систем водопостачання громад це становить лише невелику частину вартості водоканалів. Обидві системи очищення разом становлять приблизно 15–20% експлуатаційних витрат водоканалу. Найбільша частка, приблизно 80–85% експлуатаційних витрат, покриває водопостачання, каналізацію та зливі каналізаційні мережі. Однак, залежно від умов, поглиблене очищення та утилізація осаду стічних вод може спричинити значні додаткові витрати.



Рис. 7. Для очищення і контролю води та стічних вод використовується різноманітна аналітика

Водночас близько 80% витрат на системи водопостачання та водовідведення є фіксованими, тобто вони зумовлені будівництвом та експлуатаційним управлінням (експлуатацією та обслуговуванням) систем і не залежать від обсягу використаної води. У багатьох країнах із загальних витрат на водопостачання та водовідведення на постачання чистої води (забір, очищення та розподіл води) припадає приблизно 40%, а решта 60% фінансують водовідведення (каналізацію та очищення). Фактично, більшість водопостачання потребує очищення до більш-менш стандарту якості питної води; це включає воду для приготування їжі, миття посуду, прання та особистої гігієни. На практиці лише вода для змиву туалетів може бути нижчої якості.

Один із найпоширеніших міфів, що стосуються водопостачання, полягає в переконанні, що досягнення необхідних стандартів якості очищення води є за своєю суттю дорогим. Те саме стосується і очищення стічних вод. Багато хто вважає, що змивати фекалії та сечу питною водою не завжди доцільно. У Європі у 2021 році середня річна плата за воду на особу без ПДВ (податку на додану вартість) становила трохи менше 200 євро (мінімум 70 євро та максимум 320 євро). Цікаво, що хоча середній показник питомого використання води (літрів для однієї особи в день) у США приблизно вдвічі перевищує європейський, середні рахунки за воду в Європі вдвічі вищі ніж у США.

Низькі тарифи не є конкурентною перевагою. Коли вони недостатні та провокують погану роботу водопровідних систем, то це означає, що споживачі не можуть отримати послугу, коли вони її потребують. Безпечна вода – це не одноазова інвестиція, вода потребує моніторингу та обслуговування. Крім того, зовнішні фактори загрожують цим досягненням: зміна клімату призводить до дефіциту води, повені порушують постачання, а забруднення води загрожує здоров'ю

людини, екосистемам та екосистемним послугам. Урбанізація та зростання чисельності населення обмежують можливості міст постачати воду мільйонам людей у неформальних поселеннях, тоді як у сільській місцевості люди стикаються з низькою якістю послуг, аварійними станціями водопостачання та забрудненими джерелами води.

Люди схильні сприймати безпечну воду як належне, якщо системи працюють без будь-яких проблемних збоїв. Модель сталого розвитку повинна враховувати вплив на навколишнє середовище та права людини, а не лише вартість виробництва води, виміряну в грошовому еквіваленті. Запропонована ширша система відшкодування витрат, яка має п'ять ключових елементів: усвідомлення вигод та витрат, обґрунтоване формування політики, внески споживачів, тарифи, збір плати та фінансове управління. Заниження цін на водопостачальні послуги та необхідність посилення відновлення, здається, є характерними явищами в усьому світі. Тому стале водопостачальне обслуговування вимагає від користувачів покриття всіх або принаймні більшої частини витрат. Також необхідна краща обізнаність про економічні та соціальні переваги водопостачання, і особливо санітарії.

Теоретично, може здатися гарною ідеєю мати подвійні системи всюди – окремі трубопроводи для високоякісної питної води та інші трубопроводи з водою нижчої якості – замість того, щоб витрачати високоякісну воду на змив стічних вод. Однак такі системи мають кілька обмежень, головним із яких є пов'язані з цим витрати. Всупереч поширеній думці, очищення води є відносно дешевим. Із загальних витрат на водопостачання, частка витрат на водопостачання та очищення стічних вод становить максимум 20%. Тоді як приблизно 80–95% експлуатаційних витрат припадає на мережі. Тому з економічних та екологічних причин подвійна система може бути доцільною лише в певних районах, що відчувають дефіцит води, але не в тих, де є достатні водні ресурси.

Екзотична подвійна система знаходиться у Віндгуку, Намібія. У 1968 році вперше було введено систему, де очищені стічні води частково використовуються для забезпечення необробленою водою системи водопостачання міста. Станція працювала добре, вимагаючи досить складних технологій очищення, комплексного планування, навчання та управління безперервністю. У 2002 році старий завод із переробки відходів був замінений на новий, який постачає приблизно третину питної води Віндгука. У Південній Африці було визначено, що рівень посушливості території є основним рушійним фактором повторного використання непитної води та впровадження подвійних систем.

Міф 6: вода в пляшках краща за воду з-під крана

Продажі бутильованої та іншим чином упакованої питної води зросли в багатьох країнах (рис. 8). Згідно зі звітом Університету Організації Об'єднаних Націй (УООН), що базується на літературі та даних зі 109 країн, за п'ять десятиліть бутильована вода перетворилася на «основний і по суті самостійний економічний сектор», зі збільшенням використання до 73% з 2010 р. до 2020 р. Крім того, очікується, що продажі майже подвоються до 2030 року. За оцінками, менше половини того, що світ щорічно платить за бутильовану воду, буде достатньо для забезпечення доступу до чистої водопровідної води для сотень мільйонів людей, які наразі не мають її – протягом кількох років.



Рис. 8. Вода з пляшок чи з-під крана? Скільки це коштує?

На Глобальній Півночі бутильована вода часто сприймається як здоровіший та смачніший продукт, ніж вода з-під крана, тоді як на Глобальному Півдні продажі зумовлені відсутністю надійного водопостачання, значною мірою через швидку урбанізацію. У країнах із середнім та низьким рівнем доходу використання бутильованої води пов'язане з поганою якістю водопровідної води та часто ненадійним водопостачанням. У 2023 році світовий ринок бутильованої води приніс дохід приблизно в 340 мільярдів доларів США. Порівняно з попередніми роками, це було значне падіння, ймовірно, через пандемію коронавірусу та пов'язані з нею обмеження й локдауни. Ця кількість майже втричі перевищує необхідну для досягнення цільових показників ООН щодо води. Ринок бутильованої води підживлюється модою, простотою використання бутильованої води та масштабними маркетинговими кампаніями.

Ціль сталого розвитку ООН №6 – «гарантувати безпечну, справедливую та доступну питну воду для всіх». Масштабне використання фасованої води

може загрозувати досягненню цієї мети. Якщо використання фасованої води замінить необхідні інвестиції в інфраструктуру водопостачання або водозабір не буде організовано у спосіб, який би захищав від незмінних наслідків, ситуація може призвести до подальшої нерівності, щонайгірше, та підірвати навіть найменші системи водопостачання.

Ще однією проблемою, пов'язаною з бутильованою водою, є її якість. Фінський інститут охорони здоров'я та добробуту (THL) досліджував мікробіологічну якість як автоматів із продажу джерельної води, так і бутильованої води, і виявив, що фасована вода багата на культивовані бактерії. Бутильована вода не стерильна, і під час зберігання відбувається ріст мікробів. Кількість живих мікробів була особливо високою у зразках, взятих з автоматів із продажу джерельної води.

У 2018 році бутильовану воду та мікропластик, що міститься в ній, досліджували у 19 місцях у дев'яти різних країнах. У бутильованій воді було виявлено мікропластик розміром понад 0,1 мм; це вдвічі більше ніж у водопровідній воді. Результати дослідження показали, що менше п'ятої частини пластику походить із самої води. Хоча кількість досліджуваного пластику надзвичайно мала, що ускладнює його ідентифікацію або оцінку його впливу, відомо, що найменші мікропластики та навіть найменші нанопластики можуть бути шкідливими для людини. Тому потрібна обережність. Іншим пов'язаним прикладом є випадок пер- та поліфторалкільних речовин (ПФАР), які, як було відзначено, забруднюють ґрунтові води, поверхневі води та ґрунт. Очищення таких забруднених ділянок є технічно складним та дорогим, тоді як вимоги до їх обробки ще розробляються. Навантаження на навколишнє середовище від бутильованої води є у понад 100 разів більшим ніж від водопровідної води.

Згідно з міжнародним опитуванням, 97% фінів довіряють якості водопровідної води у власних домівках. Для порівняння: у таких країнах, як Іспанія, Велика Британія, Польща, Німеччина та США, рівень довіри коливався в діапазоні 60–72%.

Якість бутильованої води, як правило, погіршується після розливу. У багатьох країнах якість водопровідної води краща ніж у бутильованої. Однак у країнах із низьким і середнім рівнем доходу, де водопровідна вода не має гарантій чистоти та безпеки, використання бутильованої води може бути виправданим для уникнення ризиків для здоров'я. Фасована вода, ймовірно, захистить своє місце у водопостачанні, принаймні в тих ситуаціях і місцях, де немає безпечної водопровідної води. Конкуренція між водопровідною водою та фасованою водою, безсумнівно, продовжиться.

Далі буде.



РОЛЬ ПЕРВИННИХ ТА ВТОРИННИХ ОКСИДАНТІВ В ПРОЦЕСАХ ІНАКТИВАЦІЇ БАКТЕРІЙ ПІД ЧАС ДЕЗІНФЕКЦІЇ ВОДИ

Андрій Мокієнко, Національний університет «Острозька академія»

Дезінфекція є одним із найважливіших процесів для забезпечення безпечної питної води, який набуває ще більшого значення через зростаючий вплив зміни клімату. Зі специфічними партнерами по реакції хімічні окислювачі можуть утворювати вторинні окислювачі, які можуть завдати додаткової шкоди бактеріям. Йдеться про діоксид хлору, який утворює вільний активний хлор (наприклад, у реакції з фенолом) та озон, який може утворювати гідроксильні радикали (наприклад, під час реакції з природними органічними речовинами). У джерелах [1, 2] розглядається складна взаємодія всіх цих реактивних речовин, які можуть виникнути в процесах дезінфекції, а також їх потенціал впливу на процеси дезінфекції. Наведено кількісний огляд їх дезінфекційної сили на основі кінетики інактивації та типового впливу. Уніфікувавши поточні дані щодо різних окислювачів, автори помітили, що культивовані дикі штами (наприклад, зі станцій очищення стічних вод) загалом є більш стійкими до хімічних окислювачів порівняно з культивованими в лабораторії штамми тієї ж бактерії. Крім того, для селективних штамів діоксид хлору є найсильнішим дезінфікуючим засобом (найвища максимальна інактивація), однак як універсальний дезінфікуючий засіб озон показав найвищу середню інактивацію. В цих працях [1, 2] представлено деталі механізмів інактивації щодо можливих цільових структур і механізмів реакції. Обговорюється утворення вторинних оксидантів та їх роль в інактивації патогенів, а також можливі захисні реакції бактерій і додаткові ефекти, які можуть виникнути *in vivo*.

КІНЕТИЧНІ МІРКУВАННЯ ТА КОНКУРУЮЧІ РЕАКЦІЇ

Важливим параметром для опису інактивації патогенів або розкладання забруднювальних речовин хімічними окислювачами є вплив окислювача. Його можна інтерпретувати як концентрацію окислювача, доступну для розкладання або дезінфекції забруднювача, яка є інтегралом концентрації окислювача з часом [3]. Наявність компонентів водної матриці може значно зменшити вплив окислювача, доступний для інактивації па-

тогенів. Особливо у випадку стічних вод нітрит може спричинити значне окислювальне виснаження ($k_{app}(FAC + NO_2^-) = 7,4 \times 10^3 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7 [4]; $k_{app}(ClO_2 + NO_2^-) = 1,1 \times 10^2 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7 [5]; $k_{app}(O_3 + NO_2^-) = 5,8 \times 10^3 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7 [6]). Аміак також може поглинати FAC ($k_{app}(FAC + NH_3) = 1,3 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7) [7], однак окислення під час очищення стічних вод зазвичай застосовується до очищених стічних вод, які містять низький рівень аміаку. Природна органічна речовина (NOM) є найважливішою складовою матриці, яка призводить до виснаження окислювачів. Дійсно, NOM має різні функціональні групи, які є реактивними щодо більшості окислювачів [8, 9].

Отже, реактивність окислювача з критичними клітинними структурами в патогенах повинна порівнюватися з небажаними побічними реакціями (наприклад, з NOM). Слід зазначити, що швидкість інактивації за час (кінетика інактивації k) бактерій залежить від багатьох факторів (наприклад, штаму, температури, рН) [10, 11]. Однак більшість доступних даних щодо інактивації не є уніфікованими або не повідомляють про ці фактори, що ускладнює порівняння між дослідженнями. Крім того, більшість швидкостей реакції не наведені в молярному масштабі, що ускладнює порівняння з іншими окислювачами. Таким чином, константи швидкості реакції авторами [1] були уніфіковані в молярному масштабі на основі хімічного дезінфікуючого засобу (тобто $k/M^{-1} \text{ c}^{-1}$).

Автори [1, 2] також рекомендували використовувати молярну шкалу в майбутніх дослідженнях. Варто зазначити, що кінетика бактеріальної інактивації в реальних програмах є складною і може слідувати нелінійним кривим (уступання або хвіст) [12]. Однак, використання простої моделі Chick-Watson з лінійною кінетикою другого порядку та обчисленням значень СТ є звичайним на практиці для порівняння з більш складними емпіричними моделями. Разом із тим, модель Chick-Watson не включає, наприклад, так звану, лаг-фазу, яка описує діапазон між першою точкою даних контрольованої дезінфекції та першою точкою даних спостережуваного ефекту [13]. Ця затримка може бути викликана, наприклад, стійкістю бактерій до певних окислювачів.

Примітно, що швидкість реакції одних і тих самих бактерій може сильно відрізнитися для різних

штамів, тобто швидкість реакції кишкової палички з O_3 може відрізнитися на три порядки в залежності від досліджуваного штаму. Загалом можна стверджувати, що екологічні штами, виділені зі стічних вод, більш стійкі до хімічних окислювачів порівняно з лабораторними штамми [14]. Надійні кінетичні дані про швидкість інактивації є вирішальними для точного прогнозування зменшення кількості патогенів, яке можна зробити на основі заданої експозиції та стандартизації [6]. Як стандартизована та репрезентативна процедура для визначення швидкості реакції, так і більш надійні дані про кінетику інактивації необхідні для покращення розуміння та прогнозування процесів інактивації під час окислювальної обробки.

Для порівняння ефективності інактивації збудника різними оксидантами необхідно швидкість інактивації помножити на типові експозиції відповідного окислювача. Тому були взяті літературні значення впливу окислювача, які нагадують типові значення впливу окислювача у вторинній стічній воді при рН 8. Вплив визначали шляхом додавання 45 мкМ кожного оксиданта та моніторингу виснаження окислювача протягом 1 години за допомогою колориметричних методів [15]. Кінцевий вплив можна розрахувати за інтегралом залишкової концентрації окислювача за часом. Добуток експозиції та швидкості інактивації (k) дозволяє розрахувати логарифмічний ефект інактивації за моделлю Chick-Watson (рівняння 1). Розраховано діапазон інактивації збудника (I_{min} і I_{max}) та середня інактивація (I_{ave}).

Показано, що низька кінетика інактивації ClO_2 компенсується високим вмістом окислювача в стічних водах, що вказує на те, що ClO_2 є найбільш ефективним, за ним йдуть O_3 і FAC, які мають подібний вплив на дезінфекцію. Слід зазначити, що порядок ефективності також може змінюватися залежно від складу водної матриці. Наприклад, ефективність FAC значною мірою залежить від вмісту N в органічній речовині, оскільки він має високі швидкості реакції з амінами [7]. Хоча ClO_2 демонструє найвищу можливу інактивацію, середнє значення для O_3 на один порядок вище ніж для ClO_2 . Це показує, що хоча ClO_2 має вищий вплив і швидку інактивацію конкретними штамми бактерій, O_3 є більш універсальним дезінфікуючим засобом. Крім того, слід враховувати утворення вторинних окислювачів, які можуть сприяти дезінфекції.

Оцінка впливу окислювача стає ще складнішою, коли йдеться про інактивацію внутрішньоклітинних генів антибіотико-резистентності (ARGs). Тут клітинна стінка, клітинна мембрана та ендоплазматична речовина сприяють виснаженню окислювача. Критично проаналізувавши доступну літературу щодо констант швидкості

реакції різних окислювачів із різними бактеріальними складовими, Dodd [16] дійшов висновку, що ефективність дезінфекційного засобу для інактивації ARG сильно залежить від реактивності щодо ендоплазматичних складових, включаючи амінокислоти, ліпіди, сахариди та нуклеїнові кислоти.

Все ще бракує узгоджених даних про кінетику інактивації, вплив окислювачів у реальних водних матрицях, а також внутрішньоклітинні біохімічні реакції та їх вплив на життєздатність бактерій. Необхідні подальші дослідження зі стандартизованими експериментальними умовами, поєднуючи швидкість реакції з впливом окислювача в різних матрицях для різних окислювачів, щоб покращити розуміння процесів дезінфекції. Наприклад, дослідження кінетики інактивації того самого бактеріального штаму в більш широкому діапазоні різних умов (наприклад, рН, температура) покращить розуміння процесів інактивації під час очищення (стічних) вод і сприятиме оптимізації дезінфекції.

ВТОРИННІ ОКСИЛЮВАЧІ

Під час окислювальної обробки води первинні окислювачі (наприклад, FAC, ClO_2 і O_3) утворюють численні вторинні окислювачі, які можуть сприяти розкладанню забруднювальних речовин, дезінфекції та утворенню побічних продуктів.

Важливо враховувати, що утворення та вихід вторинних окислювачів сильно залежать від партнера по реакції первинного окислювача [6, 17, 18]. Проте, які саме вторинні окислювачі та як вони утворюються під час дезінфекції у внутрішньоклітинних реакціях та умовах клітинного матриксу, залишається нерозкритим. Участь утворених вторинних оксидантів у механізмі знезараження відповідного первинного окислювача поки не виявлена. Хоча ефективність інактивації вторинних окислювачів може бути нижчою (наприклад, у випадку хлорамінів із використанням FAC як первинного окислювача), низька реакційна здатність може призвести до довшого терміну служби вторинного окислювача і, отже, до більшого впливу.

Високий вплив вторинних окислювачів справді може позначатися на ефективності інактивації відповідних первинних окислювачів.

Цей огляд [1] стосується механістичних аспектів дезінфекції кількох окислювачів, враховуючи утворення та долю вторинних оксидантів під час механізму інактивації, і показує, що для повного розуміння цих механізмів необхідні подальші дослідження.



РЕАКТИВНІСТЬ СТРУКТУР-МІШЕНЕЙ І ВПЛИВ НА ЖИТТЕЗДАТНІСТЬ

Первинна сторона атаки на бактерії та відповідний механізм інактивації сильно відрізняються для кожного окислювача.

Окисники можуть реагувати з різними хімічними структурами клітинної мембрани (наприклад, подвійними зв'язками подвійного шару ліпідів або амінокислотами мембранних білків) або цитоплазмою (наприклад, амінокислоти білків або нуклеотиди в ДНК). Більшість цих реакцій залежать від рН, оскільки реакційноздатні функціональні групи зустрічаються у різних видів.

Наприклад, фенол, який нагадує реактивну частину амінокислоти тирозину, має pK_a 10 [5]; таким чином, переважаючим видом при рН < 10 є нейтральний фенол, і лише при рН > 10 депротонований фенолят стає переважаючим. Проте фенолят реагує на кілька порядків швидше ніж нейтральні види фенолу з більшістю хімічних окислювачів [19]. Таким чином, види феноляту контролюють швидкість реакції навіть при нейтральному рН. Слід зазначити, що специфікація окислювача також впливає на швидкість реакції, оскільки різні види демонструють значні відмінності в реакційній здатності (наприклад, HOCl/OCl^- , у випадку FAC [7]). Специфікація обох реагентів (окислювача та цільової структури) призводить до досить складної рН-залежної швидкості реакції, завдяки чому константи швидкості реакції можуть змінюватися на кілька порядків. Оскільки швидкість реакції є ключем до ідентифікації найважливішої мішені окислювача серед компонентів клітини, надійні швидкості реакції, залежні від рН, є вирішальними для розуміння механізмів інактивації шляхом розрахунку швидкості реакції при конкретних значеннях рН. Хоча реакція на поверхні клітини може відбуватися при різних значеннях рН, цитоплазма бактерій має типовий рН – близько 7 [20–22].

ЛІПІДНИЙ ШАР І ВПЛИВ НА ЖИТТЕЗДАТНІСТЬ

Подвійний фосfolіпідний шар, що оточує бактеріальні клітини, складається з ненасичених жирних кислот. Подвійні зв'язки в цих жирних кислотах демонструють високу щільність електронів, де електрофільні окислювачі, наприклад, O_3 , можуть атакувати [6]. Реакція з мембраною може призвести до лізису мембрани та витоку внутрішніх клітинних компонентів і, зрештою, до повної інактивації [23]. Однак у цьому сцена-

рії внутрішні сполуки клітини (наприклад, генетичний матеріал) можуть залишатися інтактними [24]. Це означає, що ARG можуть передаватися іншим бактеріям через горизонтальну генну передачу (horizontal gene transfer HGT).

Реакційна здатність звичайних окислювачів діяти на подвійні зв'язки ранжується у такий спосіб: O_3 ($-10^4 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$) \gg FAC – ClO_2 – NH_2Cl ($< 1 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$) [6, 7, 17]. Отже O_3 є найефективнішим в атаці на подвійні зв'язки. Таким чином, швидка реакція Criegee може порушити структуру вуглецевого ланцюга, що може пояснити втрату цілісності мембрани бактерій, яка спостерігається при озонуванні [23]. O_3 викликає розрив Рі-зв'язку (часткове окислення) або розщеплення всього подвійного зв'язку та утворення карбонільних фрагментів [7]. Інші окислювачі не можуть суттєво взаємодіяти з мембраною, але спричиняють пошкодження мембранних білків або дифундують у цитоплазму та викликають внутрішні пошкодження клітини [23].

РЕАКЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ БІЛКІВ ТА АМІНОКИСЛОТ І ВПЛИВ НА ЖИТТЕЗДАТНІСТЬ

Іншими точками атаки в бактеріальних клітинах є білки, пептиди та амінокислоти. Оскільки білки виконують різні функції в бактеріальних клітинах, їхня інактивація може впливати на життєздатність бактеріальних клітин більш критично, ніж деградація вільних амінокислот у бактеріальних клітинах. Білки – це ланцюги амінокислот, у яких первинний амін із вільних амінокислот присутній у вигляді вторинних амінів із кетонною групою при альфа-вуглеці, відомих як амід.

Аміди сильно деактивуються, через що пептидні зв'язки важко розірвати [6, 7]. Отже, реакція окислювачів в основному буде відбуватися на функціональних бічних групах амінокислот пептидів та білків.

$\cdot\text{OH}$ реагує з усіма структурами зі швидкістю, майже контрольованою дифузиею [25], і, таким чином, не є селективним щодо конкретних фрагментів. Це призводить до дуже короткого та низького впливу $\cdot\text{OH}$, а отже до обмеженої дії на життєздатність патогенів.

Однак, якщо $\cdot\text{OH}$ утворюються як вторинні окислювачі, наприклад, у результаті реакції O_3 [7] у місцях патогенів, які мають вирішальне значення для їх життєдіяльності, їх негайна реакція в оточуючих місцях може значно посилити пошкодження клітин. O_3 реагує більш вибірково, ніж $\cdot\text{OH}$, із вторинними та третинними амінами, олефінами, фенолами та відновленими сірковмісними групами [6, 15, 26, 27]. Загалом 7 із 20

канонічних амінокислот можна вважати такими, що вступають у реакцію з O_3 (тобто містять N, S і ароматичні бічні ланцюги). Вільний доступний бром (FAB) є досить реакційноздатним окислювачем, який демонструє реакційну здатність до алкенів, фенолів, анілінів, N- та S-вмісних сполук [28]. Тому селективність FAB порівнянна з O_3 . Однак доступні на даний момент дані щодо швидкості реакції FAB досить обмежені, тому необхідні додаткові дослідження. FAC реагує з більшістю N-вмісних бічних груп і всіма S-вмісними амінокислотами [7] (тобто 7 із 20 канонічних амінокислот) і є так само селективним, як O_3 і FAB у своїй реакції з амінокислотами. Реакція FAC із фрагментами, що містять N, також може утворювати хлораміни. Ці хлораміни в основному можуть спричинити подальше пошкодження клітин або відновити вихідну амінокислоту в реакції з відновником. ClO_2 є більш селективним, ніж $\cdot\text{OH}$, O_3 і FAC, оскільки він в основному реагує з фенольними фрагментами, ароматичними амінами та тіолами [29]. Отже, він може накопичувати високі експозиції в ендоплазмі. Крім того, ClO_2 , ймовірно, утворює значні виходи FAC і хлориту (ClO_2^-) у реактивних центрах ендоплазми, що може підвищити його дезінфікуючу силу. Дійсно, FAC і ClO_2^- діють разом дуже синергетично, оскільки їхні цільові структури є майже комплементарними (лише цистеїн і триптофан розкладаються обома окислювачами).

Реакція хімічних окислювачів із (мембранними) білками може знизити біологічну функцію шляхом зміни, наприклад, їх четвертинної структури. У цьому відношенні вид деградації дуже залежить від типу наявного окислювача через різні цільові структури всередині білка.

РЕАКТИВНІСТЬ ГЕНЕТИЧНОГО МАТЕРІАЛУ ТА ЖИТТЕЗДАТНІСТЬ

Окислення генетичного матеріалу може призвести до ураження однієї основи [6, 30], фрагментації ДНК [6, 31, 32] і, як наслідок, зміни структури [33, 34]. Якщо такі реакції відбуваються на ARG, ці гени втраять свою трансформаційну активність через модифікацію хімічної структури, тобто ARG інактивуються.

Слід зазначити, що інактивація генів залежить від впливу окислювача, але не від його концентрації [35, 36]. Повідомлялося, що реактивність окислювачів по відношенню до амплікону зростає зі збільшенням довжини геному, що можна пояснити збільшенням кількості можливих партнерів по реакції [30, 35, 37]. Таким чином, $\cdot\text{OH}$ викликає дуже ефективний дволанцюговий розрив [37], що призводить до миттєвої втрати трансформаційної активності [30]. Така висока ефективність

дволанцюгових розривів спричинена високими константами швидкості реакції $\cdot\text{OH}$ з ампліконами [30, 37]. Порівняно з $\cdot\text{OH}$, втрата трансформуючої активності менш виражена у випадку O_3 , за яким слідує FAC, ClO_2 і хлораміни [30].

Бактерії можуть ініціювати контрзаходи, такі як механізми відновлення [38], що пояснює, чому втрата трансформаційної активності повільніша ніж відповідна деградація генів [37]. Однак різні бактерії мають різні механізми відновлення. Це одна з причин, чому лаг-фази та швидкість інактивації можуть сильно відрізнятися для різних бактерій або штамів. Враховуючи, що майже всі окислювачі також утворюють вторинні окислювачі, механізми інактивації є дуже складними і потребують обговорення для кожного окислювача окремо.

ВІЛЬНИЙ АКТИВНИЙ ХЛОР

FAC є найпоширенішим дезінфікуючим засобом для очищення води. Інактивація бактерій і вірусів FAC була доведена різними дослідженнями [39–45]. FAC є селективним окислювачем, який переважно реагує з амінами, сульфідами, активними подвійними зв'язками, ароматичними сполуками та деякими неорганічними сполуками, такими як відновлене залізо, марганець і дигідрогенсульфід [7]. Активним агентом у хлоруванні є хлорноватиста кислота (HOCl), яка може дисоціювати до гіпохлориту (OCl^-) ($pK_a = 7,54$) [7]. Реакційна здатність кон'югованої основи OCl^- на кілька порядків нижча ніж HOCl [7]; отже, дезінфекція та реакція з органічними та неорганічними сполуками значно слабшають при рН > 7 [7]. Хлораміни можна отримати додаванням аміаку перед хлоруванням [46]. Хлораміни мають вищу селективність ніж FAC, і їх можна застосовувати у водах, які мають високий попит на FAC і високий рН [47].

Реакція з водною матрицею

Реакція FAC з NOM призводить до утворення шкідливих галогенованих органічних сполук, таких як тригалометани (THM), галогеновані ацетонітрили (HAN) і галогеноцтові кислоти (HAA) [48–51]. Реакція FAC зі специфічними компонентами матриці може призвести до утворення вторинних реактивних речовин, таких як хлораміни та FAB [46, 52]. Утворення хлораміну спостерігається в матрицях стічних вод, оброблених FAC [53]. Хоча хлораміни можна вважати реакційноздатними видами, швидкість їх інактивації набагато нижча ніж FAC. Дійсно, додавання різних амінокислот до стічних вод збільшує утворення хлораміну, що призводить до зниження ефективності інактивації *E.coli* [53].



Типові матриці природних і муніципальних стічних вод містять бромід (Br^-), а іноді йодид (I^-) [54–56]. Повідомлялося, що вода, яка містить I^- під дією FAS або хлораміну отримує цитотоксичність через утворення бромованих і йодованих продуктів [57, 58]. Дійсно, FAS швидко реагує з Br^- та I^- ($k_{\text{app}}(\text{HOCl} + \text{Br}^-) = 5,3 \times 10^3 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ і $k_{\text{app}}(\text{HOCl} + \text{I}^-) = 1,1 \times 10^8 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при pH 7) [7]. У випадку Br^- реакція призводить до FAV, тоді як I^- окислюється FAS до вільного активного йоду (FAI), який далі швидко окислюється до йодату. Таким чином, значний вплив FAI мало ймовірно за наявності FAS. Однак хлораміни також можуть утворювати FAI, але не окислювати його далі з утворенням йодату [59]. Отже, FAI є потенційним вторинним окислювачем хлорамінів. FAV швидко реагує з амінами з утворенням бромамінів (наприклад, $k_{\text{app}}(\text{NOBr} + \text{аміак}) \sim 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при pH 7) [28]. Однак відомості про силу дезінфекції FAV, бромамінів і FAI обмежені. Потенційно утворені вільні активні форми галогенів дійсно можуть відігравати роль у механізмах дезінфекції води. Сила дезінфекції FAV лише трохи нижча порівняно з FAS. Наприклад, 57 мкМ FAS призводить до 4 log інактивації *Enterococcus faecalis* і *Pseudomonas aeruginosa* через 2 хвилини при 25°C і pH 7, тоді як 52 мкМ FAV дають 92,8 і 85,5% інактивації за тих самих умов, відповідно, а 3 log інактивації було досягнуто через 4 хвилини [60]. Тому, FAV використовується для дезінфекції, наприклад, води в СПА та басейнах [61]. Концентрація Br^- і NOM у природних і стічних водах значною мірою коливається від кількох мкг до мг/л [56]. Утворений FAV може сприяти дезінфекції, але також утворювати небажані побічні продукти (бромат (BrO_3^-) і галоорганіку) [62]. FAV може вступати в реакції з матричними сполуками, наприклад, фенольними сполуками ($k_{\text{app}}(\text{NOBr} + \text{фенол}) = 1,8 \times 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при pH 7) [28] і утворювати галогеновані DBP [63]. Відомо, що утворення токсичних DBP сильно залежить від матриці [64]. Ефективність інактивації бактерій під час очищення води та стічних вод за рахунок вторинно утворених FAV не має належних досліджень.

Нещодавні дослідження показали, що FAS також може утворювати гідроксильні радикали ($\cdot\text{OH}$) як інші вторинні окислювачі [65]. FAS реагує з гідроксіном і утворює бензохінон (BQ). BQ реагує з іншою молекулою гідроксінону до двох семіхінонових радикалів (SQ), які далі реагують з O_2 і утворюють супероксидний радикал ($\text{O}_2\cdot^-$). Згодом $\text{O}_2\cdot^-$ реагує з FAS і утворює $\cdot\text{OH}$ [65]. Власно утворені $\cdot\text{OH}$ можуть сприяти інактивації патогенів.

Реакція зі складовими клітини

Хлорування суспензії *E. coli* призводить до витоку внутрішніх клітинних сполук (наприклад

білків). Тому було зроблено висновок, що FAS переважно інактивує бактеріальні клітини шляхом зміни проникності мембрани [45]. Оскільки FAS показує лише низьку реакційну здатність до ненасичених жирних кислот у подвійному ліпідному шарі [7, 66], основні цільові структури, ймовірно, знаходяться в мембранних білках. Таким чином, реакція FAS з білками та амінокислотами, як їх будівельними блоками, була широко вивчена [66–73]. Реакції FAS з білками показали необоротну денатурацію, фрагментацію та перехресне зшивання амінокислот [74]. Останнє може утворюватися або шляхом формування ковалентних зв'язків між сіркою і азотом тіолу та лізину відповідно [75], або шляхом окислення тирозину, що призводить до утворення фенокислих радикалів тирозину, які зрештою утворюють бітирозини [74].

Загалом, первинні аміни вільних амінокислот дуже швидко реагують з FAS [7] і призводять до хлорування первинного аміну [69, 76]; однак у пептидному зв'язку атоми азоту присутні у вигляді амідів, значною мірою перешкоджаючи окислювальній атаці на азот [77]. Таким чином, більш ймовірно, що реакція FAS відбувається на інших функціональних групах бічних груп амінокислот, таких як фенольні групи, сульфідні, первинні аміни та олефіни. Прикладом є цистеїн, який містить високореакційну тіолову групу, яка реагує з FAS навіть швидше ніж вільна аміногрупа. Дійсно, розпад аміногрупи можна було спостерігати лише після того, як сульфгідрильна група була повністю розкладена [78]. Крім того, первинні аміни також існують у пептидах як бічні групи включених амінокислот, які також можуть реагувати з FAS (лізином). Фактично, амінокислоти з аміновмісними аміногрупами є в надлишку над сірковмісними амінокислотами [73, 79]. Тому можна припустити, що ці функціональні групи є основними реакційними партнерами FAS у білкових реакціях.

Експериментально доведено, що хлораміни утворюються під час реакції FAS з білками [68, 74, 80]. Під час реакції FAS з аміногрупами білка приблизно 20–30% доданого FAS перетворюється на хлораміни [81]. Ці отримані з білків хлораміни можуть розкладатися з утворенням азотцентрованих радикалів із різноманітними наступними реакціями, такими як між- та внутрішньомолекулярна абстракція атомів водню та фрагментація білка [80] і, таким чином, суттєво трансформуються.

Отже, реакція FAS з амінами до хлорамінів може ефективно інактивувати патогени. Однак, на відміну від механізму, описаного Hawkins et al. [80, 81], протоновані аміни менш реакційноздатні порівняно з відповідними нейтральними видами [2]. Таким чином, нейтральні аміни є основними партнерами реакції з FAS.

Було показано, що низькі дози FAS значно підвищують частоту кон'югації [82]. Як згадувалося раніше, застосування FAS збільшує проникність бактерій, утворюючи більше потенційних пілів або пор на поверхні [82]. Це спричиняє легшу донацію та прийняття ARG під час кон'югації. Крім того, інактивація ARB за допомогою FAS викликає вивільнення їхніх ARG, які лише частково пошкоджені під час окислення FAS. Це загалом спричиняє збагачення ARG у бактеріях після обробки FAS [83]. Таким чином, можна зробити висновок, що дезінфекція FAS може сприяти HGT (Horizontal gene transfer) шляхом кон'югації [82, 83].

Реакція з генетичним матеріалом

Нещодавні дослідження показали, що FAS не тільки спричиняє пошкодження білка, але й пошкоджує генетичний матеріал бактерій. Для реакції ампліконів з FAS було запропоновано двоетапну реакційну модель, за якої першим кроком є оборотне N-хлорування нуклеотидних основ. N-хлорування спричиняє розрив зв'язку N з основою для з'єднання. Ці основи далі реагують із FAS, викликаючи незворотне C-хлорування [30, 35].

Було показано, що кінетика необоротного C-хлорування прискорюється за рахунок більшої експозиції FAS і більшої кількості нуклеотидних основ [35]. Загалом, повідомляється, що реакція FAS з ампліконами також залежить від Ph [35, 36], що можна пояснити специфікацією FAS ($\text{HOCl}/\text{OCl}^- \text{p}K_a = 7,54$) [7].

Для *E. coli* було повідомлено про пошкодження внутрішнього білка [23] і про кореляцію між фрагментацією ДНК та впливом FAS [31]. Швидкість реакції FAS з вільною ДНК, яка не пов'язана з бактеріальними клітинами, коливається від 3,9 до $9,2 \times 10^3 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при pH 7 [30]. Це вказує на те, що реакція є достатньо швидкою для деградації генетичного матеріалу. Крім того, інактивація екстрагованої ДНК з бактеріофагів посилюється зі збільшенням концентрації хлориду (Cl^-) [84], що може бути пов'язано з підвищеною внутрішньоклітинною дезактивацією генетичного матеріалу. Утворення $\cdot\text{OH}$ під час реакції на основі FAS було постульовано нещодавно [65]. Дійсно, Yoon et al. показали, що деградація сегментів ДНК може бути значно ускладнена в присутності t-BuOH, який є селективним поглиначем $\cdot\text{OH}$ [36]. Крім того, відсутність t-BuOH спричинила конформаційну зміну від суперскрученої до лінійної форми, а пізніше також спричинила фрагментацію. У присутності t-BuOH жодної з цих конформаційних змін не спостерігалось [36]. Таким чином, утворення $\cdot\text{OH}$ як вторинного окислювача FAS виглядає дуже ймовірним.

Дезактивація внутрішньоклітинного генетичного матеріалу, такого як внутрішньоклітинні

ARG, відбувається набагато повільніше порівняно з інактивацією самих бактерій. Таким чином, ARG все ще можуть бути інтактними, поки сама бактерія інактивована [30]. Це спостереження пояснюється тим фактом, що FAS та його вторинні окислювачі набагато сильніше поглинаються компонентами цитоплазматичної речовини ніж стічна вода або матриця питної води (наприклад, оболонковими ліпідами та білками), що значною мірою перешкоджає інактивації ARG FAS.

Переглядаючи літературу про застосування FAS для дезінфекції, Dodd (2012) дійшов висновку, що інактивація ARG може бути можливою; однак необхідна концентрація та час контакту (експозиції) будуть вищими за верхню межу нормативу для питної води [16, 31]. Це узгоджується з останніми результатами, які показали, що необхідна концентрація FAS для дезактивації ARG та інгібування передачі ARG значно вища ніж для інактивації ARB [82, 83]. Цей факт може стати проблематичним, оскільки відомо, що FAS утворює шкідливі DBP [85]. Токсичність цих DBP відома [86, 87], тому ці сполуки регулюються у питній воді. Таким чином, утворення шкідливих DBP дійсно може обмежити застосування FAS для інактивації ARG.

ДІОКСИД ХЛОРУ

ClO_2 використовується як альтернатива FAS, щоб уникнути утворення шкідливих галогенованих DBP під час застосування FAS для очищення води [88]. У порівнянні з FAS, ClO_2 є сильнішим дезінфікуючим засобом, який не дисоціює і, отже, демонструє вищу ефективність у ширшому діапазоні pH [89]. ClO_2 дуже швидко реагує з багатьма на електронні функціональними групами, такими як ароматичні сполуки [90] з активованими подвійними зв'язками [5] та активовані нейтральні аміни в порядку третинні > вторинні > первинні аміни [91]. Однак, як згадувалося раніше, реакційна здатність з дисоційованими функціональними групами залежить від pH. Наприклад, ClO_2 дуже повільно реагує з протонованими амінами [92].

Реакція з компонентами матриці

У водній матриці ClO_2 вступає в реакції з усіма згаданими функціональними групами NOM. Це основний фактор виснаження ClO_2 у водній матриці, яке відбувається досить повільно через високу вибірковість ClO_2 . Отже, ClO_2 також можна застосовувати у водах з високим вмістом органічних речовин [93].

Крім прямих реакцій ClO_2 , дезінфекцію також можна контролювати за допомогою кількох вторинних окислювачів. ClO_2 утворює FAS у реакції з фенолом і фенольними сполуками [18, 94, 95].



Таким чином, реакція ClO_2 з функціональними фенольними та олефіновими частинами NOM відповідає за утворення ФАС під час обробки води [18]. Вихід ФАС із використанням, наприклад, природної органічної речовини Suwannee River коливається від 22% до 25% на спожитий ClO_2 [18, 94]. Це показує, що дезінфекція на основі ClO_2 може включати значну кількість ФАС як вторинного окислювача та вторинних окислювачів, утворених ФАС, як описано вище. Утворення ФАС також призводить до утворення DBP, отриманих із хлору. Однак, здається, що утворений вихід ФАС є недостатньо високим для утворення відомих небажаних DBP під час дезінфекції ФАС, оскільки під час обробки ClO_2 не спостерігаються або спостерігаються лише низькі концентрації DBP [96] порівняно з хлоруванням [88]. Наприклад, додавання 4,5 мг/л ФАС до 3 мг/л DOC (фульвової кислоти Suwannee River, забуференої при рН 7,4), призводить до утворення 211 мкг/л хлороформу після п'яти днів часу реакції, тоді як 6 мг/л ClO_2 призводять лише до 0,36 мкг/л хлороформу за тих же експериментальних умов [88]. Слід взяти до уваги, що через низькі концентрації власне утвореного ФАС його може бути негайно спожито водною матрицею; однак поведінка внутрішньо сформованого ФАС у різних водних матрицях ще не досліджена. Можна припустити, що реакцію ClO_2 з органічною речовиною можна вважати попереднім окисленням, яке перешкоджає утворенню DBP під час реакції внутрішнього утвореного ФАС з DOC. Це аналогічно озонуванню, яке також призводить до нижчого потенціалу утворення DBP ФАС на наступному етапі хлорування [97].

Реакція зі складовими клітини

Хоча бактерицидний ефект ClO_2 відомий з першої половини 20 століття [98], механізм інактивації ClO_2 до кінця не розкритий. Ефективність інактивації *E. coli* ClO_2 залежить від дози, рН (швидше в лужному середовищі) і температури. При цьому остання має найменший вплив [99]. Застосування ClO_2 до *E. coli* призводить до інгібування різних ферментів, наприклад, дегідрогенази [100], P-D-галактозидази [99] вже після дуже короткого часу реакції, тоді як клітини залишаються життєздатними. Крім того, ClO_2 частково пригнічує синтез білка *E. coli*, що пропорційно дозі ClO_2 [100]. Інактивація кишкової палички корелює з вивільненням білка в розчин, що вказує на те, що ClO_2 також пошкоджує клітинну мембрану. Крім того, за допомогою трансмісійної електронної мікроскопії (ТЕМ) і аналізу білка за допомогою електрофорезу в поліакриламідному гелі після 1-log інактивації було надано докази того, що ClO_2 спричиняє пошкодження білків клітин-

ної поверхні та цитоплазми [23]. Виходячи з точного стану знань, можна стверджувати, що стадією інактивації, яка спричиняє інактивацію, є пошкодження клітинної мембрани з подальшим витоком цитоплазматичного матеріалу. Оскільки ClO_2 не реагує з подвійними зв'язками, подібними до ФАС [7, 17], які присутні в подвійному ліпідному шарі мембрани, пошкодження мембрани, що спостерігається, також може бути спричинене реакцією з мембранними білками. Деякі амінокислоти виявляють значну реакційну здатність до ClO_2 [101], і їх трансформація може відповідати за первинну стадію інактивації під час дезінфекції ClO_2 . Цистеїн демонструє найвищу швидкість реакції серед амінокислот із ClO_2 [102], значне зниження залишків тирозину та триптофану спостерігалось в білках після обробки ClO_2 , у той час як більшість інших амінокислот не зазнали значного розпаду [103]. Отже, можна зробити висновок, що ці залишки є основною мішенню для окислення на основі ClO_2 . Для білків альбуміну та глюкозо-6-фосфатдегідрогенази *Saccharomyces cerevisiae* повідомлялося про втрату ферментативної активності, зменшення вмісту α -спіралі та денатурацію білка [103]. Подібні результати отримані для лізоциму [104]. Однак до сьогоднішнього дня лише кілька досліджень вивчали поведінку білків бактеріальних клітин під час обробки ClO_2 .

Якщо реакцію амінокислот із ClO_2 вважати первинною стадією інактивації, ця реакція може призвести до утворення ФАС, що може сприяти механізму інактивації. Дійсно, постулюються можливі шляхи, вказуючи на утворення ФАС у реакції ClO_2 з цистеїном, тирозином і триптофаном [101, 102, 105, 106]. Слід зазначити, що ці амінокислоти належать до найбільш реактивних по відношенню до ClO_2 [29, 107]. Отже, можна припустити, що ФАС утворюється всередині бактеріальних клітин і, таким чином, може посилити дезінфікуючий ефект ClO_2 .

Реакція з генетичним матеріалом

Реакційна здатність ClO_2 до генетичного матеріалу мало вивчена. Ще менше відомо про зміни ДНК, спричинені ClO_2 . Нещодавно було повідомлено, що ClO_2 викликає зміни в конформації та структурі ДНК [108]. Вивчення впливу ClO_2 на клітини *Haemophilus influenza* показало, що активність трансформації ДНК не змінювалася, навіть після 6-log інактивації. Це вказує на те, що внутрішньоклітинна бактеріальна ДНК є інертною по відношенню до ClO_2 [100]. Загалом швидкість реакції бактеріальних ARG із ClO_2 дуже повільна (k_{app} коливається від 0,35 до $1,2 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7 [30]). Спостерігалася дуже незначна інактивація внутрішньоклітинних ARG після додавання ClO_2 до мультирезистентного штаму *Bacillus subtilis* [30].

ClO_2 сам по собі не виконує інактивацію ARGs. Наприклад, дезінфекція за допомогою ClO_2 у реальних водних матрицях може включати ~ 25% дезінфекції за рахунок ФАС [18], що може покращити дезінфекцію. Крім того, ФАС може утворюватися у внутрішньоклітинних реакціях ClO_2 і бути причиною спостережуваної незначної інактивації ARG. Хоча було продемонстровано утворення ФАС зі специфічними партнерами по реакції [101], ще не повідомлялося власне утворення та відповідна участь ФАС у процесах дезінфекції на основі ClO_2 (наприклад, інактивація ARG).

Можна припустити, що ClO_2 інактивує бактерії, реагуючи з мембранними та цитоплазматичними білками. У цих реакціях також можуть утворюватися вторинні окислювачі, такі як ФАС, які викликають подальше пошкодження клітин (зрештою, включаючи пошкодження генів). Окрім ФАС, іншим головним продуктом трансформації є ClO_2^- [17], цитотоксична сполука [109], яка також може утворюватися в цитоплазмі та брати участь в інактивації клітин. Проте реакції ClO_2^- з органічними сполуками ще мало досліджені. Крім того, ClO_2^- регулюється рекомендаціями щодо питної води (рекомендована VOO_3 порогова концентрація 0,7 мг/л), тобто утворення ClO_2^- обмежує застосування ClO_2 . Можливими контрзаходами є відновлення ClO_2^- за допомогою солей двовалентного заліза (Fe^{2+}) або іонів діоксиду сірки та сульфїту [110, 111].

ОЗОН

Застосування O_3 в очищенні води може бути використано для видалення мікробабрудувачів [94], зменшення смаку та запаху [112], а також для цілей дезінфекції [113, 114]. O_3 використовувався для дезінфекції води з початку минулого століття і отримав все більший інтерес після виявлення того, що застосування хлорування може призвести до утворення сполук із небажаним смаком і запахом, а також шкідливих DBP [85]. Механізми реакції та застосування O_3 для очищення води та стічних вод часто переглядалися протягом останніх десятиліть [6, 114–118].

Реакція з компонентами водної матриці

O_3 є більш реакційноздатним, ніж окислювачі, які обговорювалися вище. Це означає, що він піддається швидкій реакції зі сполуками водної матриці (наприклад NOM) і, отже, є менш стабільним і вибірковим [94]. Потреба O_3 , необхідна для дезінфекції, набагато вища, ніж потреба в розпаді мікробабрудувачів. Насправді, для інактивації однієї бактеріальної клітини необхідно 10^8 молекул O_3 [6].

O_3 реагує з компонентами матриці різними способами, утворюючи кілька вторинних окислювачів, які можуть сприяти інактивації патогенів. Таким чином, найважливішими вторинними окислювачами є FAB [62] і $\cdot\text{OH}$ [6], які утворюються в присутності Br^- [62] ($k(\text{O}_3 + \text{Br}^- \rightarrow \text{OBr}^- + \text{O}_2) = 1,6 \times 10^2 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$) [19] та органічної речовини відповідно. Експерименти в штучній морській воді з високими концентраціями Cl^- і Br^- показали, що O_3 розкладається протягом декількох секунд і утворюється FAB, який є досить стабільним [119]. Таким чином, реакція O_3 з Br^- випереджає повільну реакцію O_3 з Cl^- . Для видалення *Artemia salina* під час озонування морської води було визначено, що ступінь інактивації O_3 і FAB становить 51,9% і 6,8% відповідно [119]. Таким чином, можна припустити, що FAB дійсно відіграє певну роль під час дезінфекції на основі O_3 . Утворення ФАС у присутності Cl^- менш актуально в типових умовах водопідготовки, оскільки реакція O_3 і гідроксильних радикалів з Cl^- відбувається дуже повільно ($k(\text{O}_3 + \text{Cl}^-) = 10^{-3} \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7, $k(\cdot\text{OH} + \text{Cl}^-) = 10^3 \text{ M}^{-1} \text{ c}^{-1}$ при рН 7 [114, 120]) і, отже, буде витіснено іншими реакціями.

Іншим важливим вторинним окислювачем є $\cdot\text{OH}$, що утворюється в реакціях O_3 з органічними речовинами. Вихід $\cdot\text{OH}$ залежить від молекулярної структури NOM і коливається від 15% до 70% на спожитий еквівалент O_3 [6]. Швидкість реакції $\cdot\text{OH}$ з багатьма компонентами матриці дуже висока, тому експозиція дуже мала; таким чином, здається доцільним, що $\cdot\text{OH}$ очищається компонентами матриці. Однак літературні дані щодо цього суперечливі. Наприклад, інактивація *B. subtilis* була утруднена в присутності t-BuOH, селективного поглинача $\cdot\text{OH}$ [121]. З іншого боку, інактивація *E. coli* за присутності або відсутності іншого поглинача, гумінової кислоти, є подібною [123]. Причиною цього спостереження може бути те, що гумінова кислота також ініціює утворення $\cdot\text{OH}$ під час реакції з O_3 і, таким чином, посилює інактивацію *E. coli* $\cdot\text{OH}$. Вторинні окислювачі зазвичай утворюються під час очищення питної та стічної води в масовому розчині. Їх вплив на дезінфекцію часто важко оцінити, оскільки різні компоненти матриці поглинають ці вторинні окислювачі. $\cdot\text{OH}$ є дуже невибіркоким окислювачем, який здебільшого реагує з дифузійно-контрольованою кінетикою, що призводить до середнього часу життя в кілька мкс [25]. Це призводить до дуже низької стаціонарної концентрації $\cdot\text{OH}$ і, отже, до досить низької сили дезінфекції порівняно з первинним дезінфікуючим засобом і майже не сприяє інактивації бактеріальних клітин [123]. Повідомляється, що внутрішньоклітинна інактивація ARG суттєво не змінюється поза залежністю від кількості поза-клітинних $\cdot\text{OH}$ [35].



Реакція зі складовими клітини

Порівняно з ClO_2 і FАC, O_3 набагато менш селективний [93] і тому має більше можливих цільових структур для інактивації клітин. Атаку O_3 на бактеріальні клітини спостерігали в цитоплазматичному матеріалі [6, 33, 122] і клітинній мембрані [23, 124–126]. Таким чином, O_3 вступає в реакції з подвійними зв'язками, присутніми в клітинній мембрані [127], що збільшує проникність клітинної мембрани та витік внутрішніх клітинних сполук [126]. Крім того, O_3 реагує з різними амінокислотами, присутніми в мембранних білках [128]. У випадку амінокислот знову важливо згадати, що O_3 не реагує з самим пептидним зв'язком [127, 129], тому для атаки O_3 доступні лише бічні ланцюги. Окислення бічних груп амінокислот O_3 призводить до зміни здатності пептидного ланцюга до згортання та зв'язування [129], що може призвести до втрати функціональності білка. Про денатурацію і, таким чином, втрату біологічної активності білків після озонування повідомлялося раніше [51, 129].

Утворення вторинних окислювачів також може бути важливим у внутрішньоклітинних реакціях з O_3 [6]. Це може призвести до внутрішньоклітинної генерації FАВ у присутності Br^- , пероксидних радикалів та $\cdot\text{OH}$. Якщо FАВ утворюється, він реагує з іншими сполуками внутрішньої клітини (наприклад амінокислотами) [28, 130] і таким чином може збільшити швидкість інактивації бактерій. Попри те, що реакція O_3 з Cl^- з утворенням FАC відбувається дуже повільно, вона може бути важливою в ендоплазматиці, оскільки Cl^- може бути присутнім у дуже високих концентраціях порівняно з іншими компонентами клітини (Cl^- в *E. Coli* = 207 ± 41 мМ) [131]. Експериментально доведено, що утворення BrO_3^- під час озонування прискорюється, якщо присутні високі концентрації Cl^- [132]. Якщо FАC утворюється, він може або безпосередньо реагувати з життєво важливими клітинами, або з Br^- , утворюючи FАВ ($\text{HOCl} + \text{Br}^- \rightarrow \text{HOBr} + \text{Cl}^-$) = 6,84 × 10³ М⁻¹ с⁻¹ при рН 7 [7, 28], який зрештою утворює токсичний BrO_3^- [133]. Отже, можна зробити висновок, що високі концентрації Cl^- дійсно прискорюють інактивацію бактеріальних клітин під час дезінфекції на основі O_3 .

Крім того, реакція O_3 з цитоплазматичними компонентами також може давати $\cdot\text{OH}$ як вторинний окислювач [6, 134]. Механістичні шляхи та кінетика вже добре описані [6]. Утворення внутрішньоклітинного $\cdot\text{OH}$, здається, дуже ймовірно, прискорює інактивацію бактеріальних клітин шляхом швидкої реакції з широким спектром функціональних груп, таким чином, пошкоджуючи внутрішні сполуки клітини.

Реакція з генетичним матеріалом

Уже в 1950-х роках було зроблено висновок, що основним місцем атаки O_3 є поверхня клітини, хоча також спостерігалася реакція між O_3 і сполуками, які містять ДНК [124]. На цей момент багато досліджень довели, що інактивація бактерій за допомогою O_3 призводить до розкладання клітинної мембрани [23, 125, 126]. O_3 також може дифундувати в бактеріальні клітини і середню відстань подорожі можна оцінити за середньою кінетикою та середньою відстанню подорожі $\cdot\text{OH}$, яка становить 60–90 мкм [114]. Реакційна здатність O_3 в середньому на чотири порядки повільніша ніж $\cdot\text{OH}$; отже, можна оцінити, що середня відстань проходження O_3 приблизно на чотири порядки більша всередині клітини. Це означає, що орієнтовна середня тривалість подорожі O_3 становить 60–90 хв. Враховуючи довжину клітини кишкової палички близько 2 мкм, O_3 справді міг досягти генетичного матеріалу та прореагувати з нуклеотидами, що зрештою призвело до інактивації життєво важливих генів і, таким чином, до загибелі клітини. Повідомляється, що реакційна здатність $\cdot\text{OH}$ з ARGs дуже швидка ($k = 0,59 - 2,3 \times 10^{11} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$) [30]. Крім того, реакція O_3 з іншими компонентами клітини може також утворювати вищезгадані вторинні окислювачі, сприяючи інактивації генетичного матеріалу. Нарешті, реакція O_3 з самим генетичним матеріалом призводить до утворення $\cdot\text{OH}$ [32]. У цьому випадку $\cdot\text{OH}$ утворюються поблизу генетичного матеріалу, що значною мірою полегшує їх реакцію з ним, оскільки відстань переміщення гідроксильних радикалів у бактеріальних клітинах оцінюється в 60–90 мкм [114]. Варто зазначити, що $\cdot\text{OH}$ атаки на ДНК/РНК надзвичайно ефективні в інактивації генів внаслідок розриву рядків, що пригнічує трансформуючу активність [32]. Нещодавно було надано докази участі $\cdot\text{OH}$ під час реакції на основі O_3 з ДНК [36]. Окрім цього, обробка O_3 суперскрученої ДНК викликає одностороннє розщеплення кільцевої ДНК, що призводить до зміни суперскрученої структури [34]. Однак це спостереження не відбулося в присутності tBuOH [36], що вказує на те, що $\cdot\text{OH}$ відповідальні за зміну суперскрученої структури. Крім того, константа швидкості реакції O_3 з ARG була нижчою в присутності селективного поглинача $\cdot\text{OH}$ [35]. Ці результати показують, що $\cdot\text{OH}$, якщо вони внутрішньо утворюються, можуть відігравати певну роль в інактивації внутрішньоклітинних ARG. Необхідно враховувати, що генетичний матеріал також захищений внутрішньоклітинними структурами, наприклад, клітинною мембраною або іншими компонентами клітини, які можуть перешкоджати прямій реакції з окислювачами. Наприклад, навіть після 5 log інактивації *E. coli* O_3 внутрішньоклітинні ARG за-

лишаються інтактними [136]. Збільшення дози O_3 спричинило б кілька несприятливих ефектів, таких як утворення канцерогенного BrO_3^- [115, 134] або N-Nitrosodimethylamine (NDMA) [136]. Крім того, $\cdot\text{OH}$ виявили ще один недолік у моніторингу інактивації ARG. Реакція $\cdot\text{OH}$ з ДНК в основному призводить до фрагментації ланцюга шляхом розщеплення фосфатного остова [30]. Вкорочуючи ланцюг, активність трансформації ARG знижується; однак можливо, що область контрольованих ампліконів ARG залишається інтактною, що дає необ'єктивний результат швидшої інактивації ARG, ніж деградації ампліконів [30].

Стає очевидним, що синергія всіх вторинних окислювачів разом з O_3 як первинним окислювачем в кінцевому підсумку відповідає за інактивацію бактерій.

СТРАТЕГІЇ БАКТЕРІАЛЬНОГО ЗАХИСТУ

Аеробні бактерії постійно піддаються окислювальному стресу через активні форми кисню (АФК), такі як H_2O_2 або O_2^- [137]. Щоб протистояти впливу АФК, бактеріальні клітини розробили захисний механізм у формі антиоксидантів, таких як глутатіон (GSH). Було показано, що виробництво цього трипептиду (цистеїну, глутамінової кислоти та гліцину) індукується окислювальним стресом у *E. coli* та *S. cerevisiae* [138]. Було виявлено, що внутрішньоклітинна концентрація GSH в експоненціально зростаючій кишковій паличці, що харчується глюкозою, становить 17 мМ, що робить його другим за поширеністю метаболітом після глутамату (96 мМ) [139]. Таким чином, GSH є в надлишку над реакційноздатними амінокислотами, наприклад, метіоніном 0,15 мМ, тирозином 0,029 мМ [139] і, отже, поглинає більшість окислювачів і перешкоджає інактивації бактерій.

Швидкість реакції FАВ ще не визначена. Однак її можна оцінити за швидкістю реакції з цистеїном ($k(\text{HOBr} + \text{цистеїн}) = 1,7 \times 10^7 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при рН 7,2–7,5) [28], оскільки цистеїн є найбільш реакційноздатним фрагментом у цьому трипептиді. У випадку O_3 і FАC швидкість реакції з цистеїном $k(\text{O}_3 + \text{цистеїн}) = 4,2 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при рН 7 [127] і $k(\text{HOCl} + \text{цистеїн}) = 6,7 \times 10^7 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ при рН 7 [7] є повільніша або має той самий порядок величини, що й зареєстрована швидкість реакції для GSH. Таким чином, можна припустити, що швидкість реакції FАВ із GSH такого ж порядку або більша за швидкість реакції FАВ і цистеїну. Це показує, що всі первинні та вторинні окислювачі мають високу реакційну здатність по відношенню до GSH і в концентраціях у діапазоні мМ GSH, ймовірно, здатний ефективно поглинати більшість дезінфікуючих засобів і вторинних реактивних сполук.

Це може бути однією з причин, чому дезінфікуючі засоби зазвичай додають у великому надлишку над потенційними патогенами [6].

Окремо слід зазначити механізми відновлення пошкодженої ДНК. При цьому, елімінація трансформаційної активності залежить від типу генів репарації ДНК [37]. Вплив механізмів репарації стає зрозумілим при порівнянні деградації генів і втрати трансформуючої активності. Повідомляється, що втрата трансформаційної активності ДНК значно повільніша ніж загальна швидкість розпаду плазміди тим самим окислювачем [36, 37].

Поєднання механізму відновлення та виробництва хімічних поглиначів може бути відповідальним за надзвичайно високу кількість зіткнень між бактеріями та окислювачами (10^8 у випадку O_3 [6]), доки не станеться інактивація. Ця кількість зіткнень може бути подібною або навіть вищою у випадку FАC, ClO_2 і хлорамінів, оскільки кінетика їхньої інактивації подібна або повільніша. Реакція на стрес є набагато складнішою в бактеріальних консорціумах (біоплівках), які майже не досліджуються.

ДОДАТКОВІ ЕФЕКТИ IN VIVO

Слід враховувати, що вищезазначені швидкості реакції не обов'язково застосовуються до амінокислот, пов'язаних із пептидами або білками. Досліджуючи вплив інших амінокислот в олігопептидах і білках на реакційну здатність триптофану по відношенню до ClO_2 , було виявлено, що кілька факторів впливають на реакційну здатність у реальних умовах [140]. Наприклад, положення амінокислоти в пептиді, доступність, згортання білка та навколишні амінокислотні частини впливають на швидкість реакції. Приєднані амінокислоти можуть призводити до зсуву pK_a реакційноздатних фрагментів, що має сильний вплив на видиму швидкість реакції другого порядку, особливо при рН 7. Крім того, змінюється електронна густина і тому електрофільна атака або прискорена, або уповільнена. Також доступність реактивної частини в поліпептиді має сильний вплив на швидкість реакції [140].

Іншими важливими факторами для інактивації ARG можуть бути доступність ARG у геномі, суперскручування ланцюга спіралі ДНК і тип ДНК. Наприклад, для позаклітинної ДНК було показано, що ефективність інактивації геномної ДНК вища ніж плазмідної ДНК [141]. Два інших дослідження визначили подібну реактивність плазмідної та хромосомної ДНК щодо O_3 [30, 36]. Таким чином, здається дуже слушним, що всі спостережувані in vivo ефекти також залежать від окислювача. Крім того, було показано, що дволанцюгова





ДНК менш реактивна ніж одноланцюгова ДНК щодо ФАС [82]. Ефективність інактивації також залежить від довжини гена, оскільки довші амплікони мають вищу реактивність через більше можливих точок атаки [30, 35, 36].

ВИСНОВКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ПОДАЛЬШИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Базуючись на поточних знаннях, можна зробити висновок, що всі окислювачі, які застосовуються для очищення води, також утворюють різний набір вторинних окислювачів у своїй реакції з водною матрицею та з бактеріальними клітинами.

Усі первинні та вторинні оксиданти можуть певною мірою сприяти механізму інактивації клітин різних видів бактерій. Хоча утворення вторинних окислювачів відомо, мало відомо про їхній вплив на загальний механізм дезінфекції. Тому оцінити механізм повної інактивації первинного окислювача на сьогодні неможливо. Необхідні подальші дослідження щодо інактивації за відсутності або присутності різних поглиначів вторинних окислювачів. Як обговорювалося вище, нещодавно було показано участь $\cdot\text{OH}$ у процесах дезінфекції O_3 . Таку саму процедуру можна виконати для ClO_2 , використовуючи, наприклад, метіонін для видалення власне утвореного ФАС. Участь ФАС у процесах дезінфекції на основі ClO_2 є дуже цікавим напрямком досліджень. Однак, крім можливого утворення ФАС під час реакції з НОМ або специфічними амінокислотами, наразі немає даних. Вирішальним є подальша нормалізація наявних даних у літературі щодо кінетики інактивації різних окислювачів у молярному масштабі. У цьому огляді узагальнено наявні дані щодо інактивації бактерій оксидантами O_3 , ClO_2 і ФАС у воді. У літературі також доступні молярні константи швидкості інактивації вірусів O_3 [113]. Як показано вище, константи швидкості інактивації можуть сильно відрізнятися залежно від виду, штаму або окислювача.

Було б дуже корисно збільшити наявні дані про швидкості інактивації в молярному масштабі, що дозволить порівнювати різні окислювачі, а також допоможе покращити розуміння механізмів дезінфекції. До того ж, це дозволить передбачити дезінфекцію патогенів на основі впливу окислювачів і, таким чином, може допомогти покращити процеси дезінфекції води (наприклад, шляхом більш точного дозування окислювача).

Водночас, було б дуже корисно дослідити точний механізм реакції різних окислювачів на ДНК. Детально описано механізм реакції ФАС з різними ампліконами. Однак доступних даних щодо інших окислювачів поки що немає. Таким чином, додат-

кові дані були б дуже корисні для розуміння того, який окислювач (первинний чи вторинний) відповідає за яку частину деградації чи інактивації геному.

Необхідно далі дослідити, які вторинні окислювачі в яких реакціях утворюються, і визначити виходи, наприклад, утворення ФАС під час реакції ClO_2 з різними функціональними групами амінокислот. Це можна зробити шляхом порівняння інактивації мутованих штамів тих самих бактерій. Мутації мають бути такими, щоб результати розкривали розуміння внутрішнього утворення та участі вторинних окислювачів (наприклад, відсутність специфічних захисних білків). Крім того, вторинні окислювачі можуть утворювати додаткові окислювачі, які можна назвати третинними окислювачами. Цей ланцюжок різних реактивних сполук створює дуже складну систему, але також відкриває велике поле для досліджень. Подальші ефекти *in vivo* також повинні бути досліджені. Наприклад, суперскручування/згортання розширює вплив на інактивацію ARG різними окислювачами або доступність ARG до хімічної інактивації щодо розташування в геномі.

Лише якщо механізми інактивації повністю виявлені та зрозумілі, застосування окислювача можна оптимізувати для досягнення ефективної інактивації ARG.

Література

- Jütte M. Fundamental reaction mechanisms of chlorine dioxide during water treatment – Reactions with phenols and biomolecules during inactivation mechanisms. Darmstadt, Technische Universität Darmstadt. 252 p. P. 7–42. <https://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/id/eprint/24197>.
- Jutte M. et al. 2023. Bacterial inactivation processes in water disinfection – mechanistic aspects of primary and secondary oxidants – A critical review. *Water Res.* 231:119626. doi: 10.1016/j.watres.2023.119626.
- von Gunten U., Hoigne J., 1994. Bromate Formation during Ozonation of Bromide-Containing Waters: Interaction of Ozone and Hydroxyl Radical Reactions. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1234–1242. <https://doi.org/10.1021/es00056a009>.
- Panasenko O.M., Briviba K., Klotz L.O., Sies H., 1997. Oxidative modification and nitration of human low-density lipoproteins by the reaction of hypochlorous acid with nitrite. *Arch. Biochem. Biophys.* 343, 254–259. <https://doi.org/10.1006/abbi.1997.0171>.
- Hoigne J., Bader H., 1994. Kinetics of reactions of chlorine dioxide (OClO) in water-I. Rate constants for inorganic and organic compounds. *Water Res.* 28, 45–55. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90118-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90118-X).

6. von Sonntag C., von Gunten U., 2012. *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications*. <https://doi.org/10.2166/9781780400839>.

7. Deborde M., von Gunten U., 2008. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment-Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Res.* 42, 13–51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>.

8. Swietlik J., Dabrowska A., Raczyn-Stanislavia U., Nawrocki J., 2004. Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water Res.* 38, 547–558. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.034>.

9. Westerhoff P., Chao P., Mash H., 2004. Reactivity of natural organic matter with aqueous chlorine and bromine. *Water Res.* 38, 1502–1513. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.014>.

10. Hunt N.K., Marinas B.J., 1997. Kinetics of *Escherichia coli* inactivation with ozone. *Water Res.* 31, 1355–1362. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00394-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00394-6).

11. Jamil A., Farooq S., Hashmi I., 2017. Ozone Disinfection Efficiency for Indicator Microorganisms at Different pH Values and Temperatures. *Ozone Sci. Eng.* 39, 407–416. <https://doi.org/10.1080/01919512.2017.1322489>.

12. Jensen J.N., 2010. Disinfection Model Based on Excess Inactivation Sites: Implications for Linear Disinfection Curves and the Chick-Watson Dilution Coefficient. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8162–8168. <https://doi.org/10.1021/es101818z>.

13. Gyurek L.L., Finch G.R., 1998. Modeling Water Treatment Chemical Disinfection Kinetics. *J. Environ. Eng.* 124, 783–793. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:9\(783\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:9(783)).

14. Mwatondo M.H., Silverman A.I., 2021. *Escherichia coli* and *Enterococcus* spp. Indigenous to Wastewater Have Slower Free Chlorine Disinfection Rates than Their Laboratory-Cultured Counterparts. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 8, 1091–1097. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00732>.

15. Lee Y., von Gunten U., 2010. Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate VI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Res.* 44, 555–566. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.045>.

16. Dodd M.C., 2012. Potential impacts of disinfection processes on elimination and deactivation of antibiotic resistance genes during water and wastewater treatment. *J. Environ. Monit.* 14, 1754–1771. <https://doi.org/10.1039/c2em00006g>.

17. Abdighahroudi M.S. et al. 2021. Mechanisms and byproduct formation in the application of chlorine dioxide. *Comprehensive Analytical Chemistry*. pp. 51–83. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2021.01.003>.

18. Hupperich K. et al. 2020. Reaction of chlorine dioxide with organic matter – formation of inorganic products. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 6, 2597–2606. <https://doi.org/10.1039/D0EW00408A>.

19. Neta P., Huie R.E., Ross A.B., 1988. Rate Constants for Reactions of Inorganic Radicals in Aqueous Solution. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 17, 1027–1284. <https://doi.org/10.1063/L555808>.

20. Padan E., Zilberstein D., Schuldiner S., 1981. pH homeostasis in bacteria. *Biochim. Biophys. Acta – Rev. Biomembr.* 650, 151–166. [https://doi.org/10.1016/0304-4157\(81\)90004-6](https://doi.org/10.1016/0304-4157(81)90004-6).

21. Porcelli A.M. et al. 2005. pH difference across the outer mitochondrial membrane measured with a green fluorescent protein mutant. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 326, 799–804. <https://doi.org/10.1016/j.bbrc.2004.11.105>.

22. Zilberstein D., Agmon V., Schuldiner S., Padan E., 1984. *Escherichia coli* intracellular pH, membrane potential, and cell growth. *J. Bacteriol.* 158, 246–252. <https://doi.org/10.1128/jb.158.L246-252.1984>.

23. Cho M. et al. 2010. Mechanisms of *Escherichia coli* inactivation by several disinfectants. *Water Res.* 44, 3410–3418.

24. Yoon Y. et al. 2017. Inactivation efficiency of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during water treatment with chlorine, UV, and UV/ H_2O_2 . *Water Res.* 123, 783–793. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.056>.

25. Buxton G.V., Greenstock C.L., Helman W.P., Ross A.B., 1988. Critical Review of rate constants for reactions of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals ($\cdot\text{OH}/\text{O}^-$) in Aqueous Solution. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 17, 513–886. <https://doi.org/10.1063/L555805>.

26. Hoigne J., Bader H., 1983. Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water-I Non-dissociating organic compounds. *Water Res.* 17, 173–183. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90098-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90098-2).

27. Hoigne J., Bader H., Haag W.R., Staehelin J., 1983. Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water-II. Dissociating organic compounds. *Water Res.* 17, 185–194. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(85\)90368-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90368-9).

28. Heeb M.B., Criquet J., Zimmermann-Steffens S.G., von Gunten U., 2014. Oxidative treatment of bromide-containing waters: Formation of bromine and its reactions with inorganic and organic



- compounds – A critical review. *Water Res.* 48, 15–42. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.030>.
29. Sharma V.K., Sohn M., 2012. Reactivity of chlorine dioxide with amino acids, peptides, and proteins. *Environ. Chem. Lett.* 10, 255–264. <https://doi.org/10.1007/s10311-012-0355-5>.
30. He H. et al. 2019. Degradation and Deactivation of Bacterial Antibiotic Resistance Genes during Exposure to Free Chlorine, Monochloramine, Chlorine Dioxide, Ozone, Ultraviolet Light, and Hydroxyl Radical. *Environ. Sci. Technol.* 53, 2013–2026. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04393>.
31. Suquet C., Warren J.J., Seth N., Hurst J.K., 2010. Comparative study of HOCl-inflicted damage to bacterial DNA ex vivo and within cells. *Arch. Biochem. Biophys.* 493, 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2009.10.006>.
32. von Sonntag C., 2006. Free-Radical-Induced DNA Damage and Its Repair, Free-Radical-Induced DNA Damage and Its Repair. <https://doi.org/10.1007/3-540-30592-0>.
33. Ishizaki K., Sawadaishi K., Miura K., Shinriki N., 1987. Effect of ozone on plasmid DNA of *Escherichia coli* in situ. *Water Res.* 21, 823–827. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90158-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90158-8).
34. Sawadaishi K. et al. 1985. Ozonolysis of supercoiled pBR322 DNA resulting in strand scission to open circular DNA. *Nucleic Acids Res.* 13, 7183–7194. <https://doi.org/10.1093/nar/13.20.7183>.
35. Choi Y., He H., Dodd M.C., Lee Y., 2021. Degradation Kinetics of Antibiotic Resistance Gene *mecA* of Methicillin-Resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) during Water Disinfection with Chlorine, Ozone, and Ultraviolet Light. *Environ. Sci. Technol.* 55, 2541–2552. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05274>.
36. Yoon Y., He H., Dodd M.C., Lee Y., 2021. Degradation and deactivation of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during exposure to ozone and chlorine. *Water Res.* 202. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117408>.
37. Nihemaiti M. et al. 2020. Degradation and deactivation of a plasmid-encoded extracellular antibiotic resistance gene during separate and combined exposures to UV254 and radicals. *Water Res.* 182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115921>.
38. Friedberg E.C. et al. 2005. DNA Repair and Mutagenesis. ASM Press, Washington, DC, USA. <https://doi.org/10.1128/9781555816704>.
39. De Beer D., Srinivasan R., Stewart P.S., 1994. Direct measurement of chlorine penetration into biofilms during disinfection. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 4339–4344. <https://doi.org/10.1128/aem.60.12.4339-4344.1994>.
40. Engelbrecht R.S., Weber M.J., Salter B.L., Schmidt C.A., 1980. Comparative inactivation of viruses by chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.* 40, 249–256. <https://doi.org/10.1128/aem.40.2.249-256.1980>.
41. Floyd R., Sharp D.G., Johnson J.D., 1979. Inactivation by Chlorine of Single Poliovirus Particles in Water. *Environ. Sci. Technol.* 13, 438–442. <https://doi.org/10.1021/es60152a005>.
42. Le Dantec C. et al. 2002. Chlorine disinfection of atypical mycobacteria isolated from a water distribution system. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 1025–1032. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.3.1025-1032.2002>.
43. Nakagawara S. et al. 1998. Spectroscopic Characterization and the pH Dependence of Bactericidal Activity of the Aqueous Chlorine Solution. *Anal. Sci.* 14, 691–698. <https://doi.org/10.2116/analsci.14.691>.
44. Nuanualsuwan S., Cliver D.O., 2003. Capsid functions of inactivated human picornaviruses and feline calicivirus. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 350–357. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.L350-357.2003>.
45. Venkobachar C., Iyengar L., Prabhakara Rao, A.V.S., 1977. Mechanism of disinfection: Effect of chlorine on cell membrane functions. *Water Res.* 11, 727–729. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90114-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90114-2).
46. Berliner J.F.T., 1931. The chemistry of Chloramines. *Am. Water Work. Assoc.* 23, 1320–1333.
47. Vikesland P.J., Ozekin K., Valentine R.L., 1998. Effect of natural organic matter on monochloramine decomposition: Pathway elucidation through the use of mass and redox balances. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1409–1416. <https://doi.org/10.1021/es970589a>.
48. Gallard H., von Gunten U., 2002. Chlorination of natural organic matter: Kinetics of chlorination and of THM formation. *Water Res.* 36, 65–74. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00187-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00187-7).
49. Lu J., Zhang T., Ma J., Chen Z., 2009. Evaluation of disinfection by-products formation during chlorination and chloramination of dissolved natural organic matter fractions isolated from a filtered river water. *J. Hazard. Mater.* 162, 140–145. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.058>.
50. Richardson S.D. et al. 2007. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutat. Res. – Rev. Mutat. Res.* 636, 178–242. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001>.
51. Zhang Y. et al. 2015. Effects of ozone on the cytomembrane and ultrastructure of *Pseudomonas aeruginosa*. *Food Sci. Biotechnol.* 24, 987–993. <https://doi.org/10.1007/s10068-015-0126-8>.
52. Farkas L., Lewin M., Bloch R., 1949. The Reaction between Hypochlorite and Bromides. *J. Am. Chem. Soc.* 71, 1988–1991. <https://doi.org/10.1021/ja01174a025>.
53. Fayyad M.K., Al-Sheikh A.M., 2001. Determination of A-chloramines in As-Samra chlorinated wastewater and their effect on the disinfection process. *Water Res.* 35, 1304–1310. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00393-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00393-6).
54. Gruchlik Y. et al. 2014. Impact of bromide and iodine during drinking disinfection and potential treatment processes for their removal or mitigation. A study to evaluate distributed water from two Western Australian drinking water sources. *Water* 41, 38–43.
55. Li J. et al. 2020. Oxidation of iodide and hypiodous acid by non-chlorinated water treatment oxidants and formation of iodinated organic compounds: A review. *Chem. Eng. J.* 386. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123822>.
56. Magazinovic R.S., Nicholson B.C., Mulcahy D.E., Davey D.E., 2004. Bromide levels in natural waters: Its relationship to levels of both chloride and total dissolved solids and the implications for water treatment. *Chemosphere* 57, 329–335. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.056>.
57. Criquet J., Allard S., 2021. Influence of bromide and iodide on the formation of disinfection by-products in drinking water treatment. *Compr. Anal. Chem.* 92, 113–134. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2021.01.004>.
58. Dong S., Masalha N., Plewa M.J., Nguyen T.H., 2017. Toxicity of Wastewater with Elevated Bromide and Iodide after Chlorination, Chloramination, or Ozonation Disinfection. *Environ. Sci. Technol.* 51, 9297–9304. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02345>.
59. Bichsel Y., von Gunten U., 1999. Oxidation of iodide and hypiodous acid in the disinfection of natural waters. *Environ. Sci. Technol.* 33, 4040–4045. <https://doi.org/10.1021/es990336c>.
60. Wojtowicz J.A., 2004. Sanitizer and oxidizer product information summaries. *J. Swim. Pool Spa Ind.* 5, 20–38.
61. Daiber E.J. et al., 2016. Progressive Increase in Disinfection Byproducts and Mutagenicity from Source to Tap to Swimming Pool and Spa Water: Impact of Human Inputs. *Environ. Sci. Technol.* 50, 6652–6662. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00808>.
62. Haag W.R., Holgne J., 1983. Ozonation of Bromide-Containing Waters: Kinetics of Formation of Hypobromous Acid and Bromate. *Environ. Sci. Technol.* 17, 261–267. <https://doi.org/10.1021/es00111a004>.
63. Judd S.J., Jeffrey J.A., 1995. Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acids. *Water Res.* 29, 1203–1206. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00230-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00230-5).
64. Wirzberger V. et al. 2021. Matrix composition during ozonation of A-containing substances may influence the acute toxicity towards *Daphnia magna*. *Sci. Total Environ.* 765, 142727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142727>.
65. Rodriguez E.M., von Gunten U., 2020. Generation of hydroxyl radical during chlorination of hydroxyphenols and natural organic matter extracts. *Water Res.* 177. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115691>.
66. Pattison D.I., Hawkins C.L., Davies M.J., 2003. Hypochlorous acid-mediated oxidation of lipid components and antioxidants present in low-density lipoproteins: Absolute rate constants, product analysis, and computational modeling. *Chem. Res. Toxicol.* 16, 439–449. <https://doi.org/10.1021/tx025670s>.
67. Hawkins C.L., Davies M.J., 1998a. Hypochlorite-induced damage to proteins: Formation of nitrogen-centred radicals from lysine residues and their role in protein fragmentation. *Biochem. J.* 332, 617–625. <https://doi.org/10.1042/bj3320617>.
68. Hazell L.J., Stocker R., 1993. Oxidation of low-density lipoprotein with hypochlorite causes transformation of the lipoprotein into a high-uptake form for macrophages. *Biochem. J.* 290, 165–172. <https://doi.org/10.1042/bj2900165>.
69. How Z.T., Linge K.L., Busetti F., Joll C.A., 2017. Chlorination of Amino Acids: Reaction Pathways and Reaction Rates. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4870–4876. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04440>.
70. Hureiki L., Croue J.P., Legube B., 1994. Chlorination studies of free and combined amino acids. *Water Res.* 28, 2521–2531. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90070-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90070-1).
71. Na C., Olson T.M., 2007. Relative reactivity of amino acids with chlorine in mixtures. *Environ. Sci. Technol.* 41, 3220–3225. <https://doi.org/10.1021/es061999e>.
72. Tan H., Wheeler W.B., Wei C. i., 1987b. Reaction of chlorine dioxide with amino acids and peptides: Kinetics and mutagenicity studies. *Mutat. Res. Toxicol.* 188, 259–266. [https://doi.org/10.1016/0165-1218\(87\)90002-4](https://doi.org/10.1016/0165-1218(87)90002-4).
73. Winterbourn C.C., 1985. Comparative reactivities of various biological compounds with myeloperoxidase-hydrogen peroxide-chloride, and



similarity of oxidant to hypochlorite. *Biochim. Biophys. Acta – Gen. Subj.* 840, 204–210. [https://doi.org/10.1016/0304-4165\(85\)90120-5](https://doi.org/10.1016/0304-4165(85)90120-5).

74. Vissers M.C.M., Winterbourn C.C., 1991. Oxidative damage to fibronectin. I. The effects of the neutrophil myeloperoxidase system and HOCl. *Arch. Biochem. Biophys.* 285, 53–59. [https://doi.org/10.1016/0003-9861\(91\)90327-F](https://doi.org/10.1016/0003-9861(91)90327-F).

75. Fu X., Mueller D.M., Heinecke J.W., 2002. Generation of intramolecular and intermolecular sulfenamides, sulfenamides, and sulfonamides by hypochlorous acid: A potential pathway for oxidative cross-linking of low-density lipoprotein by myeloperoxidase. *Biochemistry* 41, 1293–1301. <https://doi.org/10.1021/bi015777z>.

76. Tan H. et al. 1987a. A Kinetic Study of the Reaction of Aqueous Chlorine and Chlorine Dioxide with Amino Acids, Peptides and Proteins. *J. Food Sci.* 52, 1706–1711. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1987.tb05910.x>.

77. Jensen J.S., Lam Y.F., Helz G.R., 1999. Role of amide nitrogen in water chlorination: Proton NMR evidence. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3568–3573. <https://doi.org/10.1021/es980878e>.

78. Arnhold J., Hammerschmidt S., Arnold K., 1991. Role of functional groups of human plasma and luminol in scavenging of NaOCl and neutrophil-derived hypochlorous acid. *BBA – Mol. Basis Dis.* 1097, 145–151. [https://doi.org/10.1016/0925-4439\(91\)90099-U](https://doi.org/10.1016/0925-4439(91)90099-U).

79. Ulmschneider M.B., Sansom M.S.P., 2001. Amino acid distributions in integral membrane protein structures. *Biochim. Biophys. Acta – Biomembr.* 1512, 1–14. [https://doi.org/10.1016/S0005-2736\(01\)00299-1](https://doi.org/10.1016/S0005-2736(01)00299-1).

80. Hawkins C.L., Davies M.J., 1998b. Reaction of HOCl with amino acids and peptides: EPR evidence for rapid rearrangement and fragmentation reactions of nitrogen-centred radicals. *J. Chem. Soc. Perkin Trans. 2* 1937–1945. <https://doi.org/10.1039/a802949k>.

81. Hawkins C.L., Davies M.J., 1999. Hypochlorite-induced oxidation of proteins in plasma: formation of chloramines and nitrogen-centred radicals and their role in protein fragmentation. *Biochem. J.* 340, 539. <https://doi.org/10.1042/0264-6021:3400539>.

82. Guo M.T., Yuan Q., Bin, Yang, J., 2015. Distinguishing effects of ultraviolet exposure and chlorination on the horizontal transfer of antibiotic resistance genes in municipal wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 49, 5771–5778. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00644>.

83. Jin M. et al. 2020. Chlorine disinfection promotes the exchange of antibiotic resistance genes across bacterial genera by natural transformation.

ISME J. 14, 1847–1856. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-0656-9>.

84. Szczuka A. et al. 2022. Chloride Enhances DNA Reactivity with Chlorine under Conditions Relevant to Water Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 13347–13356. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03267>.

85. Rook J.J., 1976. Haloforms in drinking water. *Am. Water Work. Assoc.* 68, 168–172. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1976.tb02376.x>.

86. Pan S. et al. 2014. Cancer risk assessment on trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water of China using disability-adjusted life years. *J. Hazard. Mater.* 280, 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.080>.

87. Wang G.S., Deng Y.C., Lin T.F., 2007. Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Sci. Total Environ.* 387, 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.029>.

88. Zhang X., Echigo S., Minear R.A., Plewa M.J., 2000. Characterization and comparison of disinfection by-products of four major disinfectants. *ACS Symp. Ser.* 761, 299–314. <https://doi.org/10.1021/bk-2000-0761.ch019>.

89. Junli H. et al. 1997. Disinfection effect of chlorine dioxide on bacteria in water. *Water Res.* 31, 607–613. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00275-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00275-8).

90. Huber M.M., Korhonen S., Ternes T.A., von Gunten U., 2005. Oxidation of pharmaceuticals during water treatment with chlorine dioxide. *Water Res.* 39, 3607–3617. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.040>.

91. Rosenblatt D.H. et al. 1967. Oxidations of Amines. II. Substituent Effects in Chlorine Dioxide Oxidations. *J. Am. Chem. Soc.* 89, 1158–1163. <https://doi.org/10.1021/ja00981a022>.

92. Wang P., He Y.L., Huang C.H., 2010. Oxidation of fluoroquinolone antibiotics and structurally related amines by chlorine dioxide: Reaction kinetics, product and pathway evaluation. *Water Res.* 44, 5989–5998. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.053>.

93. Lee Y., von Gunten U., 2010. Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate VI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Res.* 44, 555–566. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.045>.

94. Rouge V., Allard S., Croue J.P., Von Gunten U., 2018. In Situ Formation of Free Chlorine during ClO₂ Treatment: Implications on the Formation of Disinfection Byproducts. *Environ. Sci. Technol.* 52, 13421–13429. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04415>.

95. Terhalle J. et al. 2018. Chlorine Dioxide–Pollutant Transformation and Formation of Hypochlorous Acid as a Secondary Oxidant. *Environ. Sci. Technol.* 52, 9964–9971. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01099>.

96. Al-Otoum F. et al. 2016. Disinfection by products of chlorine dioxide (chlorite, chlorate, and trihalomethanes): Occurrence in drinking water in Qatar. *Chemosphere* 164, 649–656. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.008>.

97. Hua G., Reckhow D.A., 2013. Effect of pre-ozonation on the formation and speciation of DBPs. *Water Res.* 47, 4322–4330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.057>.

98. Ridenour G.M., Ingols R.S., 1947. Bactericidal Properties of Chlorine Dioxide. *Am. Water Work. Assoc.* 39, 561–567.

99. Ofori I., Maddila S., Lin J., Jonnalagadda S.B., 2017. Chlorine dioxide oxidation of *Escherichia coli* in water – A study of the disinfection kinetics and mechanism. *J. Environ. Sci. Heal. – Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.* 52, 598–606. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1293993>.

100. Roller S.D., Olivieri V.P., Kawata K., 1980. Mode of bacterial inactivation by chlorine dioxide. *Water Res.* 14, 635–641. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90121-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90121-9).

101. Jutte M. et al. 2022. Novel insights into chlorine dioxide based disinfection mechanisms – investigation of the reaction with amino acids. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 8, 630–639. <https://doi.org/10.1039/D1EW00812A>.

102. Ison A., Odeh I.N., Margerum D.W., 2006. Kinetics and mechanisms of chlorine dioxide and chlorite oxidations of cysteine and glutathione. *Inorg. Chem.* 45, 8768–8775. <https://doi.org/10.1021/ic0609554>.

103. Ogata N., 2007. Denaturation of protein by chlorine dioxide: Oxidative modification of tryptophan and tyrosine residues. *Biochemistry* 46, 4898–4911. <https://doi.org/10.1021/bi061827u>.

104. Ooi B.G., Branning S.A., 2017. Correlation of Conformational Changes and Protein Degradation with Loss of Lysozyme Activity Due to Chlorine Dioxide Treatment. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 182, 782–791. <https://doi.org/10.1007/s12010-016-2361-8>.

105. Napolitano M.J., Green B.J., Nicoson J.S., Margerum D.W., 2005. Chlorine dioxide oxidations of tyrosine, A-acetyltyrosine, and dopa. *Chem. Res. Toxicol.* 18, 501–508. <https://doi.org/10.1021/tx049697i>.

106. Stewart D.J., Napolitano M.J., Bakhmutova-Albert E.V., Margerum D.W., 2008. Kinetics and mechanisms of chlorine dioxide oxidation of tryptophan.

Inorg. Chem. 47, 1639–1647. <https://doi.org/10.1021/ic701761p>.

107. Noss C.I., Hauchman F.S., Olivieri V.P., 1986. Chlorine dioxide reactivity with proteins. *Water Res.* 20, 351–356. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90083-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90083-7).

108. Zhao X., Lan W., Yang X., Xie J., 2022. Inactivation effect and protective barriers damage caused to *Shewanella putrefaciens* by stable chlorine dioxide combined with slightly acidic electrolyzed water. *J. Food Process. Preserv.* 46, 1–10. <https://doi.org/10.1111/jfpp.16775>.

109. Van Wijk D.J., Kroon S.G.M., Garttner-Arends I.C.M., 1998. Toxicity of chlorate and chlorite to selected species of algae, bacteria, and fungi. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 40, 206–211. <https://doi.org/10.1006/eesa.1998.1685>.

110. Gordon G., Sloopmaekers B., Tachiyashiki S., Wood D.W., 1990. Minimizing chlorite ion and chlorate ion in water treated with chlorine dioxide. *J. Am. Water Work. Assoc.* 82, 160–165. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1990.tb06947.x>.

111. Katz A., Narkis N., 2001. Removal of chlorine dioxide disinfection by-products by ferrous salts. *Water Res.* 35, 101–108. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00250-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00250-5).

112. Glaze W.H. et al. 1990. Evaluating oxidants for the removal of model taste and odor compounds from a municipal water supply. *J. Am. Water Work. Assoc.* 82, 79–84. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1990.tb06967.x>.

113. Morrison C.M. et al. 2022. Ozone disinfection of waterborne pathogens and their surrogates: A critical review. *Water Res.* 214. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118206>.

114. von Gunten U., 2003a. Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Res.* 37, 1469–1487. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00458-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00458-X).

115. Glaze W.H., Kang J.W., Chapin D.H., 1987. The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. *Ozone Sci. Eng.* 9, 335–352. <https://doi.org/10.1080/01919518708552148>.

116. Lawrence J., Cappelli F.P., 1977. Ozone in drinking water treatment: A review. *Sci. Total Environ.* 7, 99–108. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(77\)90001-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(77)90001-8).

117. von Gunten U., 2018. Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environ. Sci. Technol.* 52, 5062–5075. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00586>.

118. von Gunten U., 2003b. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product



formation. *Water Res.* 37, 1443–1467. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00457-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00457-8).

119. Jung Y., Hong E., Kwon M., Kang J.W., 2017. A kinetic study of ozone decay and bromine formation in saltwater ozonation: Effect of O₃ dose, salinity, pH, and temperature. *Chem. Eng. J.* 312, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.113>.

120. Levanov A.V., Isaikina O.Y., Gasanova R.B., Lunin V.V., 2018. Solubility of Ozone and Kinetics of Its Decomposition in Aqueous Chloride Solutions. *Ind. Eng. Chem. Res.* 57, 14355–14364. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.8b03371>.

121. Cho M., Chung H., Yoon J., 2003. Disinfection of water containing natural organic matter by using ozone-initiated radical reactions. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 2284–2291. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.4.2284-2291.2003>.

122. Hunt N.K., Marinas B.J., 1999. Inactivation of *Escherichia coli* with ozone: Chemical and inactivation kinetics. *Water Res.* 33, 2633–2641. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00115-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00115-3).

123. Hao J. et al. 2012. Roles of hydroxyl radicals in electrolyzed oxidizing water (EOW) for the inactivation of *Escherichia coli*. *Int. J. Food Microbiol.* 155, 99–104. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2011.12.031>.

124. Christensen E., Giese A.C., 1954. Changes in absorption spectra of nucleic acids and their derivatives following exposure to ozone and ultraviolet radiations. *Arch. Biochem. Biophys.* 51, 208–216. [https://doi.org/10.1016/0003-9861\(54\)90468-3](https://doi.org/10.1016/0003-9861(54)90468-3).

125. Girgin Ersoy Z., Barisci S., Dinc O., 2019. Mechanisms of the *Escherichia coli* and *Enterococcus faecalis* inactivation by ozone. *LWT* 100, 306–313. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2018.10.095>.

126. McNair Scott D.B., Leshner E.C., 1963. Effect of Ozone on Survival and Permeability of *Escherichia Coli*. *J. Bacteriol.* 85, 567–576. <https://doi.org/10.1128/jb.85.3.567-576.1963>.

127. Pryor W.A., Das B., Church D.F., 1991. The Ozonation of Unsaturated Fatty Acids: Aldehydes and Hydrogen Peroxide as Products and Possible Mediators of Ozone Toxicity. *Chem. Res. Toxicol.* 4, 341–348. <https://doi.org/10.1021/tx00021a014>.

128. Sharma V.K., Graham N.J.D., 2010. Oxidation of Amino Acids, Peptides and Proteins by Ozone: A Review. *Ozone Sci. Eng.* 32, 81–90. <https://doi.org/10.1080/01919510903510507>.

129. Cataldo F., 2006. Ozone degradation of biological macromolecules: Proteins, hemoglobin, RNA, and DNA. *Ozone Sci. Eng.* 28, 317–328. <https://doi.org/10.1080/01919510600900290>.

130. Pattison D.I., Davies M.J., 2004. Kinetic Analysis of the Reactions of Hypobromous Acid with Protein Components: Implications for Cellular

Damage and Use of 3-Bromotyrosine as a Marker of Oxidative Stress. *Biochemistry* 43, 4799–4809. <https://doi.org/10.1021/bi035946a>.

131. Szatmari D. et al. 2020. Intracellular ion concentrations and cation-dependent remodelling of bacterial MreB assemblies. *Sci. Rep.* 10, 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68960-w>.

132. Grguric G., Trefry J.H., Keaffaber J.J., 1994. Ozonation products of bromine and chlorine in seawater aquaria. *Water Res.* 28, 1087–1094. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90194-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90194-5).

133. Fischbacher A., Loppenberg K., Von Sonntag C., Schmidt T.C., 2015. A New Reaction Pathway for Bromite to Bromate in the Ozonation of Bromide. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11714–11720. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02634>.

134. Nothe T., Fahlenkamp H., von Sonntag C., 2009. Ozonation of wastewater: Rate of ozone consumption and hydroxyl radical yield. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5990–5995. <https://doi.org/10.1021/es900825f>.

135. Czekalski N. et al. 2016. Inactivation of Antibiotic Resistant Bacteria and Resistance Genes by Ozone: From Laboratory Experiments to Full-Scale Wastewater Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 50, 11862–11871. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02640>.

136. Andrzejewski P., Kasprzyk-Hordern B., Nawrocki J., 2008. A-nitrosodimethylamine (NDMA) formation during ozonation of dimethylamine-containing waters. *Water Res.* 42, 863–870. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.032>.

137. Forman H.J., Zhang H., Rinna A., 2009. Glutathione: Overview of its protective roles, measurement, and biosynthesis. *Mol. Aspects Med.* 30, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.mam.2008.08.006>.

138. Carmel-Harel O., Storz G., 2000. Roles of the Glutathione- and Thioredoxin-Dependent Reduction Systems in the *Escherichia Coli* and *Saccharomyces Cerevisiae* Responses to Oxidative Stress. *Annu. Rev. Microbiol.* 54, 439–461. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.54.L439>.

139. Bennett B.D. et al. 2009. Absolute metabolite concentrations and implied enzyme active site occupancy in *Escherichia coli*. *Nat. Chem. Biol.* 5, 593–599. <https://doi.org/10.1038/nchembio.186>.

140. Ge Y. et al. 2020. Exploration of reaction rates of chlorine dioxide with tryptophan residue in oligopeptides and proteins. *J. Environ. Sci. (China)* 93, 129–136. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.03.059>.

141. Zhang M. et al. 2019. Degradation of extracellular genomic, plasmid DNA and specific antibiotic resistance genes by chlorination. *Front. Environ. Sci. Eng.* 13. <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1124-5>

ПРОБЛЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД І ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Лариса Саблій, Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ, larisasabliy@ukr.net

КОЛЕКТИВ НАУКОВЦІВ КАФЕДРИ БІОЕНЕРГЕТИКИ, БІОІНФОРМАТИКИ ТА ЕКОБІОТЕХНОЛОГІЇ ЗА ОСТАННІ РОКИ ВИКОНАВ НАУКОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ З ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД, ВІДПОВІДНО ДО НАУКОВИХ ПРОЄКТІВ У СПІВПРАЦІ З ІНСТИТУТОМ ПРИКЛАДНИХ НАУК ХОФ (НІМЕЧЧИНА), ДОГОВОРІВ З ТОВ «ФІБЕРІКА», ПРОДОВЖУЄ СПІЛЬНІ РОЗРОБКИ З ІНСТИТУТОМ ТЕХНІЧНОЇ ТЕПЛОФІЗИКИ НАН УКРАЇНИ, З ШКІРЯНИМ ЗАВОДОМ ТЗОВ «СВІТ ШКІРИ» (М. БОЛЕХІВ, ІВАНО-ФРАНКІВСЬКА ОБЛАСТЬ), З ПРОЄКТНОЮ ОРГАНІЗАЦІЄЮ ТОВ «ОСТВА» (М. РІВНЕ).

В Україні існують значні проблеми очищення стічних вод міст, сіл, промислових підприємств, об'єктів сезонної роботи тощо. Багато очисних станцій застарілі, неефективні або взагалі відсутні, що залишає приблизно 20 мільйонів людей без доступу до централізованих послуг з очищення стічних вод. Згідно із статистикою, лише 50 відсотків населення України має доступ до централізованих послуг зі збору та очищення стічних вод, тоді як у сільській місцевості цей показник значно нижчий. Більшість промислових підприємств не мають локальних очисних споруд або у них є лише споруди механічного очищення й усереднення стічних вод та скидають сильно забруднені виробничі стічні води на міські очисні станції, ускладнюючи їх роботу. Курорти, бази відпочинку, санаторії та інші об'єкти сезонної роботи характеризуються значними коливаннями витрат та концентрацій забруднюючих речовин в стічних водах протягом року, що ускладнює використання традиційних технологій біологічного очищення в аеротенках у зв'язку з труднощами управління їх роботою. Погано очищені або неочищені стічні води становлять серйозну загрозу для здоров'я населення та довкілля, призводять до забруднення поверхневих та ґрунтових вод, особливо в густонаселених та промислово розвинених регіонах.

Військові дії ще більше загострили описані проблеми, зокрема, руйнувань та пошкоджень зазнали інфраструктури систем водовідведення та очисні станції стічних вод в багатьох регіонах. Понад 230 очисних споруд для стічних вод були пошкоджені або зруйновані, що значно знижує здатність України ефективно очищати стічні води. Більшість діючих систем збору та транспортування стічних вод в Україні побудовано понад 50 років тому, і вони занадто потужні для сучасних демографічних та економічних ре-

лій. Ця невідповідність потужності призвела до зниження ефективності, частих збоїв у мережі та неадекватної роботи очисних станцій. У невеликих містах руйнування очисних споруд залишило багато громад повністю залежними від тимчасових або імпровізованих рішень, що створило нагальну потребу в реконструкції систем водовідведення та очищення стічних вод. Міська влада стикається з такими проблемами, як обмежені фінансові ресурси, брак технічної експертизи та географічні обмеження, що роблять масштабні інфраструктурні проекти неможливими.

Проблемою також є суворий зимовий клімат в Україні, що перешкоджає ефективності традиційних біологічних методів очищення (зокрема, з активним мулом), що важко функціонують в холодних умовах. Це призводить до неповного очищення та збільшення ризиків для довкілля та здоров'я населення.

Враховуючи ці проблеми, в Україні потрібні інноваційні, економічно ефективні та стійкі до клімату рішення для очищення стічних вод — системи, які можуть ефективно працювати за високих концентрацій забруднень, мінусових температур, ефективно очищати виробничі стічні води промислових підприємств, вимагають мінімальних затрат та можуть бути швидко впроваджені на об'єктах із змінним навантаженням стічних вод.

Дослідження, що проводяться нами, спрямовані на одержання перспективних, ефективних та економічних рішень щодо очищення стічних вод міст, сіл, промислових підприємств, об'єктів сезонної роботи тощо для подолання вищеперерахованих проблем. Враховуючи зобов'язання України щодо інтеграції з ЄС та відновлення довкілля, доцільність отриманих рішень для очищення стічних вод перевіряється на відповідність екологічним стандартам України та ЄС.



Напрямки наших досліджень:

- удосконалення технології біологічного очищення міських і промислових стічних вод від сполук азоту та фосфору з використанням активного мулу та процесів нітрифікації, денітрифікації;
- розробка технологій локального очищення промислових стічних вод;
- розробка технологій біологічного очищення стічних вод з використанням носіїв з іммобілізованими мікроорганізмами [1];
- використання вищих водних рослин для очищення стічних вод від азоту, фосфору, йонів металів та інших забруднюючих речовин [2].

Одним із напрямків є розробка та впровадження технологій локального очищення стічних вод промислових підприємств ряду галузей:

- легкої (шкіряних заводів, хутряних фабрик, шерстяних фабрик тощо);
- деревообробної (картонно-паперових фабрик [3]);
- харчової (м'ясопереробних заводів, молокозаводів, олійних, солодових заводів тощо);
- фармацевтичної (виробництво антибіотиків, різних фармпрепаратів тощо) та ін.

Вище вказані промислові стічні води відрізняються високими концентраціями органічних речовин за БСК і ХСК, завислих речовин різної природи та ступеня дисперсності, містять токсичні та інгібуючі домішки (іони важких металів – шкіряні заводи, барвники – шерстяні фабрики, антибіотики – фармзаводи та ін.), синтетичні поверхнево-активні речовини, жири та ін. забруднення, чимала кількість яких важко розкладається біологічно і потребує видалення перед біологічною стадією на спорудах локального очищення.

Нами розроблено технології локального очищення з отриманням очищеної води, яка за концентраціями забруднень відповідає нормам скиду в міську систему водовідведення і може в подальшому проходити спільне очищення з міськими стічними водами на очисних спорудах міста.

Розроблені технології локального очищення стічних вод впроваджено в проекти очисних станцій та розпочато їх будівництво (низка про-

мислових підприємств міста Харкова: (фармзавод, олійний завод, м'ясопереробний завод, машинобудівний завод, шерстяна фабрика).

Так, було розроблено технологію локального очищення стічних вод підприємства по виробництву антибіотиків. Технологія включає усереднення стічних вод, коагулювання сульфатом заліза з підлужуванням, відстоювання, окиснення органічних забруднюючих речовин, в тому числі антибіотика, пероксидом водню та фільтрування. Профільтровану воду можна відводити в систему водовідведення міста для подальшого спільного очищення. Ступінь видалення антибіотика – цефуроксиму, досягає 94–96%. Для доочищення стічної води від залишків антибіотика можна використовувати вищі водні рослини, зокрема, ряскви [4].

Для локального очищення стічних вод м'ясопереробного заводу було розроблено технологію фізико-хімічного очищення з відведенням очищеної води в систему водовідведення міста Харкова [5] та комплексну технологію фізико-хімічного та двоступеневого біологічного очищення стічних вод, впроваджену на м'ясопереробному підприємстві в Рівненській області. В останній стічні води проходять повне очищення зі скидом очищеної води в річку Горинь. Технологія включає реагентну напірну флотацію на попередній стадії, двоступеневе аеробне біологічне очищення в аеротенках та знезараження. Використання технології дозволило очистити стічну воду від високих концентрацій органічних речовин, зависі, сполук азоту та фосфору до допустимих значень для скиду в річку. Ступінь очищення за органічними речовинами досягає 99%.

Другий напрямок досліджень пов'язаний з глибоким видаленням із стічних вод сполук азоту та фосфору. Прикладом розробки є надзвичайно ефективна технологія біологічного очищення стічних вод шкіряного заводу з глибоким видаленням сполук азоту [6], що було впроваджено на шкіряному заводі в місті Болехів Івано-Франківської області. Технологія включає (після попереднього механічного та фізико-хімічного очищення) біологічну стадію із зонами – анаеробною та аеробною, з рециркуляцією нітратного потоку з кінця аеробної зони в анаеробну для здійснення в останній процесу денітрифікації. Це дозволило значно знизити концентрацію амонійного азоту – з 200 мг/дм³ на вході в анаеробну зону до 1,5 мг/дм³ на виході з аеротенка при нормі скиду в річку – 2 мг/дм³.

Наступний напрямок досліджень пов'язаний з використанням для біологічного процесу іммобілізованих на синтетичних носіях мікроорганізмів.

Мета досліджень – підвищити ефективність очищення стічних вод в аеротенках, анаеробних та інших біореакторах за рахунок збільшення біомаси мікроорганізмів в одиниці об'єму споруди, а отже, збільшити швидкість біохімічних процесів деструкції органічних речовин, вихід біогазу в анаеробних умовах, зменшити капітальні та експлуатаційні витрати на очищення. Досліджували різні типи носіїв: пластмасові носії – блочні, дисперсні, волокнисті капронові носії, біоплівку на носіях, представників мікроорганізмів [1]. Як показали результати, найкращим носієм є волокнистий з площею поверхні 4000 м²/м³. Проте недоліком його є складність індустриального виготовлення елементів носія, очистки поверхні тощо. Ці недоліки усуваються при використанні пластмасових носіїв.

Останнім часом все більше уваги приділяється в Україні і світі об'єктам сезонної роботи, до яких належать курорти, санаторії, бази відпочинку та ін., водовідведення і очищення стічних вод яких відрізняється від міст та підприємств. В цьому напрямку були проведені дослідження для Шацького національного природного парку Волинської області і розроблені технології очищення стічних вод. Стічні води від таких об'єктів містять значні концентрації сполук азоту (амонійний – до 40 мг/дм³) та фосфору (фосфати – до 17 мг/дм³), характеризуються сезонною нерівномірністю з невеликим припливом стічних вод в осінньо-весняний період та значним припливом – в літній.

Для очищення стічних вод запропоновано дві (паралельні) лінії очисних споруд, одна для населеного пункту з постійним надходженням стічних вод, а друга – для курорту, санаторіїв тощо. Біологічне очищення відбувається в аноксидній зоні – в денітрифікаторі, та аеробній зоні – нітрифікаторі, обидві зони устатковані носіями з іммобілізованими мікроорганізмами. Таке рішення дозволяє здійснити зупинку споруди біологічного очищення другої лінії на період осінь-зима-літо (за відсутності відпочиваючих). Носії з іммобілізованими мікроорганізмами у висушеному стані можна зберігати 9–10 місяців з подальшим відновленням активності мікроорганізмів в період запуску очисних споруд в роботу. Технологію впроваджено на очисних станціях в смт Шацьк та Світаязь, очисні споруди збудовано та проведено їх налагодження, випробовування й запуск в експлуатацію з виведенням у робочий режим. Висока ступінь очищення стічних вод від забруднюючих речовин забезпечує їх видалення до нормативних вимог скиду в озеро Плотиччя.

Отже, розроблені технології показали після їх впровадження високу ефективність очищення

стічних вод різного складу і концентрацій забруднюючих речовин як для локального очищення, так і в системах повного очищення стічних вод до вимог природних водоем. Технологія з використанням іммобілізованих мікроорганізмів дає можливість значно збільшити концентрацію біомаси в одиниці об'єму очисної споруди, збільшити деструктивну потужність споруди, зменшити капітальні та експлуатаційні витрати на процес, особливо в умовах з недостатньою швидкістю росту біомаси мікроорганізмів (наприклад, в нітрифікаторі для нарощування автотрофних мікроорганізмів-нітрифікаторів) та показує перспективність її використання для очищення стічних вод з нерівномірним надходженням для об'єктів сезонної роботи.

Література

- Sablii L., Zhukova V., Kozar M., Hrynevych A., Jaromin-Gleń K. Comparison of biofilm characteristics of different types of carriers for wastewater treatment / Environmental Problems. Lviv: Lviv Polytechnic National University, Vol. 10, No. 1, 2025. – P. 20–25. <https://doi.org/10.23939/ep2025.01.020>
- Sablii L., Zhukova V., and Drenowski J. (2024) The Strategies of Nutrient Removal Compounds from Wastewater by Using Higher Aquatic Plants in the Green Deal Implementation, Desalination and Water Treatment, 100954, ISSN 1944-3986 <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100954>
- Sablii L., Obodovych O., Sydorenko V. Efficiency of physical-chemical treatment of wastewater of the paper and cardboard factory / Journal of the Serbian Chemical Society, Belgrade, 2025. - V. 90, Issue 2. – P. 247–255. DOI: <https://doi.org/10.2298/JSC231206014S> ISSN—2683–3867
- Sablii L.A., Kika L.S. Efficiency of wastewater treatment from chloramphenicol using Lemna minor / Biotechnologia acta. T. 17, № 5, 2024. – P. 45-52. <https://doi.org/10.15407/biotech17.05.045>
- Sablii L., Zhukova V. Improvement of the technology of local wastewater treatment of the meat plants / Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: колективна монографія / за ред. проф. Мальованого М.С. – Київ, Яроченко Я.В., 2022, 566 с. – С. 400–410. ISBN 978–617-7826–23–0 (Online).
- Sablii L., Zhukova V., Kika L. Effective biological treatment of tannery wastewater from nitrogen compounds / ICAMS Proceedings of the 9th International Conference on Advanced Materials and Systems, (26th-28th October, 2022, Bucharest, Romania, Leather and Footwear Research Institute) – Bucharest 2022. – P. 213–218. ISSN: 2068–0783.



ГОТОВІ ТЕХНОЛОГІЧНІ ТА ТЕХНІЧНІ РІШЕННЯ «ПІД КЛЮЧ», А ТАКОЖ КОМПЛЕКСНІ РІШЕННЯ «З ОДНИХ РУК» ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАДІЙНОГО ТА САНІТАРНО БЕЗПЕЧНОГО ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ В УКРАЇНІ В УМОВАХ НАДЗВИЧАЙНОЇ СИТУАЦІЇ ВОЄННОГО ХАРАКТЕРУ

К.Ю. Загороднюк, інженер-технолог корпорації «ЕНЕРГОРЕСУРС-ІНВЕСТ», Україна
М.Г. Новіков, головний науковий спеціаліст корпорації East Coast Distribution, Inc., США
Ю.В. Загороднюк, голова Правління громадської організації «ФОНД РОЗВИТКУ ВОДОЧИСНИХ ТЕХНОЛОГІЙ», Україна
Н.І. Ніронович, віцепрезидент корпорації «ЕНЕРГОРЕСУРС-ІНВЕСТ», Україна
В.Д. Рахамімов, технічний директор корпорації East Coast Distribution, Inc., США
А.М. Скряга, директор ТОВ «ДНІПРОВСЬКИЙ НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЦЕНТР БІОЕНЕРГЕТИКИ», Україна

В Україні за умов воєнного стану всі сфери життєдіяльності людей зіштовхнулися із новими викликами.

На території України, в басейнах рр. Прип'ять, Десна, Дніпро, Інгул, Південний Буг, Сіверський Донець, продовжує розвиватися надзвичайна екологічна та епідеміологічна ситуація, пов'язана із проведенням інтенсивних бойових дій. Через значне погіршення якості водних ресурсів, порушення водного режиму каскадів водосховищ Дніпра та Сіверського Донця, а також локальних напівналивних та резервних водосховищ, дефіцит води у традиційних джерелах і вимушене використання підземних вод без необхідних локальних очисних споруд, появу нових інтенсивних джерел інфекційного забруднення вод фіксується вимушена подача населенню води ненормативної якості системами централізованого водопостачання. У багатьох випадках резервуари чистої води (РЧВ) фактично перетворюються на резервуари накопичення води (РНВ), де формується органо-мінеральний і мікробний осад, який є джерелом вторинних забруднень води водопровідних мереж, підвищується ризик поширення інфекційних захворювань із водним фактором передачі.

Угодою про асоціацію між ЄС та Україною сторони закріпили взяття на себе зобов'язань сприяти довгостроковій меті сталого розвитку та зеленої економіки (глава 6, ст. 360 Угоди про асоціацію). Досягнення цілей сталого розвитку в цілому та кліматичної нейтральності окремими територіями зокрема неможливе без вирішення питання їх раціонального водозабезпечення, а саме: водопостачання та водовідведення. Діяльність підприємств із водопостачання та водовідведення є однією з найбільш специфічних за парниковими газами і одночас-

но визначальною за внеском у досягнення кліматичної нейтральності певною територією. Таким чином, одним із незамінних заходів запобігання глобальній екологічній кризі є забезпечення раціонального водопостачання та водовідведення окремих територій. Ціллю таких заходів має бути виключно досягнення кліматичної нейтральності очисними спорудами, територіями, що ними обслуговуються, а будь-які інші заходи, які цьому не сприяють, не можуть розглядатися як раціональний розвиток систем водопостачання та водовідведення.

Виконання завдань для досягнення Цілі 6 «Чиста вода та належні санітарні умови», а також цілей 9 «Промисловість, інновації та інфраструктура», 11 «Сталий розвиток міст і громад», 12 «Відповідальне споживання та виробництво», 13 «Пом'якшення наслідків зміни клімату», 15 «Захист та відновлення екосистем суші» в частині водозабезпечення нерозривно пов'язані з адекватною відповіддю на виклики сьогодення в умовах війни, і зокрема передбачає необхідність вирішення системних проблем підприємств водопровідно-каналізаційного господарства України.

Поточний стан водопровідно-каналізаційного господарства (далі – ВКГ) України характеризується значним дефіцитом фінансових ресурсів. Всі існуючі фінансові інструменти ЄС, передбачені метою переходу до зеленої економіки, а також отримання інших Світових кредитних ресурсів передбачають сприяння досягненню цілей сталого розвитку, кліматичної нейтральності, екологічну модернізацію – впровадження механізмів, які доказово будуть вважатися компенсаторними. Зараз, наприклад, вирішується питання щодо наслідків, накладання штрафних санкцій за невиконання Литовською Республікою взятих на себе зобов'язання щодо імплементації Директив ЄС при модернізації та забезпеченні належної організації водовідведення малих населених пунктів за вищезазначені цільові кошти.

За поточних умов до основних еколого-технологічних викликів, системних соціо-еколого-економічних проблем сфери водопостачання та водовідведення в Україні слід віднести:

- надмірні витрати підприємствами водопровідно-каналізаційного господарства України води (одного з ресурсів, дефіцит яких загострюється як в Україні, так і в світі) на власні технологічні потреби (1*);
- багатократне перевищення, у порівнянні з країнами ЄС та США, дозволених рівнів (так званих «нормативних») втрат при транспортуванні кінцевим споживачам піднятої та обробленої або необробленої води (2*);
- перевитрати, у порівнянні з країнами ЄС та США, електроенергії на одиницю

об'єму поставленої або відведеної (до скиду) води (3*);

- перевитрати (у порівнянні з достатньо ефективними реально досяжними), реагентів, препаратів (у перерахунку на масу д.р. у прив'язці до відповідних оптимальних, а не дефіцитних доз) (4*);
- низька якість підготовленої води, яку отримує кінцевий споживач (5*);
- викиди в атмосферне повітря шкідливих речовин, парникових газів, які мають високі коефіцієнти приведення до CO₂-еквіваленту, мають неприємні запахи (6*);
- скиди побічних продуктів очищення води (до якості питної) у водні об'єкти (7*);
- формування надмірних кількостей надлишкового активного мулу під час біологічного очищення стічних вод на технічно та технологічно застарілих станціях аерації (8*);
- постійно триваюче накопичення нероблених осадів стічних вод на мулових майданчиках та полях фільтрації каналізаційних очисних споруд (9*);
- надходження у навколишнє середовище шкідливих та небезпечних сполук, їх скиди у складі недостатньо очищених або неочищених стічних вод у водні об'єкти (10*).

Україна також взяла на себе зобов'язання з імплементації ряду європейських директив, норм, стандартів, зокрема і Директиви (ЄС) 2020/2184 Європейського Парламенту та Ради від 16 грудня 2020 р. про якість води, призначеної для споживання людиною, Директиви (ЄС) 2024/3019 Європейського Парламенту та Ради від 5 листопада 2024 р. про очищення міських стічних вод.

Вказані вище системні проблеми за своєю суттю є переважно технологічними та адміністративними, сукупно підвищують собівартість послуг водопостачання та водовідведення у понад два рази, непрямі видатки (наприклад, обу-

*Примітка. Вказані у дужках номери не є ранжуванням за значимістю, а використані у порядку виявлення системної проблеми при вивченні існуючого стану за ходом технологічного ланцюжка для реалізації належного водозабезпечення (від вилучення водного ресурсу з навколишнього середовища до скиду стічних вод (після очищення чи без) до водного об'єкту, у навколишнє середовище).





мовляють приріст захворюваності і, відповідно, витрати на профілактичні заходи, лікування населення, яке отримує та споживає питну воду не належної якості, за певними відповідними нозологіями), а також збитки довкіллю на порядки, тому проблема підвищення комунальних тарифів на водопостачання і водовідведення лише частково пов'язана з ростом вартості енергоносіїв, реагентів, паливно-мастильних матеріалів, заробітних плат працівників галузі.

Для ефективного вирішення в умовах воєнного стану поставлених Розпорядженнями (Деякі питання забезпечення досягнення Цілей сталого розвитку в Україні, Про затвердження планів управління річковими басейнами, Про схвалення Концепції Державної цільової соціальної програми покращення питного водопостачання України на період до 2035 року тощо) та Програмами (Євроінтеграції, Питна вода України тощо) завдань із метою забезпечення кліматичної нейтральності підприємств ВКГ та досягнення доброго стану вод поверхневих джерел водопостачання населення під час відновлення та проведення технічної модернізації водоочисних споруд (ВОС) і каналізаційних очисних споруд (КОС) необхідно вирішити два ключові завдання:

- забезпечити якість питної води і якість очищення стічних вод до вимог гігієнічного та екологічного законодавства мирного часу, стандартів ЄС, у який продовжується інтеграція України;
- вирішити питання кліматичної нейтральності ВОС та КОС за рахунок ліквідації викидів парникових газів і речовин із високим потенціалом кліматичного впливу.

Технології, що застосовуються, мають бути комплексними, максимально інтегрованими в існуючі споруди та в короткий термін і з мінімальними витратами вирішувати супутні проблеми очищення води на ВОС і КОС.

Під час відновлення та модернізації **на ВОС необхідно забезпечити:**

- утилізацію промивних вод швидких фільтрів, відстійників, освітлювачів із зваженим осадом, контактних освітлювачів;
- зневоднення і переробку осаду промивних вод у ґрунтосуміші або органічні добрива;

- переробку (за потреби) небезпечних осадів, що можуть утворюватися при вилученні радіонуклідів, токсичних хімічних речовин тощо з води сорбентами;
- зменшення на 10–30% витрат води на власні потреби;
- зменшення вторинного забруднення води при транспортуванні до споживачів;
- гарантоване знезараження та/або видалення із води вірусів;
- відмову від застосування хлору та хлорвмісних реагентів і дезінфектантів.

Під час відновлення та модернізації **на КОС необхідно забезпечити:**

- зневоднення і переробку первинного осаду та надлишкового активного мулу аеробних КОС у пелети чи ґрунтосуміші або органічні добрива;
- зневоднення і переробку дигестату біогазових установок у ґрунтосуміші або органічні добрива;
- гарантоване знезараження та видалення із води вірусів;
- відмову від застосування хлору та хлорвмісних реагентів і дезінфектантів.

Для ефективною реалізації вказаних заходів особливу увагу потрібно приділяти розробці або перегляду вже існуючих технічних завдань на модернізацію ВОС і КОС, які (розроблені чи оновлені) обов'язково мають враховувати максимальне технічне використання існуючих споруд, стратегічну екологічну оцінку, оцінку впливу на довкілля ВОС, КОС та територій громад, які вони обслуговують.

Запропоновані технологічні рішення мають бути орієнтовані на передовий вітчизняний та світовий досвід, застосування вискоелективних комплексних екологічно безпечних реагентів і за необхідності попередньо перевірятися та підтверджуватися в лабораторному або пілотному режимі, оскільки необхідно фіксувати зменшення викидів парникових газів і речовин із високим потенціалом кліматичного впливу з метою отримання підприємствами ВКГ наступної фінансової вигоди.

До першочергових питань, без розв'язання яких виконання поставлених розпорядженнями КМУ завдань щодо імплементації ряду європейських директив, норм, стандартів про якість води, призначеної для споживання людиною, а також вирішення системних проблем та подолання існуючих викликів є неможливим, слід віднести:

- належне раціональне очищення забруднених техногенними речовинами низько каламутних кольорових вод основних джерел водопостачання;
- санітарно безпечна експлуатація включених (часто – вимушено) у системи централізованого водопостачання локальних додаткових підземних джерел, переважно не обладнаних водоочисними спорудами;
- надійне знезараження/постзнезараження води у РЧВ (РНВ);
- запобігання вторинному забрудненню водопровідних мереж.

На всіх без винятку ВОС в Україні реалізовані застарілі системи водопідготовки, які не дозволяють отримати питну воду нормативної якості.

Наприклад, на промивання забруднених швидких фільтрів ВОС витрачається 10–20% води, яка пройшла повний цикл очищення, зокрема і обробку хлором та коагулянтами.

Для належного раціонального очищення забруднених техногенними речовинами низько каламутних кольорових вод основних поверхневих джерел водопостачання на існуючих ВОС із метою підвищення надійності та санітарної безпеки систем водопостачання в умовах надзвичайної ситуації воєнного характеру члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують часткову зміну системи очищення води, шляхом впровадження технології очищення поверхневих вод, яка дозволяє отримувати воду необхідної якості без первинного хлорування при можливості повернення промивних вод швидких фільтрів у «головний вузол» ВОС.

Технологія «НЕОТРОн» – це спосіб одержання води питної якості, що базується на новій схемі поєднаного використання препаратів на основі діоксиду хлору та флокулянтів зі знезаражувальними властивостями на основі поліелектролітів у процесах підготовки природних

низько каламутних кольорових вод, що суттєво підвищує ефективність очищення та знезараження води, що проходить обробку в цілому, шляхом усунення можливих недоліків роздільного застосування вищезазначених реагентів, а також варіанти його апаратного оформлення.

Переваги для клієнтів:

- Відмова від первинного хлорування, зменшення на 80% витрат хлору або гіпохлориту натрію та на 50–90% витрат коагулянту в технологічних циклах водопідготовки.
- Ліквідація скидів у місцеві водойми промивних вод швидких фільтрів, забруднених хлорорганічними сполуками.
- Отримання питної води, яка відповідає вимогам стандартів ЄС та ДСанПіН 2.2.4-171–10 вже після першого ступеня очищення.
- Економія 20–30% витрат на підготовку питної води.

Конкурентні переваги:

- універсальність;
- блоковість;
- мінімізація вуглецевого сліду;
- оптимізація експлуатаційних показників, економія ресурсів;
- максимально можлива ефективність використання промислових дрібнодисперсних сорбентів;
- приналежність до переліку технологій систем оборотного водопостачання, зокрема і промислового.

Сегмент клієнтів: підприємства водопровідно-каналізаційного господарства під час організації обробки та знезараження води за умов надзвичайних ситуацій; індустріальні (промислові) парки; ОТГ.

Для санітарно безпечної експлуатації локальних, додаткових підземних джерел, часто не обладнаних водоочисними спорудами, при їх включенні у системи централізованого водопостачання члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують використання під час обслуговування (як регламентного, так і позапланового) водних свердловин реагентного способу одночасного промивання та знезараження водопідйомних конструкцій, водопідйомного обладнання та прилеглого водоносного пласту свердловин на воду.





Технологія «SiProWeR» (Single Process for Wells' Rehabilitation) являє собою однопроцесний (з технологічної точки зору – спосіб, який зводиться до перекачування рідин, різних за своїми складами та властивостями) реагентний спосіб одночасного промивання та знезараження водопідйомних конструкцій, водопідйомного обладнання та прилеглого водоносного пласту без будь-яких попередніх демонтажних робіт (оголовок для свердловини тощо).

Технологія «SiProWeR» належить до реагентних методів, яким у відповідності до американських та європейських рекомендацій, що базуються на принципах ризик-орієнтованих підходів, слід надавати перевагу через оптимальні баланс (технологічний, економічний, екологічний) під час їх використання на противагу промиванню фільтрів свердловин під тиском, використанню електрогідролітичних ударів, пневмоімпульсних методів тощо, ефективність яких або занизька, або можливі негативні наслідки використання превалюють над отриманими ефектами, які можуть вважатися позитивними.

Технологія «SiProWeR» базується на взаємодії складових координатів із розчинами реагентів групи GO₂ (оксиданти або їх суміші) та групи СПС-6 (антикорозійно-стабілізаційні комплексоутворювачі та ліганди різної ємності або їх суміші) водою альтернативного джерела, які подаються через єдиний спеціальний технологічний отвір (без демонтажу обладнання) в, так званий, «міжтрубний» (між водопідйомною та обсадною трубами) простір у двох режимах, що забезпечує розчинення з подальшим хелатуванням мінеральних компонентів; адсорбцію забруднювачів, зокрема і органічних, на твердій фазі системи з сильно розвиненою поверхнею розподілу, дисперсійне середовище якої представлене молекулами води; стабілізацію утвореної дисперсійної системи, а також окислення компонентів, які виокремлюються зі складу вищезазначеної дисперсійної системи; знезараження та подальше утворення мономолекулярної «антикорозійної» плівки, яка (взаємодія) може бути доведена до повної саморегуляції фізико-хімічних перетворень та інших процесів.

Переваги для клієнтів:

- Незначний (години) час виведення свердловини з експлуатації.
- Підвищення водовіддачі прилеглого пласту водоносного горизонту.
- Покращення якості води.

- Промивання та знезараження не лише водопідйомного обладнання та фільтра, але і прилеглого пласту водоносного горизонту.
- Покращення санітарно-епідеміологічного благополуччя.

Конкурентні переваги:

- універсальність;
- мінімізація вуглецевого сліду;
- оптимізація експлуатаційних показників, економія ресурсів;
- приналежить до переліку технологій систем оборотного водопостачання, зокрема і промислового.

Сегмент клієнтів: підприємства водопровідно-каналізаційного господарства в процесі організації водопостачання за умов надзвичайних ситуацій, насамперед під час вимушеного включення місцевих свердловин – додаткових джерел водопостачання, не обладнаних водоочисними спорудами, у системи водопостачання; індустріальні (промислові) парки; ОТГ.

Для надійного знезараження/постзнезараження води у РЧВ (РНВ), особливо при вимушеному включенні у систему водопостачання місцевих свердловин – додаткових джерел водопостачання, не обладнаних водоочисними спорудами, члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують готові технологічні та технічні рішення «під ключ» для надійного подвійного знезараження води в РНВ II, III, IV підйомів комплексними реагентами нового покоління неокисної дії українського виробництва за американськими технологіями з української та американської сировини та для забезпечення санітарного стану споруд, резервуарів.

Технологія «ReDiSanCo» – це спосіб освітлення та надійного знезараження води, забезпечення санітарного стану споруд, резервуарів за понаднормової каламутності, забарвленості, перманганатної окиснюваності води РНВ II, III, IV підйомів, коли знезараження води в цих РНВ хлором, гіпохлоритом натрію або гіпохлоритом кальцію, озоном, діоксидом хлору (препаратами-окислювачами) або ультрафіолетовим опроміненням (через поглинання променів ультрафіолетового спектру наявними забруднювачами) є технологічно та економічно неефективним. Застосування комплексних реагентів нового покоління неокисної дії українського виробництва за американськими технологіями з української та американської сировини, що і передбачає технологія «ReDiSanCo», забезпечує дозозалежне

покращення якості води (освітлення, зниження вмісту канцерогенних хлорорганічних сполук у воді, що надходить до кінцевих споживачів, зниження перманганатної окиснюваності) у значно ширшому діапазоні регулювання у порівнянні з хлором, гіпохлоритом натрію або гіпохлоритом кальцію, озоном, діоксидом хлору (препаратами-окислювачами) або ультрафіолетовим опроміненням.

Переваги для клієнтів:

- Підтримка санітарного стану резервуарів накопичення води, зменшення витрат на промивання РЧВ, РНВ, водопровідних мереж.
- Покращення якості води, зниження вмісту канцерогенних хлорорганічних сполук у воді, що надходить до кінцевих споживачів.
- Попередження вторинного забруднення водопровідних мереж.
- Зменшення аварійності водопровідних мереж.
- Економія ресурсів – електроенергії, підготовленої води.
- Економія фінансових витрат на підготовку та транспортування води.

Конкурентні переваги:

- універсальність;
- мобільність дозувальних комплексів;
- мінімізація вуглецевого сліду;
- оптимізація експлуатаційних показників, економія ресурсів;
- приналежність до переліку технологій систем оборотного водопостачання, зокрема і промислового.

Сегмент клієнтів: підприємства водопровідно-каналізаційного господарства в процесі організації водопостачання за умов надзвичайних ситуацій, насамперед під час вимушеного включення місцевих свердловин – додаткових джерел водопостачання, не обладнаних водоочисними спорудами, у системи водопостачання; індустріальні (промислові) парки; ОТГ.

Для запобігання вторинному забрудненню водопровідних мереж члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують готові технологічні та технічні рішення «під ключ» для санітарно-стабілізаційної обробки підготовленої води перед її подачею у мережу комплексними реагентами нового покоління окисно-відновної дії з метою підтримки санітарного стану та захисту водорозподільних мереж.

Технологія «SanStab» – це спосіб стабілізації води, підтримки санітарного стану та захисту водорозподільних мереж. Стабільність води – це її здатність зберігати свій хімічний склад та властивості. Стабільна вода під час її подачі водорозподільними мережами не взаємодіє з матеріалами та речовинами, з якими контактує. Під час транспортування стабільної води виключено корозію труб та обладнання; розчинення або виділення зі складу води речовин, насамперед небажаних, а отже й аварії на водорозподільних мережах; повторне (у мережах) мікробіологічне забруднення води, що транспортується; утворення біоплівки. Стабільність води гарантує її безпечність та фізіологічну повноцінність. Технологія «SanStab» передбачає використання комплексних реагентів – представників нового покоління економічних інгібіторів солевідкладень та корозії – пасиваторів, антискалантів із біоцидними властивостями в технологічних процесах водопідготовки, стабілізації водних середовищ для ефективного захисту обладнання, внутрішньої поверхні резервуарів, ємностей, труб водогонів, теплообмінників тощо від відкладень і корозії, його апаратне оформлення та забезпечення автоматизованого програмно-апаратного корозійного та редокс-потенціального моніторингу і контролю.

Переваги для клієнтів:

- Найкраще співвідношення «ціна-ефективність».
- Економічність у порівнянні з іншими методами та способами (мізерні необхідні дози).
- Подовження строку служби обладнання, зниження оптимального тиску у системах, зведення до мінімуму кількості аварій на мережах, аж до повного запобігання їх виникненню.
- Використання в режимі захисту обладнання від відкладень солей жорсткості дозволяє отримати максимальний економічний ефект, досягти до 30% економії електроенергії на перекачування.

Конкурентні переваги:

- універсальність;
- мобільність дозувальних комплексів;
- мінімізація вуглецевого сліду;
- оптимізація експлуатаційних показників, економія ресурсів;



- приналежність до переліку технологій систем оборотного водопостачання, зокрема і промислового.

Сегмент клієнтів: підприємства водопровідно-каналізаційного господарства в процесі організації водопостачання за умов надзвичайних ситуацій, насамперед під час вимушеного включення місцевих свердловин – додаткових джерел водопостачання, не обладнаних водоочисними спорудами, у системи водопостачання; індустріальні (промислові) парки; ОТГ.

До першочергових питань, без розв'язання яких виконання поставлених розпорядженнями КМУ завдань стосовно імплементації ряду європейських директив, норм, стандартів про очищення міських стічних вод, а також вирішення системних проблем та подолання існуючих викликів є неможливим, слід віднести:

- попередження утворення вогнищ вторинного біологічного забруднення водних об'єктів;
- переробку первинного осаду та надлишкового активного мулу аеробних КОС та/або дигестату біогазових установок;
- доочищення (знесолення) попередньо очищених стічних вод;
- інтенсифікацію передочищення, очищення та доочищення стічних вод.

Для попередження утворення вогнищ вторинного біологічного забруднення водних об'єктів члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують готові технологічні та технічні рішення «під ключ» реагентного очищення та знезараження стічних вод із високим ступенем надійності, призначеної для використання в умовах надзвичайних ситуацій природного, соціального, техногенного та воєнного характеру для захисту довкілля від забруднення епідемічно небезпечними стічними водами.

Технологія «ОРЕСт» призначена для забезпечення належного рівня санітарно-епідемічного благополуччя населення та військовослужбовців в умовах надзвичайних ситуацій природного, соціального, техногенного та воєнного характеру.

Переваги для клієнтів:

- Гарантована безпечність очищеної стічної води в епідемічному відношенні, першочергово стосовно збудників вірусних, протозойних та особливо небезпечних інфекційних хвороб.

- Скорочення викидів парникових газів.
- Зменшення експлуатаційних витрат.

Конкурентні переваги:

- гарантоване забезпечення належного рівня екологічної безпеки;
- пом'якшення змін клімату в період глобальної екологічної кризи.

Сегмент клієнтів: Експлуатуючі організації та підприємства всіх очисних споруд стічних вод у комунальному господарстві, промисловості та сільському господарстві.

Для переробки первинного осаду та надлишкового активного мулу аеробних КОС та/або дигестату біогазових установок члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують метод магнітної сепарації та технологію «SEFITMI».

Магнітна сепарація – основа природоохоронних технологій майбутнього – спосіб отримання товарної продукції (паливних пелет; біопалива (метану) – газифікація паливних пелет із осадів стічних вод; ґрунтосумішей) з осадів стічних вод із первинних відстійників, вторинних відстійників, метантенків, МБР тощо (відходів, що містять органічну фракцію) шляхом впровадження універсального, екологічно дружнього проектного рішення очищення промислових стоків підприємств будь-якої галузі, господарсько-побутових стічних вод, а також їх сумішей із гнучкою технологічною схемою на основі методу магнітної сепарації, а також варіанти його апаратного оформлення. **Технологія «SEFITMI»** (Smart environmental friendly integrated technology of methanogenesis intensification and biofuel generation from organic fraction of municipal and industrial wastes) включає переробку дигестату та надлишкового активного мулу в додатковий біогаз шляхом магнітного зневоднення та грануляції з наступною газифікацією методом піролізу та біоконверсією отриманого сингазу в метан (за вибором замовника отримані гранули можна використовувати як органічні добрива та ґрунтосуміші).

Переваги для клієнтів:

- Повна утилізація осадів стічних вод.
- Значне скорочення викидів парникових газів.
- Збільшення виходу біогазу на 80–100% порівняно з традиційною технологією.
- Експлуатаційні витрати на 30% менші за традиційні технології.

Конкурентні переваги: технології на основі методу магнітної сепарації дозволяють в єдиному технологічному циклі знезаражувати та зневоднювати осади стічних вод без додаткових витрат теплової енергії та отримувати паливні пелети або гранульовані ґрунтосуміші вологістю 30–40%. Апаратне оформлення гарантує надійність, простоту монтажу та експлуатації, перехід на відновлювальні джерела енергії. Належить до переліку технологій систем оборотного водопостачання, зокрема і промислового.

Сегмент клієнтів: експлуатуючі організації та підприємства всіх очисних споруд стічних вод у комунальному господарстві, промисловості та сільському господарстві.

З метою синергії ефектів члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують інтегрування технологій на базі методу магнітної сепарації з технологіями застосування біоорганічних каталізаторів, пробіотиків, генетично та фізіологічно адаптованих консорціумів мікроорганізмів для збільшення ємності та вікової витривалості активного мулу, глибинно-напірної аерації, газифікації «пелетованого осаду» тощо.

Для доочищення (знесолення) попередньо очищених стічних вод члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують **технологію «AquaTechCulture»** – спосіб знесолення (доочищення) попередньо очищених стічних вод на біоплато за допомогою біоценозів галофілів із подальшим надходженням доочищених стоків у штучний водний об'єкт із можливістю наступного повторного (оборотного) використання, варіанти технічного оформлення, а також продуценти, консументи та редуценти біоценозів галофілів.

Переваги для клієнтів:

- Забезпечення оборотного водопостачання.
- Значне скорочення викидів парникових газів.
- Отримання кормів для травоядних тварин або сировини для целюлозно-паперової промисловості в залежності від складу та властивостей попередньо очищених стічних вод, що надходять на біоплато.
- Зменшення експлуатаційних витрат.

Конкурентні переваги:

- гарантоване забезпечення належного рівня екологічної безпеки;
- пом'якшення змін клімату в період глобальної екологічної кризи;
- перехід до моделі циркулярної економіки;



- ліквідація проблем запаху;
- ліквідація високих енерговитрат;
- зменшення споживання невідновлювальних ресурсів.

Сегмент клієнтів: промислові суб'єкти господарювання; виробничі кластери; індустріальні (промислові) парки; підприємства водопровідно-каналізаційного господарства; ОТГ.

Для інтенсифікації передочищення, очищення та доочищення стічних вод члени Українсько-Американського Консорціуму «УКАМ-ЕСО» пропонують флотатори, дрібнобульбашкові аератори, аеробіофільтри, аераційні ежектори, технологічні рішення, що підвищують масообмін, застосування унікальних магнітних коагулянтів та флокулянтів зі знезаражувальними властивостями, руйнування анаеробних шарів слизу та жирових відкладень у каналізаційних колекторах та дренажних системах, інтенсифікацію біологічних процесів, усунення умов утворення сірководню, підвищення рівня розчиненого кисню, ліквідацію запахів тощо (біоорганічні каталізатори), забезпечення біотрансформації складних органічних і неорганічних речовин у найпростіші неорганічні сполуки, які містять біогенні елементи – кисень (O), вуглець (C), водень (H), азот (N) – і в подальшому засвоюються представниками царства рослин, що сприяє природному кругообігу хімічних елементів у природі та супроводжується виділенням кисню на всіх етапах (мікробіологічні препарати).

Переваги для клієнтів:

- Зменшення санітарно-захисної зони до 15–50 м.
- Збільшення в 1,5–2 рази продуктивності існуючих каналізаційних очисних споруд.
- Відсутність викидів парникових газів із високими коефіцієнтами приведення до CO₂-еквівалента.
- Зниження витрат у системах очищення стічних вод та колекторних мережах.

Конкурентні переваги:

- універсальність;
- оптимізація експлуатаційних показників, економія ресурсів;
- мінімізація вуглецевого сліду.

Сегмент клієнтів: промислові суб'єкти господарювання; виробничі кластери; індустріальні (промислові) парки; підприємства водопровідно-каналізаційного господарства; ОТГ.



Імплементация відповідних описаних вище комплексів заходів вирішує питання раціонального санітарно безпечного і кліматично нейтрального централізованого водопостачання та водовідведення. В умовах воєнного стану можливе впровадження окремих заходів або їх функціонально дієвих комбінацій.

Консорціум «УКАМ-ЕСО», до складу якого увійшла і корпорація «ЕНЕРГОРЕСУРС-ІНВЕСТ», забезпечує зокрема і реалізацію впровадження всього комплексу вище описаних заходів із метою підвищення спроможності підприємств ВКГ України в умовах, що склалися, у вирішенні нагальних питань епідеміологічно безпечного, екологічно прийняттого та кліматично нейтрального водопостачання та водовідведення об'єктів, населених пунктів, територій.

Література

1. Новицький Д.Ю. Щоб бути на крок попереду. Еко проекти і стратегія розвитку Київводоканалу/ Д.Ю. Новицький// Виробничо-практичний журнал «Водопостачання та водовідведення». – Київ, 2020. – №5. – С. 50–53.
2. Загороднюк К.Ю. Впровадження інноваційних екотехнологій водопостачання та водовідведення в Україні/ К.Ю. Загороднюк, О.І. Бондар, Т.П. Галушкіна, Ю.В. Загороднюк, М.Г. Новіков, Е.Т. Брук-Левінсон, Н.І. Ніронович, В.Л. Филипчук, С.В. Хорошак, Т.А. Хорошак// Виробничо-практичний журнал «Водопостачання та водовідведення». – Київ, 2024. – №3. – С. 51–59.
3. Бондар О.І. Отримання товарних продуктів з донних відкладень при ревіталізації малих річок України (первинна переробка річкових, озерних осадов на основі магнітної сепарації)/ О.І. Бондар, К.Ю. Загороднюк, Е.Т. Брук-Левінсон, Ю.В. Загороднюк, Т.П. Галушкіна, Н.І. Ніронович, М.Г. Новіков, В.Л. Филипчук, О.М. Антіпенко, В.Д. Рахамімов// Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference «Scientific Goals and Purposes in XXI Century» (October 19–20, 2024; Seattle, USA) – Scientific Collection «InterConf+», 50 (221) – P. 301–319.
4. Бондар О.І. Про першочергові заходи з відновлення і модернізації систем водопостачання територій, що постраждали внаслідок воєнних дій (на прикладі ліквідації наслідків надзвичайної ситуації воєнного характеру на Каховській ГЕС)/ О.І. Бондар, К.Ю. Загороднюк, М.Г. Новіков, Ю.В. Загороднюк, В.С. Мошинський, В.Л. Филипчук, В.М. Гуляев// Науково-практичний журнал «Екологічні науки». – Київ, 2023. – №4(49). – С. 7–14.

5. Бондар О.І. Основи водозабезпечення територій з дефіцитом водних ресурсів з урахуванням принципів раціонального природокористування (на прикладі Коблівської ОТГ)/ О.І. Бондар, К.Ю. Загороднюк, С.В. Третяков, Загороднюк Ю.В.// Науково-практичний журнал «Екологічні науки». – Київ, 2023. – №5(50). – С. 7–14.

6. Загороднюк Ю.В. Інтегрована система еко-індустріальних парків – проект Вартових цивілізації (еко-поселенців)/ Ю.В. Загороднюк, К.Ю. Загороднюк, О.І. Бондар, Е.Т. Брук-Левінсон, Т.П. Галушкіна, К.А. Лісовий, Н.І. Ніронович, М.Г. Новіков, В.Л. Филипчук, М.В. Яцик// «Collection of Scientific Papers «ЛОГОС» – Bologna, Italy, April 26, 2024 – pp. 21–27.

7. Бондар О.І. Роль та місце методу магнітної сепарації в інтегрованій системі утилізації відходів солодовень пивоварних заводів (на прикладі ПРАТ «Оболонь»)/ О.І. Бондар, К.Ю. Загороднюк, Е.Т. Брук-Левінсон, Ю.В. Загороднюк, В.М. Салтанюк// Науково-практичний журнал «Екологічні науки». – Київ, 2024. – №1(52), Том 1. – С. 77–83.

8. Zahorodniuk K. Experience of Bioregenerator Application for Waste water Treatment and further Processing of Obtained Sludge/ K.Yu. Zahorodniuk// Proceedings of International Scientific Conference «Actual Issues of Medicine: Experience of Poland and Ukraine». – Lublin, Poland, 20–21 of October 2017. – P. 134–137.

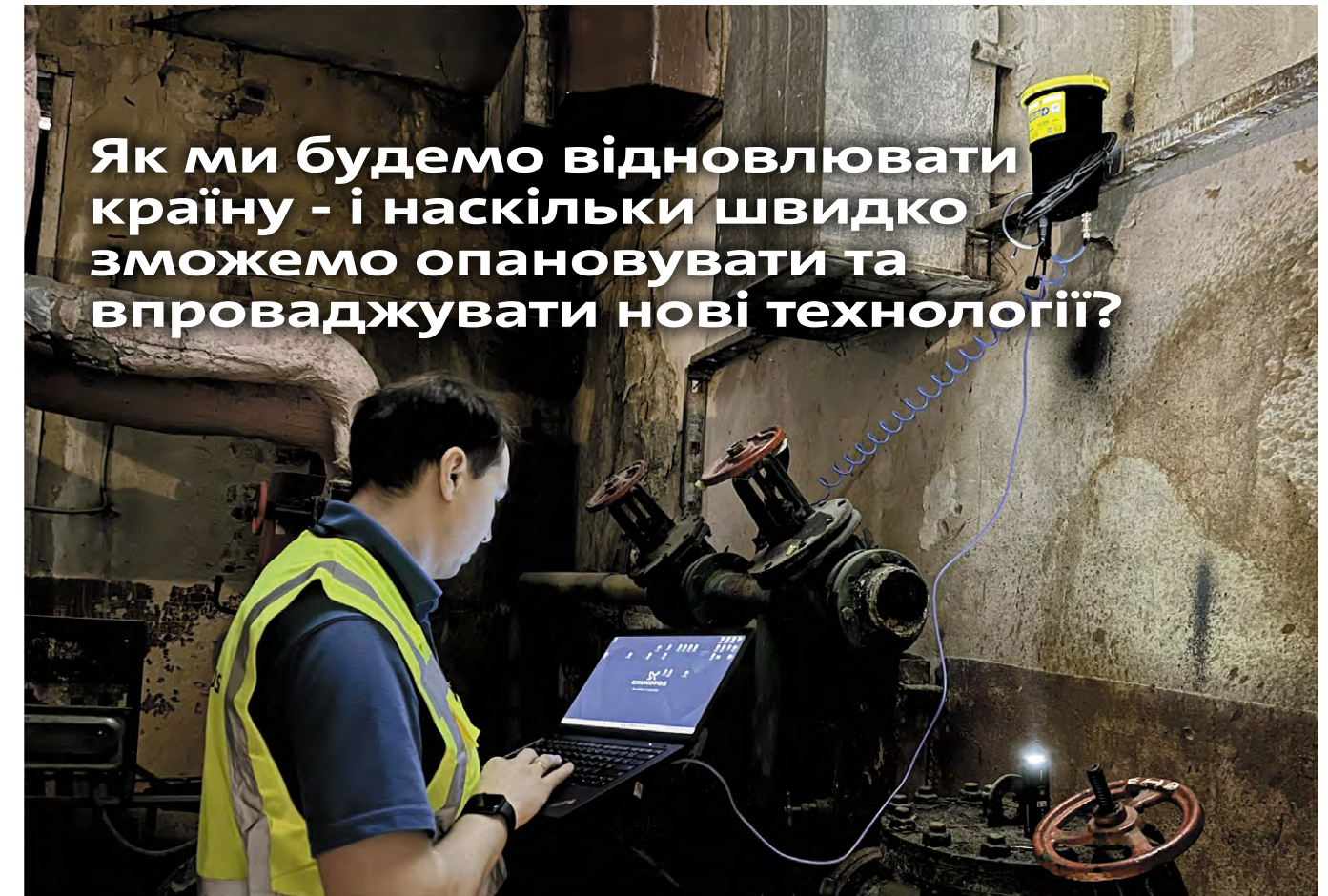
9. Pat. US N 20060102565. System and method for dewatering sludge, slurry or sediment// Alford Paul W. – Publ. 18.05.2006.

10. Pat. US N 7416668. Wastewater chemical/biological treatment plant recovery apparatus and method// Theodore Marcus G. – Publ. 27.03.2007.

11. Pat. US 2010020051. Concurrent disposal and consolidation of dredget sediment of using horisontal drains and vacuum loading// Daekyoo Hwang. – Publ. 08.12.2010.

12. Pat. US N 7455773. Package wastewater chemical/biological treatment method// Harmon John, Gong Terry, Theodore Marcus G. – Publ. 25.11.2008.

13. Загороднюк К.Ю. Інтенсифікація компостування відходів як шлях сталого розвитку тваринництва (на прикладі підстилки курників)/ Загороднюк К.Ю., Загороднюк Ю.В., Рахамімов В.Д.// Друга Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку»: збірник матеріалів (24–25 жовтня 2019 р., м. Херсон, Україна). – Херсон: Олді-плюс, 2019. – С. 112–116.



Як ми будемо відновлювати країну - і наскільки швидко зможемо опанувати та впроваджувати нові технології?



Інтерв'ю з:
Олексій Андріяченко
Посада: Керівник напрямку «Водопостачання та Водовідведення», ТОВ «Грундфос Україна»
Досвід роботи в Grundfos: 14 років

Як керувати рівнем знань у галузі, де працюють фахівці різного віку, з різним досвідом і можливостями? Наскільки різні покоління насправді готові й мотивовані вчитися новому?

Про те, як технічна інформація впливає на якість рішень, ми поговоримо з Олексієм.

Цю розмову ми починаємо з розуміння, що насосні рішення - це не другорядне обладнання, а ключова й високотехнологічна частина інфраструктури.

Відновлення мереж водопостачання та водовідведення - це процес щонайменше на десятиліття. Такою є реальна ситуація, і вона відображена як у національних звітах, так і в міжнародних документах ООН, ЮНІСЕФ, ВООЗ та Світового банку.

Сьогодні нові технології в цій сфері - це:

- оптимізовані гідравлічні системи
- енергоефективне обладнання
- замкнуті системи та повторне використання ресурсів
- цифрова інтеграція й управління

Відповідь

Відбудова водної інфраструктури України - це довгостроковий процес, а не швидкі рішення. Системи були зношені ще до війни, тому сьогодні йдеться не про «латання», а про повне переосмислення підходів. Це водночас і шанс перейти до комплексних рішень: енергоефективних насосних систем, оптимізованої гідравліки, повторного використання ресурсів і цифрового управління. Насос у цьому сенсі - серце всієї системи, від якого залежить її ефективність.

Кадрове питання - критичне. Фахівці старішають, молодих мало, але проблема не в небажанні вчитися. Старші орієнтовані на практичний результат, молодь - на перспективу і сенс. Це потрібно поєднати через освіту та чітку траєкторію розвитку: від університету до реальної роботи на об'єктах.

У період відбудови якість знань напряму визначає якість рішень. Чим краще ми розуміємо систему в цілому, тим швидше зможемо побудувати сучасну, надійну й ефективну водну інфраструктуру.

Чи не зарано сьогодні говорити про навчання нових технологій в інженерній сфері?

Повітряна тривога може пролунати будь-коли - це наша щоденна реальність.

Але чи правильно відкладати розвиток і навчання «до миру»?

Чи, навпаки, варто починати вже зараз - системно, свідомо, на рівні організації та інституцій - щоб навчитися працювати ефективніше з новими технологіями навіть у цих умовах?

Відповідь

Коротко - ні, не зарано. Навпаки, починати потрібно було ще вчора. Очікування «кращих часів» у нинішніх умовах - це розкіш, якої водний сектор не має. Попри тривоги й невизначеність, системи водопостачання та водовідведення мають працювати безперервно.

Навчання й упровадження нових технологій уже відбуваються - не так швидко й системно, як хотілося б, але з реальними результатами: модернізовані об'єкти, пілотні рішення, фахівці, які працюють з енергоефективним обладнанням і цифровими інструментами. Питання сьогодні не «чи починати», а як різко підвищити темп і якість.

Довгого старту не буде - реагувати потрібно швидко, але так, щоб короткострокові рішення вкладалися в логіку довгострокової відбудови. Інакше ми знову отримаємо набір тимчасових латок. В Україні є сильні інженери й управлінці, які знають міжнародний досвід і вже впроваджують сучасні підходи. Але ключове питання - чи стане це системною роботою за підтримки держави, а не поодинокими ініціативами.

Тому навчання сьогодні - це не додаткове навантаження, а інструмент стійкості галузі. Починати потрібно вже зараз - системно, усвідомлено і у співпраці бізнесу, освіти та держави. Часу відкладати більше немає.

Відбудова: повернення до минулого чи трансформація?

Останні оцінки показують, що Україна має реальний шанс не просто відновити водний сектор, а глибоко його модернізувати, зокрема наблизившись до стандартів ЄС.

Як ти вважаєш, відбудова - це радше повернення до того, що було, зокрема з точки зору знань і підходів, хай навіть частково?

Чи ми насправді стоїмо на порозі структурної трансформації ринку, з новими правилами, вимогами та рівнем компетенцій?

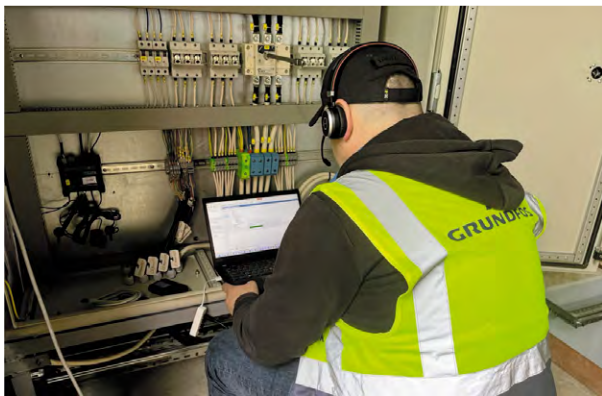
Відповідь

Відбудова водного сектору України - це не повернення в минуле і не механічне копіювання європейських моделей. Ми стоїмо на порозі структурної трансформації, але пройти цей шлях маємо по-своєму. Україна успадкувала потужну водну інфраструктуру з великим запасом міцності - і частина цих рішень працює досі. Проте реальність

змінилася: скоротилося споживання, зростає вартість ресурсів, інші вимоги до ефективності. За таких умов стара логіка «великої системи з великим резервом» більше не працює.

Тому мова йде не про часткову заміну обладнання, а про перебудову систем: оптимізовану гідравліку, енергоефективні рішення, цифрове управління. Досвід ЄС тут важливий, але не як готова інструкція - його потрібно адаптувати до українських умов, воєнних ризиків і обмежених ресурсів.

Трансформація - це також нові правила гри: інші стандарти проектування й експлуатації, вищі вимоги до компетенцій персоналу. І важливо розуміти, що модернізація - це не лише про обладнання, а передусім про знання, управління та культуру прийняття рішень.



Які компетенції стануть критично важливими для інженерів, залучених до відбудови?

Щоб говорити предметно, пропонуємо подивитися на це на прикладі насосного обладнання.

Я ставлю це питання не випадково. У будь-якій галузі люди зазвичай обирають те, що їм уже знайоме і зрозуміле.

Запроваджувати зміни складно - навіть у мирний час. А мотивувати фахівців, які щодня працюють у напруженій рутині, долучатися до нових програм технічного навчання - це окремий виклик.

Тож що саме має змінитися в підходах, знаннях і навичках інженерів, щоб ці зміни стали не вимушеними, а усвідомленими й ефективними?

Відповідь

Якщо говорити про критично важливі компетенції для інженерів, залучених до відбудови, то насамперед потрібно змінити саму логіку підготовки фахівців - і починати це треба ще на рівні навчальних закладів. Без цього жодні технологічні зміни не стануть ані усвідомленими, ані сталими.

Візьмемо насосне обладнання як приклад. Сьогодні це вже не просто «насос і двигун», а частина складної системи - з гідравлікою, автоматикою, частотним регулюванням, цифровим моніторингом, прив'язкою до енерговитрат і процесів у всій мережі. Інженер має розуміти не окремий агрегат, а систему в цілому - як технічну, так і економічну.

Ключова зміна в компетенціях - це перехід від експлуатаційного підходу «працює — не чіпай» до інженерного мислення «як зробити краще, ефективніше і на роки вперед». Для цього потрібні:

- базові знання сучасної гідравліки і системного проектування;
- розуміння енергоефективності та повної вартості життєвого циклу обладнання;
- навички роботи з автоматизацією і цифровими інструментами;
- здатність аналізувати дані і приймати технічно обґрунтовані рішення, а не діяти за звичкою.

Але очікувати, що ці компетенції з'являться самі собою у фахівців, які десятиліттями працюють у напруженій рутині, - нереалістично. Саме тому освітнє середовище має стати точкою старту змін. Сучасні аудиторії зі стендами для практичних робіт, актуальні навчальні матеріали, живі лекції за участі технологічних компаній, виїзні семінари на діючі об'єкти - усе це формує у молоді розуміння, що водний сектор є технологічним, складним і перспективним.

Не менш важливий фактор - мотивація. Молоді спеціалісти мають бачити для себе майбутнє: професійне зростання, реальну відповідальність і, безумовно, гідну оплату праці. Сьогодні дефіцит кадрів уже відчувають і приватні компанії, і експлуатаційні підприємства. І це ще один сигнал, що виховання нових інженерів - спільна задача всіх учасників ринку.

Наша компанія, як і низка інших технологічних брендів, активно співпрацює з профільними закладами, зокрема з КНУБА. Але потрібно чесно визнати: така взаємодія часто тримається на ентузіазмі окремих людей. А має бути системний, довгостроковий підхід, підтриманий на рівні галузі й держави.

Тільки тоді зміни в компетенціях інженерів перестануть бути вимушеною реакцією на кризу. Вони стануть усвідомленим процесом - основою для відбудови сучасного, ефективного і стійкого водного господарства України.

Чи існує реальна співпраця між інженерами, органами влади, компаніями та інституціями, здатними підтримати стратегію навчання?

В Україні є кілька важливих і цілком релевантних стейкхолдерів, які потенційно могли б спільно розробити й сформувані національну стратегію навчання в галузі водопостачання.

Водночас всі, хто сьогодні ухвалює рішення в цьому секторі, перебувають під постійним і надзвичайним щоденним тиском через війну.

Та постає ключове питання:

чи справді правильним і сталим рішенням є відкладати такі процеси до миру,

чи, попри всі обмеження, варто шукати формати співпраці й починати цю роботу вже зараз?

Відповідь

Починати потрібно вже зараз. Відкладати системну співпрацю й навчання «до миру» - стратегічна помилка. Війна лише оголила проблеми, що накопичувалися роками, і ігнорувати їх означає втрачати час. Певна взаємодія між інженерами, компаніями, освітніми та галузевими інституціями вже існує. Але сьогодні це здебільшого поодинокі ініціативи, які тримаються на ентузіазмі окремих людей, а не на спільній стратегії. При цьому всі ключові стейкхолдери є - бракує координації та єдиного бачення. Є й позитивні приклади, зокрема проєкти навчальних центрів за підтримки галузевих асоціацій, таких як Укрводоканалекологія. Навчання на реальних об'єктах - правильний напрям, але поки що це радше виняток, ніж система.

Галузь не стоїть на паузі: обладнання працює на знос, кадри втрачаються, об'єкти відновлюються щодня. Саме зараз закладається фундамент майбутньої інфраструктури. Мир відкриє більше можливостей, але структуру й культуру співпраці потрібно формувати вже сьогодні, щоб розвиток знань став не реакцією на кризу, а усвідомленою державною політикою навіть у найскладніші часи.



Усі країни Центральної та Східної Європи з посткомуністичним минулим, які сьогодні є членами ЄС і не пережили війну, все одно стикалися з серйозними труднощами під час впровадження нових проєктів і технологій.

Навіть за стабільних умов управління змінами та модернізація виявлялися складним процесом.

Тож виникає питання: чи може освіта й системне навчання стати для України тим інструментом, який допоможе уникнути повторення цього досвіду - з урахуванням наших значно складніших стартових умов?

Відповідь

Уникнути складнощів Україні не вдасться - це треба визнати одразу. Досвід країн Центральної та Східної Європи показує, що навіть у стабільних умовах модернізація водного сектору була повільною і складною. Водночас Україна має перевагу: доступ до міжнародного досвіду, партнерів, готових ділитися практичними рішеннями, і сильних внутрішніх фахівців, здатних ці рішення адаптувати. Але цей потенціал потребує системного підсилення.

Саме освіта і безперервне навчання можуть стати ключовим інструментом. Вони не усунуть усі проблеми, але дозволять зменшити ціну помилок і зробити зміни більш усвідомленими. Без цього реформи залишатимуться фрагментарними.

Критично важливо, щоб водний сектор був визнаний стратегічним не лише на словах, а й у державній політиці - через довгострокові програми та підтримку розвитку компетенцій. За наших стартових умов освіта не є панацеєю, але без неї модернізація просто не відбудеться.



Чи не є для нас, як виробника насосного обладнання, надмірним кроком ініціювати публічну дискусію на цю тему саме зараз?

Відповідь

Я не вважаю цю ініціативу надмірною. Навпаки - це логічна й відповідальна позиція для компанії, яка десятиліттями працює у водному секторі й добре розуміє його виклики.

Grundfos - це не лише виробник насосів. Це учасник галузі з великим міжнародним і локальним досвідом та

технологіями, які є базовими елементами водних систем. Насос - частина складної інфраструктури, від правильного інтегрування якої залежать енерговитрати, надійність і стійкість мереж. Сьогодні водний сектор України стоїть перед стратегічним вибором: або знову обмежитися точковими рішеннями, або перейти до системного підходу, заснованого на знаннях, співпраці й спільній відповідальності. У цьому контексті діалог між усіма учасниками ринку є не додатковим, а необхідним. Підтримуючи ідею публічної дискусії, ми не пропонуємо готових відповідей, а створюємо простір для обміну досвідом і пошуку спільних рішень. Саме так формуються реальні довгострокові зміни. Тому така ініціатива сьогодні не лише доречна, а й потрібна - якщо ми справді хочемо модернізувати водний сектор і підвищити його ефективність і стійкість.

У Grundfos Ukraine ми доклали зусиль для розробки різноманітних складних навчальних програм. Хоча ми були успішними в проведенні простіших навчальних ініціатив, більш комплексні та довготривалі програми виявилися викликом для такої невеликої команди, як наша, з огляду на потреби ринку.

Це привело до важливого питання: чи можемо ми разом з іншими учасниками водного ринку, які поділяють спільне бачення, створити щось, що дійсно матиме значення та сприятиме посиленню технічної експертизи?

цей діалог було ініційовано Іоаною Іонеску Морару, Senior Marketing Project Manager у Grundfos, в рамках внутрішнього обговорення з колегами з України питань технічних компетенцій в галузі.

** На фотографіях: Куліков Євген, Інженер з ремонту та сервісного обслуговування насосного обладнання; Віталій Дідик, Старший інженер відділу сервісу ТОВ «ГРУНДФОС УКРАЇНА»*

Нам важлива ваша думка!

Просимо відповісти на 3 короткі запитання щодо навчання новим технологіям у сфері водної інфраструктури.

Будь ласка, скористайтеся QR-кодом.

1. Чи є, на вашу думку, реалістичною відбудова водної інфраструктури без оновлення технологій і сучасних підходів до їх застосування?

2. Чи варто чекати на мир, щоб починати вивчати нові інженерні технології?

3. Чи потрібна, на вашу думку, національна стратегія навчання для інженерів, задіяних у сфері водної інфраструктури?

Дякуємо за вашу участь!



GRUNDFOS

Possibility in every drop



Фото 1. Будівництво поліетиленового трубопроводу

ЗАСТОСУВАННЯ КОЕФІЦІЄНТА ЗНИЖЕННЯ НОМІНАЛЬНИХ ЗНАЧЕНЬ ТИСКУ ДЛЯ ПОЛІЕТИЛЕНОВИХ ФІТИНГІВ У БУДІВНИЦТВІ НАПІРНИХ ВОДОПРОВІДНИХ, ДРЕНАЖНИХ І КАНАЛІЗАЦІЙНИХ ТРУБОПРОВІДНИХ СИСТЕМ

Олександр Пивоваров, директор ТОВ «УКРПОЛИПЛАСТ»

У монтажі поліетиленових трубопроводів обов'язковим компонентом є з'єднувальні деталі (фітинги), завдяки яким інженерна мережа може змінювати напрямок та розміри.

Фітинги з поліетилену, що з'єднуються з трубами за допомогою зварювання, різняться залежно від способу виробництва, який є особливо важливим для визначення експлуатаційних характеристик деталі, та згідно з ДСТУ EN 12201-3:2018 бувають таких типів:

- **терморезисторні або електрозварні** (із закладними нагрівальними елементами), спосіб з'єднання з поліетиленовими (ПЕ) трубами – терморезисторне зварювання;
- **литі**, спосіб з'єднання з ПЕ трубами – зварювання встик нагрітим інструментом або терморезисторне зварювання (з використанням фітингів із закладними нагрівальними елементами);
- **вигнуті відводи**, спосіб з'єднання з ПЕ трубами – зварювання встик нагрітим інструментом або терморезисторне зварювання (з використанням фітингів із закладними нагрівальними елементами);
- **лінійні**, спосіб з'єднання з ПЕ трубами – зварювання встик нагрітим інструментом або терморезисторне зварювання (з використанням фітингів із закладними нагрівальними елементами);
- **сегментні**, спосіб з'єднання з ПЕ трубами – зварювання встик нагрітим інструментом або терморезисторне зварювання (з використанням фітингів із закладними нагрівальними елементами);



Фото 2

Пресовані, а також інші види фітінгів, які не потрапили в ДСТУ, але мають місце в практичному застосуванні, можна виготовляти згідно з технічною документацією виробника (ТУ) за умови, що на них буде розміщено маркування з даними про виріб та інформацією про заявлений номінальний тиск (PN), відповідальність за достовірність яких несе виробник.

Якщо такий товар не має розпізнавальних знаків, то це говорить про те, що з великою ймовірністю ця з'єднувальна деталь виготовлена з матеріалу низької якості, внаслідок чого місце зварювання такого фітінгу в майбутньому може нести ризик виникнення аварійної ситуації з можливим розривом трубопроводу.

Поліетиленові труби, що зварюються між собою, та труби, які використовуються для виробництва фітінгів (сегментних трійників, відводів та нестандартних конструкцій, виготовлених за кресленнями замовника), а також вигнутих відводів, повинні відповідати вимогам стандарту ДСТУ EN 12201-2:2018.

Максимально допустимий робочий тиск трубопровідної системи, тобто зварених

між собою поліетиленових труб та фітінгів, повинен бути обмежений найменшим номінальним тиском компонента в системі.

Прямі, а також бухтові труби ПЕ, зварені за допомогою нагрітого інструмента встик, працюють при номінальному тиску труби (фото 2).

Терморезисторні фітінги (фото 3-6) використовуються без зниження номінальних значень тиску, працюючи за заявленими на маркуванні даними.

Деталі із закладними електронагрівачами дуже різноманітні, за конструкцією бувають муфтові та сідлові, мають велику кількість видів (з'єднувальні муфти, відводи з різними кутами поворотів, трійники, заглушки, сідлові відводи для врізання в трубопроводі і т.д.) і виготовляються переважно методом лиття під тиском із поліетилену марки PE 100 (або PE 100-RC) з подальшим розміщенням металевого дроту (спіралі) зазвичай на внутрішній поверхні фітінга, яка і є джерелом тепла в процесі зварювання під час подачі на неї електричного струму.

Деякі виробники електрозварних деталей



Фото 3-6

певні фітінги (особливо великих розмірів) виконують іншим промисловим способом із можливим іншим розташуванням спіралі.

Литі фітінги (фото 7-10) виготовляються з поліетилену марки PE 100 (або PE 100-RC) за технологією лиття під тиском у спеціальних ливарних формах, що мають повністю однорідну структуру (трійники рівносторонні та редуційні, відводи, переходи редуційні з

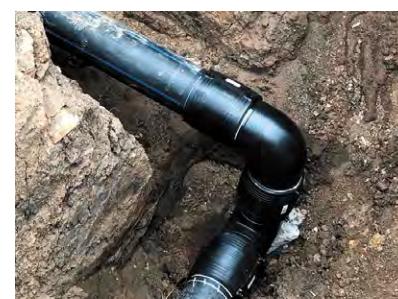


Фото 7-10

більшого діаметра на менший, заглушки, хрестовини і т.п.) і не підлягають понижувальним коефіцієнтам, маючи номінальне значення тиску, вказане у маркуванні на деталі.

Вигнуті відводи (фото 11-13) виробляються з поліетиленової труби, виготовленої з поліетилену марки PE 100 (або PE 100-RC),

за технологією термічної та механічної обробки шляхом нагрівання відрізка труби та зміни форми нагрітої області за допомогою формувального інструмента.

Зазвичай використовуються гаряча рідка ванна або піч із нагрітим повітрям. Трубу нагрівають, гарячий



Фото 11-13

відрізок стає гнучким, далі у формувальному інструменті змінюють його форму. Таким способом можна зробити цілісні вигини під будь-яким кутом до 90°.

Вигнуті відводи мають кращі гідравлічні властивості порівняно з поліетиленовими відводами, виробленими іншим способом, за рахунок більшого радіусу вигину і вони працюють



без зниження номінального значення тиску за умови, що мінімальна товщина стінки труби після вигину повинна відповідати вимогам стандарту ДСТУ EN 12201-2:2018 та підтверджено виробником на основі проведених випробувань даного виробу з обов'язково нанесеним на товар маркуванням.

Сегментні фітінги (фото 14) виготовляються з відрізків поліетиленової труби, виробленої з поліетилену марки PE 100 (або PE 100-RC), шляхом зварювання сегментів встик нагрітим інструментом під кутом (трійники рівносторонні та редуційні 90° або під іншим кутом в залежності від можливостей заводського зварювального обладнання та технології виробництва, стандартні відводи 30°, 45°, 60°, 90° або іншим кутом, а також з будь-якою кількістю секцій, виконані на замовлення, та хрестовини).

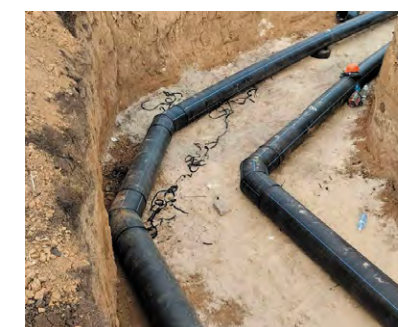


Фото 14

Для цих з'єднувальних деталей, виготовлених із сегментів ПЕ труби, слід застосовувати коефіцієнт зниження номінального значення тиску f . Причому рівень коефіцієнта під час розрахунку PN для різних фасонних виробів відрізняється, і величина PN визначається за формулами:



- для зварних відводів:
 $PN = fB \cdot PN \text{ труби}$;
- для зварних трійників:
 $PN = fT \cdot PN \text{ труби}$.

Сегментні відводи можна зробити як зі зменшеним (фото 15, 16), так і з повним (фото 17, 18) номінальним тиском залежно від кількості секцій у виготовленому фітингу та кута зварювання сегментів. Коли кут зрізу заготовки знаходиться в діапазоні $0^\circ - 7,5^\circ$, то значення $fB = 1,0$. Якщо ж кут зварювання сегмента в межах $7,5^\circ - 15^\circ$, то коефіцієнт $fB = 0,8$. Кут зрізу не повинен перевищувати 15° .



Фото 15–16

Наприклад, відвід, виготовлений зварюванням нагрітим інструментом встик із відрізків поліетиленової труби PE 100, яка має стандартне розмірне відношення SDR 17 і розрахована на номінальний тиск PN 10 bar, з кутом зрізу сегментів 10° , враховуючи коефіцієнт зниження номінального тиску fB ,

величину PN деталі можна визначити: $0,8 \cdot 10 = 8 \text{ bar}$.

Якщо зробити сегментний відвід із такої ж труби, але з більшою кількістю секцій, що мають кут зрізу заготовок 7° , то номінальний тиск такого фітинга, згідно з розрахунками, становитиме: $1,0 \cdot 10 = 10 \text{ bar}$.



Фото 17–18

Для зварних трійників (фото 19, 20), виготовлених із сегментів поліетиленових труб, значення коефіцієнта зниження номінального тиску фітингу фіксоване та складає:

- $fT = 0,6$ – згідно з EN 12201 – 3:2018;
- $fT = 0,5$ – згідно з ISO 4427 – 3:2019.

Оскільки європейський стандарт EN ухвалено в Україні як національний, то й інформацію, зазначену в ньому, приймаємо за основу.

Відповідно, трійник, виготовлений із відрізків труби PE 100 SDR 17, номінальний тиск якої PN 10 bar, шляхом зварювання заготовок нагрітим інструментом встик, відповідно до вимог стандарту ДСТУ EN 12201 – 3:2018 і виконаних розрахунків: $0,6 \cdot 10 = 6$, матиме номінальний тиск PN 6 bar.



Фото 19–20

Для редуційних трійників, які виготовляються з відрізка поліетиленової труби шляхом витягування відгалуження під впливом тепла і прикладеного тягнучого зусилля, з подальшим стиковим зварюванням даної частини з відрізком труби меншого діаметра (фото 21), а також для зварених сегментних хрестовин у ДСТУ EN 12201 – 3:2018 немає інформації про коефіцієнт зниження номінального тиску, і виробник, який їх виробляє та несе відповідальність за конструкцію та PN фітинга, повинен у маркуванні вказати дані про деталь і PN, на який вона розрахована.

Автор вважає, що коефіцієнт зниження тиску для таких трійників та хрестовин повинен застосовуватися і його значення має бути таким самим, як для зварних трійників, тобто $fT = 0,6$.

Трійники редуційні литі з привареним методом зварювання нагрітим інструментом встик у місці відгалуження литим



Фото 21

редуційним переходом або прямим на всю довжину хвостовика труби (фото 22), працюють при повному номінальному тиску фітинга без урахування коефіцієнта зниження номінального тиску за умови, що мінімальна товщина стінки трубного кінця відповідає вимогам ДСТУ EN 12201 – 2:2018 для номінального тиску трубопроводу з обов'язково розміщеним маркуванням на деталі.



Фото 22

Дуже часто фітинги та конструкції, зварені із сегментів поліетиленових труб, є незамінним та єдиним рішенням при створенні певних вузлів там, де немає можливості встановити литі або інші види з'єднувальних деталей.

Тому цей різновид фасонних виробів має важливе значення в місцях поворотів і розгалужень, до яких необхідно застосовувати коефіцієнт зниження номінальних значень тиску. Порушення цієї вимоги може призвести до передчасного виходу з ладу трубопроводної системи (фото 23).



Фото 23

Наведені вище розрахунки виконані для напірних поліетиленових трубопроводів, що транспортують рідкі середовища до 20°C і, якщо робоча температура водопроводу перевищує цей показник, необхідно враховувати додаткові коефіцієнти зниження номінальних значень температури.

Усі поліетиленові фітинги повинні мати довговічне та розбірливе маркування, яке наноситься нагрітим металевим інструментом або надруковане іншим способом таким чином, щоб після зберігання, транспортування та монтажу зберігалася читаність під час використання деталі з обов'язково вказаним позначенням:

- стандарт, згідно з яким виготовляється виріб – EN 12201 – 3 (ця інформація може бути надрукована на етикетці, що додається до фітингу, або на індивідуальній упаковці);
- товарний знак, зареєстрований у встановленому порядку та (або) найменування підприємства-виробника;
- умовне позначення з'єднувальної деталі;

- номінальний зовнішній діаметр труб, які може з'єднати цей фітинг, dn (мм);
- позначення матеріалу, з якого виготовляється деталь, наприклад PE 100-RC;
- стандартне розмірне відношення SDR (відношення зовнішнього номінального діаметра dn до номінальної товщини стінки en , для якої призначений фітинг: $SDR = dn/en$), наприклад SDR 11;
- номінальний тиск, PN (bar), який з'єднувальна деталь може витримати з водою при температурі 20°C , наприклад, PN 16 (ця інформація може бути надрукована на етикетці, що додається до фітингу, або на індивідуальній упаковці);
- місяць та рік виготовлення (цифрами у вигляді циферблату зі стрілкою або в QR-код);
- пропонуване використання у встановленому порядку та (або) найменування підприємства-виробника;
- умовне позначення з'єднувальної деталі;





тиском; W/P – для обох вищезгаданих застосувань (ця інформація може бути надрукована на етикетці, що додається до фітингу, або на індивідуальній упаковці);

■ номер партії та номер зміни.

Виробник не несе відповідальності за маркування, що стало нерозбірливим внаслідок дій під час монтажу та експлуатації, таких як фарбування, зачищення поверхні, використання очищувальних засобів, за винятком узгоджених або встановлених виробником.

Устаткування для зварювання ПЕ труб та виготовлення сегментних фітингів нагрітим інструментом встик має відповідати стандарту ДСТУ ISO 12176–1:2019.

Конструкція зварювальної техніки повинна забезпечувати виконання вимог технології зварювання згідно з ДСТУ ISO 21307:2019.

Якість зварних з'єднань залежить від умов проведення зварювання, працездатності застосовуваного зварювального обладнання та пристроїв, відповідності стандартам поліетиленових труб та фітингів, а також від рівня кваліфікації зварювальника та дотримання ним інструкції зі зварювання.

Враховуючи складну економічну ситуацію в Україні, вартість будівництва трубопроводів має важливе значення і перелічені вище види фітингів відрізняються цінами, а також характеристиками, але всі вони варті використання під час монтажу інженерних мереж.

До виконання робіт зі зварювання зовнішніх систем водопостачання та виготовлення з'єднувальних деталей із сегментів поліетиленових труб у цехових умовах може бути допущений лише персонал, який пройшов повний курс

спеціального навчання, згідно з ДСТУ EN 13067:2021, який підтвердив атестаційній комісії свою кваліфікацію та має сертифікат зварювальника встановленої форми.

Одним із найважливіших питань є підготовленість та професіоналізм фахівців усіх рівнів у складі проектних та будівельно-монтажних організацій (керівники, проектувальники, постачальники, зварювальники тощо), а також заводів-виробників поліетиленових труб та фітингів. Кваліфікованими мають бути всі структури, що стосуються сфери будівництва трубопроводів.

На думку автора, навчання має бути більш доступним і проводитися не лише приватними навчальними центрами, яких в Україні, на жаль, не так багато, а й за участі державної системи освіти, тому що на сьогоднішній день дуже часто до робіт допускається персонал без необхідного рівня теоретичної та практичної підготовки, внаслідок чого під час монтажу інженерних мереж трапляються помилки на різних етапах будівництва, що є неприпустимим для трубопровідної інфраструктури.

Дефіцит кваліфікованих кадрів має глобальний характер, і ця проблема вимагає негайного ухвалення рішень та дій.

Література

1. ДСТУ EN 12201–3:2018. Системи трубопровідних систем для водопостачання, дренажу та каналізації під тиском. Поліетилен (ПЕ). Частина 3. Фітинги (EN 12201-3:2011+A1:2012, IDT).
2. ДСТУ EN 12201–2:2018. Системи трубопровідних систем для водопостачання, дренажу та каналізації під тиском. Поліетилен (ПЕ). Частина 2. Труби (EN 12201-2:2011+A1:2013, IDT).

3. ДСТУ-НБВ.2.5–40:2009. Інженерне обладнання будинків і споруд. Зовнішні мережі та споруди. Проектування та монтаж мереж водопостачання та каналізації з пластикових труб.

4. ISO 4427–3:2019. Plastics piping systems for water supply, and for drainage and sewerage under pressure – Polyethylene (PE) – Part 3: Fittings.

5. ДСТУ EN 13067:2021. Персонал, який виконує зварювання пластмас. Кваліфікаційні випробування зварників. Зварні термопластичні конструкції (EN 13067:2020, IDT).

6. DIN-DVS 2207–1:2015–08. Welding of thermoplastics – Heated tool welding of pipes, pipeline components and sheets made of PE-HD.

7. PIPA-POP006 – PE Fabricated Fittings for Pressure Applications: Derating Requirements.

8. ДСТУ ISO 21307:2019. Пластмасові труби та з'єднувальні деталі. Процедури для стикового з'єднання у трубних системах з поліетилену (PE) (ISO 21307:2017, IDT).

9. ДСТУ ISO 12176–1:2019. Пластмасові труби та з'єднувальні деталі. Устаткування для зварювання поліетиленових систем. Частина 1. Зварювання встик (ISO 12176–1:2017, IDT).

10. ДСТУ ISO 12176–2:2019. Труби та з'єднувальні деталі пластмасові. Устаткування для зварювання поліетиленових систем. Частина 2. Терморезисторне зварювання (ISO 12176–2:2008, IDT).

11. ДСТУ ISO 12176–3:2019. Пластмасові труби та з'єднувальні деталі. Устаткування для зварювання поліетиленових систем. Частина 3. Вимоги до кваліфікації зварника пластмас (ISO 12176–3:2011, IDT).

12. Ігор Крупак. Інженерні мережі з полімерів.



РІКОМ

НОВИНКА:

Геоінформаційно - розрахунковий комплекс «GCS РІКОМ»

Створення прикладних геоінформаційних систем та інформаційно-розрахункових комплексів [геоінформаційних систем] інженерних мереж водопостачання, водовідведення та тепlopостачання.

СИСТЕМИ КОМПЛЕКСУ:

- Геоінформаційна система «GIS РІКОМ»
- Геоінформаційна система інвентаризації інженерних мереж «РІКОМ EN»
- Геоінформаційно-розрахункова система мереж водопостачання «РІКОМ W»
- Геоінформаційно-розрахункова система мереж водовідведення «РІКОМ S»
- Геоінформаційно-розрахункова система мереж тепlopостачання «РІКОМ H»

ТОВ «НП РІКОМ»

м. Харків, вул. Академіка Проскури, буд. 1, корпус 45,

e-mail: rikom.lt@gmail.com

+380 67 819 00 43
+380 67 964 23 24

ІНТЕЛЕКТУАЛЬНЕ ВІДВЕДЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Інноваційна технологія,
що встановлює
стандарти



Wilo-EMUport

wilo

www.wilo.ua