
Scientific and technical journal
«Technogenic and Ecological Safety»

RESEARCH ARTICLE
OPEN ACCESS

УДК 628.2

ВИКИДИ СІРКОВОДНЮ МІСЬКИМИ ОЧИСНИМИ СПОРУДАМИ В УМОВАХ НИТЧАСТОГО СПУХАННЯ АКТИВНОГО МУЛУ**В. О. Юрченко**

доктор технічних наук, професор

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7123-710X>Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова
вул. Черноглазівська, 17, м. Харків, 61002, Україна**І. А. Авдієнко**

аспірант

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-4140-1923>Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова
вул. Черноглазівська, 17, м. Харків, 61002, Україна**О. Г. Мельнікова**

кандидат технічних наук, доцент

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5649-2997>Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова
вул. Черноглазівська, 17, м. Харків, 61002, УкраїнаDOI: <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2026.1.4>

Отримано: 27 березня 2026

Прийнято: 29 травня 2026

Опубліковано: 30 травня 2026

Цитувати як: Юрченко В. О., Авдієнко І. А., Мельнікова О. Г. Викиди сірководню міськими очисними спорудами в умовах нитчастого спухання активного мулу. Техногенно-екологічна безпека. 2026. Вип. 19(1/2026). С. 31–38. DOI: <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2026.1.4>

Ліцензія відкритого доступу: Creative Commons Attribution 4.0 International License

Анотація. Наявність сірководню у стічних водах створює для міських очисних споруд гострі екологічні та експлуатаційні проблеми. Мета роботи – моніторинг утворення сірководню на різних етапах очищення міських стічних вод на діючих очисних спорудах в умовах нитчастого спухання активного мулу та прогнозна оцінка створюваних екологічних небезпек. Об'єкт дослідження – динаміка концентрації реакційноздатних форм сірки – сірководню та сульфатів, у стічних водах у процесі механічної та біологічної обробки на діючих очисних спорудах, а також мікробіологічні процеси, що зумовлюють їх трансформації. Провели моніторинг концентрації сульфідів та окисно-відновних умов у стічних водах та ідентифікацію нитчастих бактерій-збудників спухання активного мулу. Встановлено, що кругообіг сірки на очисних спорудах запускає активну мікробіологічну сульфатредукцію у спорудах механічної очистки через глибоко відновні умови ($r_{H_2} \leq 10$), зумовлені наднормативним вмістом сірководню (до 5,9 мг/л) у вступних стічних водах. Саме з продуктами відновлення сульфатів відбуваються всі подальші мікробіологічні перетворення циклу сірки і: нитчасте спухання активного мулу в аеротенках через масовий розвиток нитчастих сіркобактерій Туре 021N і утворення і викиди сірководню. За власною методологією виконано орієнтовний розрахунок викидів сірководню з очисних споруд. Встановлено, що розвиток нитчастого спухання активного мулу спричиняє збільшення викиди сірководню в атмосферне повітря у 15–18 разів. Наукова новизна дослідження полягає у науково обґрунтованому доведенні впливу нитчастого спухання активного мулу (викликаного масовим розвитком нитчастих сіркобактерій) на збільшення викидів сірководню з очисних споруд. Для запобігання розвитку нитчастого спухання активного мулу, а у разі його виникнення на очисних спорудах – активного придушення цього експлуатаційно небезпечного явища, запропоновані технологічні методи, що мають практичну значущість.

Ключові слова: міські очисні споруди, викиди, сульфідів/сірководень, сульфатредукція, окисно-відновні умови, нитчасте спухання активного мулу, цикл сірки, екологічна безпека.

Постановка проблеми

Очисні споруди стічних вод відіграють ключову роль у захисті довкілля, зменшуючи навантаження забруднювальних речовин на природні водні об'єкти та забезпечуючи сталий водогосподарський менеджмент [1]. Водночас експлуатація очисних споруд неминуче супроводжується утворенням різних шкідливих побічних продуктів, серед яких сірководень (H_2S) вважається одним із найбільш небезпечних. Його наявність становить суттєву загрозу як для довговічності інженерних конструкцій, так і для здоров'я персоналу очисних

споруд та населення, що проживає в зоні їх впливу [2].

Працівники очисних споруд стічних вод часто зазнають впливу складного комплексу біологічних і хімічних чинників, що пов'язується з підвищеною частотою респіраторних та неврологічних симптомів. Такі наслідки пов'язують із дією мікроорганізмів, токсичних газів, зокрема H_2S , а також із тривалою експозицією низьких концентрацій біологічних і хімічних агентів у виробничому середовищі [3].

Сірководень є безбарвним газом із характерним запахом тухлих яєць і належить до високотоксичних

забруднювачів повітря. Гострий вплив підвищених концентрацій може призводити до тяжких наслідків для здоров'я, включаючи набряк легень, раптову втрату свідомості за концентрацій понад 500 ppm та летальні наслідки при короткочасному впливі рівнів, що перевищують 1000 ppm. Хронічна експозиція нижчих концентрацій асоціюється з розвитком тривалих респіраторних симптомів, подразненням верхніх дихальних шляхів і негативним впливом на центральну нервову систему, зокрема появою втоми, головного болю, запаморочення та зниження когнітивних функцій [4]. Особливою проблемою для очисних споруд є імпульсний характер викидів H_2S , які часто проявляються у вигляді короткочасних піків високої інтенсивності, що суттєво підвищує професійні ризики.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Натурні вимірювання підтверджують значну просторову й часову мінливість концентрацій H_2S в межах різних технологічних ділянок очисних споруд. Так, у дослідженнях поблизу очисних станцій у Бразилії середні концентрації сірководню в атмосферному повітрі коливалися від 0,14 до 32 mg/m^3 , причому істотна частина результатів перевищувала граничні рекомендації USEPA та Всесвітньої організації охорони здоров'я. У польських дослідженнях концентрації H_2S у межах очисних споруд змінювалися від 0,030 до 3,966 mg/m^3 у механічних відділеннях, до 0,024 mg/m^3 у первинних відстійниках, тоді як максимальні значення поблизу технологічного обладнання досягали 14,02 mg/m^3 [5]. Отримані дані підкреслюють необхідність постійного моніторингу та ефективних заходів контролю.

Утворення сірководню в системах водовідведення зумовлене переважно анаеробним розкладанням органічних речовин, у процесі якого сульфатредукуючі бактерії, зокрема *Desulfovibrio* та *Desulfobacter*, використовують сульфати як акцептори електронів і утворюють H_2S /сульфіди як кінцевий продукт метаболізму [5–7]. Інтенсивність цього процесу значною мірою визначається експлуатаційними та природними чинниками, зокрема температурою та сезонною мінливістю, при підвищенні яких зростає мікробіологічна активність і рівні виділення H_2S .

Важливо зазначити, що сірководень, зафіксований в стічних водах на очисних спорудах у вигляді сульфіду, утворюється не лише в межах самих технологічних процесів очищення, але й надходить разом зі стічними водами з каналізаційної мережі. У напірних і самопливних колекторах із тривалим гідравлічним часом утримання, низькими швидкостями потоку та дефіцитом розчиненого кисню відбувається інтенсивна сульфатредукція в біоплівках і донних відкладах трубопроводів [8, 9]. Гідравлічні збурення, такі як промивання труб, запуск насосного обладнання або різкі зміни режимів роботи, можуть спричинити вивільнення накопиченого сірководню та його перенесення до приймальних камер і технологічних зон очисних станцій [3].

Окрім екологічних і санітарно-гігієнічних наслідків, сірководень є одним із головних чинників біогенної корозії бетонних конструкцій очисних споруд. У газовій фазі споруд H_2S за участю сірководневодних бактерій, переважно *Acidithiobacillus* spp., окиснюється до сірчаної кислоти, що зумовлює різке зниження рН поверхневих шарів бетону [10, 11]. Подальша хімічна взаємодія кислоти з цементним каменем призводить до декальцинації, втрати міцності, утворення тріщин і прискореної деградації матеріалу. За результатами експериментальних і натурних досліджень, швидкість корозії бетонних елементів за умов підвищених концентрацій H_2S значно перевищує показники звичайного експлуатаційного зносу, що призводить до кардинального скорочення строку служби інженерної інфраструктури та погрожує аваріями на об'єктах каналізації [12, 13].

Наявність сірководню/сульфідів в стічних водах створює надзвичайні ризики для проведення біологічної очистки стічних вод в аеротенках. Сірководень ініціює інтенсивний розвиток в активному мулі сірчаних нитчастих бактерій, які спричиняють так зване спухання активного мулу. Воно кардинально порушує процес відділення активного мулу від очищеної стічної води у вторинних відстійниках. Розвиток такого активного мулу суттєво зменшує ефект видалення сполук азоту з стічних вод, призводить до зменшення об'єму надмулової води, погіршення щільності та водовіддачі мулу, підвищення вмісту завислих речовин в очищеній воді, вносу часток мулу разом із очищеною водою і зниження концентрації активного мулу в рециркуляційному потоці аж до повного вносу з системи [14–16].

Отже, утворення сірководню на очисних спорудах стічних вод є багатофакторною екологічною та інженерною проблемою. Його вплив на якість повітря, умови праці та довговічність конструкцій зумовлює необхідність застосування інтегрованих підходів до моніторингу, оптимізації експлуатаційних параметрів і впровадження ефективних технологій зниження концентрацій та нейтралізації H_2S з метою забезпечення безпечної та сталої роботи очисних споруд.

Постановка завдання та його вирішення

Метою роботи є моніторинг утворення сірководню на різних етапах очистки міських стічних вод на діючих очисних спорудах в умовах нитчастого спухання активного мулу й прогнозна оцінка створюваних екологічних небезпек.

Задачі:

1. Моніторинг концентрації сульфідів по етапах очистки міських стічних вод на діючих очисних спорудах в умовах нитчастого спухання активного мулу;

2. Моніторинг окисно-відновних умов в стічних водах по етапах очистки міських стічних вод на діючих очисних спорудах в умовах нитчастого спухання активного мулу;

3. Ідентифікація нитчастих бактерій збудників спухання активного мулу;

4. Орієнтовний розрахунок викидів сірководню з очисних споруд в період нитчастого спухання активного мулу та при нормативних значеннях мулового індексу.

Об'єктом дослідження є динаміка концентрації реакційноздатних форм сірки – сірководню й сульфатів, в стічних водах в процесі механічної та біологічної обробки на діючих очисних спорудах, а також мікробіологічні процеси, що зумовлюють їх трансформації. Предмет дослідження – мікробіологічні перетворення реакційно здатних форми сірки в очисних спорудах.

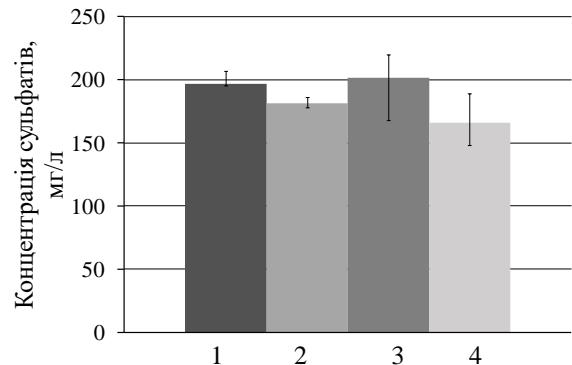
Дослідження виконували на діючих міських очисних спорудах, що працюють за традиційною схемою (механічна очистка, біологічна очистка, знезараження). На очисних спорудах стічні води в каналі, що підводить стічні води, проходять 3 невеликі каскади, потім решітки, пісковловлювачі, поділяються на розподільчі чаші старого і нового блоку і в кожному блоці через лотки подаються в аеротенки: в старому блоці 3х коридорні, в новому блоці 4-х коридорні. Перший коридор кожного аеротенка використовується як регенератор зворотного активного мулу із вторинних відстійників. Стічна вода з розподільного лотка децентралізовано через чотири вікна надходить в аеротенк на початку другого коридору. Мулова суміш із аеротенка через водозлив наприкінці останнього коридору випускається в канал мулової суміші та направляєється у вторинний відстійник. Каналізаційні осади після зневоднення розміщують на мулових майданчиках, а утворені дренажні води подають в голову очисних споруд.

Спостереження перетворень сполук сірки в стічних водах на досліджуваному об'єкті проводили в період нитчастого спухання активного мулу, викликаного масовим розвитком нитчастої бактерії, яку ідентифікували за допомогою ключів Д. Ейкельбума [17]. Також для порівняння гідрохімічних та мікробіологічних показників процесів виконали дослідження в період нормативного значення мулового індексу.

Дослідження виконували протягом 2 років. Всі вимірювання показників складу стічних вод проводили регулярно за атестованими методиками в акредитованій лабораторії на відкаліброваних приладах. Добір проб здійснювали відповідно до нормативних вимог в визначених точках технологічного контролю споруд. Вимірювання гідрохімічних показників складу стічних вод проводили за атестованими методиками МВВ та КНД [18–20]. Мікроскопування здійснювали за допомогою мікроскопу Granum L20. Статистичну обробку експериментальних даних виконували в програмі Microsoft Excel.

Необхідно відмітити, що досліджені міські стічні води мають порівняно з міськими стічними водами в інших містах України, підвищені концентрації сульфатів. В період нитчастого спухання активного мулу в аеротенках зафіксоване зменшення концентрації сульфатів після очистки стічних вод на очисних спорудах на 17 %–30 % (рисунок 1). При відсутності нитчастого спухання на даному об'єкті,

концентрація сульфатів після обробки стічних вод на очисних спорудах зменшувалась десь на 2–7 %.



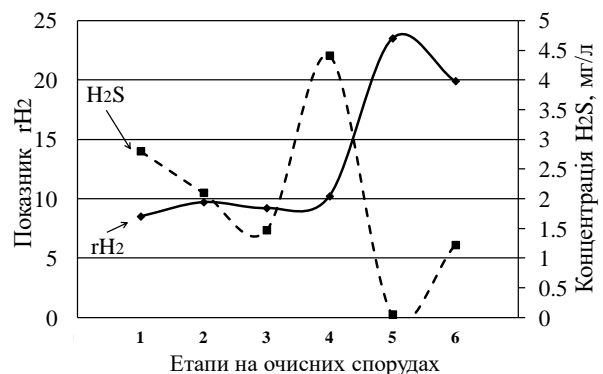
1 – штатні умови (вхід); 2 – штатні умови (вихід); 3 – в умовах нитчастого спухання при активному розвитку сіркобактерій (вхід); 4 – в умовах нитчастого спухання при активному розвитку сіркобактерій (вихід)

Рисунок 1 – Динаміка концентрації сульфатів при обробці на міських очисних спорудах

Це свідчить про наявність в схемі очистки міських стічних вод споруд, де наслідки нитчастого спухання оптимізують умови для активної мікробіологічної сульфатредукції, яка спричиняє таке зменшення в результаті відновлення сульфатів до відновних сірковмісних сполук (сірководню, елементарної сірки).

На вході в очисні споруди в період досліджень концентрація сірководню влітку знаходилась в межах 1,5–5,9 мг/л, що суттєво перевищує допустимі концентрації (1 мг/л), а $rH_2 \leq 10$.

Для того щоб з'ясувати локалізацію в схемі обробки стічних вод споруди, в якій відбувається сульфатредукція та генерація сірководню, провели моніторинг концентрації сульфідів в стічних водах по етапах проходження міських очисних споруд та створених в них окисно-відновних умов середовищ (рисунок 2, 3). В якості характеристики окисно-відновних умов використали показник rH_2 при вимірюванні Eh в мВ ($rH_2 = 2pH + Eh/29$).



1 – вихідні стічні води; 2 – після каскаду; 3 – після пісколовки; 4 – після I-го відстійника; 5 – після аеротенку; 6 – після II-го відстійника

Рисунок 2 – Динаміка концентрації сульфідів в стічній воді та rH_2 середовища в процесі обробки стічних вод на очисних спорудах (старий блок)



1 – вихідні стічні води; 2 – після каскаду; 3 – після пісколовки; 4 – після I-го відстійника; 5 – Після аеротенку; 6 – після II-го відстійника
Рисунок 3 – Динаміка концентрації сульфідів в стічній воді та rH₂ середовища в процесі обробки стічних вод на очисних спорудах (новий блок)

Як видно, при русі стічної води через каскади (з невеликими перепадами висоти), концентрація сірководню в воді зменшується (а rH₂ дещо збільшується). Після пісковловлювача його концентрація в стічних водах зменшується в 1,5–3,0 рази, що можливо було викликано турбулентністю потоку та віддувкою сірководню.

Така динаміка концентрації сірководню свідчить про його певну віддувку в турбулентних умовах та певну реалізацію процесів окисної гілки кругообігу сірки, а саме, окислення сірководню в мікроаерофільних умовах. В умовах високої концентрації органічних речовин й практичної відсутності нітратів (≤ 10 мг/л) відбувається окислення сульфідів на кордоні стічна вода:повітряне середовище (особливо активно при наявності поверхонь), причому не до сульфату, а лише двохелектронне – до елементарної сірки, яка відкладається на стінках лотків. Відмічені викиди газоподібного H₂S з водних середовищ на цих ділянках є екологічно небезпечними.

Після первинних відстійників концентрація сірководню в воді зростає, причому, після первинних відстійників нового блоку в 1,1–7 разів до 0,2–3,2 мг/л, а після первинних відстійників старого блоку – в 2,2–7,2 разів до 0,3–4,2 мг/л. Це свідчить про наявність в анаеробних умовах первинних відстійників активних процесів сульфатредукції, які відновлюють сульфати до сульфідів. А, оскільки спостерігали наявність сірки в стічних водах, що направляються в первинний відстійник, вірогідними є також процеси і сіркоредукції.

В аеротенках концентрація сірководню зменшується практично до 0 (а rH₂ збільшується до 25). І це викликано як фізичним процесом віддувки газоподібного сірководню з стічних вод в умовах інтенсивної аерації, так і певною активністю тіонових бактерій в складі активного мулу в аеробних умовах.

В період нитчастого спухання активного мулу в аеротенках активно розвинулись інші споживачі сірководню – безколірні сірчані бактерії – збудники

спухання активного мулу. Дослідження, спрямовані на ідентифікацію нитчастих бактерій за ключами Д. Ейкельбума, показала, що збудником спухання є Туре 021N (таблиця 1).

Таблиця 1 – Результати визначення характеристик нитчастої бактерії, збудника спухання активного мулу, в досліджених очисних спорудах (за схемою Д. Ейкельбума)

Показник	Характеристика
Рухливість	відсутня
Розгалуження	відсутнє
Довжина ниток, мкм	> 200
Форма ниток	пряма
Наявність перегородок між клітинами	виразно видно
Прикріплений ріст	відсутній
Форма клітин	дисковидна, зустрічаються чорні диски
Діаметр клітин, мкм	0,9–1,5
Слиз	відсутній
Включення:	
– поліфосфатні гранули	відсутні
– гранули сірки	присутні
– тест з H ₂ S	позитивний
Фарбування за Грамом	Грама негативні

Масовий розвиток цих бактерій в активному мулі був зумовлений наявністю підвищених концентрацій сульфідів в стічних водах. Нитчасте спухання активного мулу спричинило збільшенні мулового індексу до значень більше 1000 мл/г.

Туре 021N за даними [21], штами Туре 021N є одним з видів роду Thiothrix, для представників якого характерне окиснення сірководню до елементарної сірки. Накопичення сірки в клітинах Туре 021N було виявлено при мікроскопуванні зразків активного мулу.

За даними хімічного аналізу концентрація сірки в активному мулі сягала в середньому 1,5 % (при відсутності нитчастого спухання цей показник на досліджуваному об'єкті становив 0,55 %)

Динаміка окисно-відновних умов в стічних водах за показником rH₂ свідчить про посилення відновних умов у вторинному відстійнику. Концентрація сірководню в стічних водах після відстоювання збільшувалась від 0,0–0,05 на вході до 0,5–0,9 мг/л (rH₂ зменшується до 20). Отже у вторинному відстійнику за умови відсутності нітратів в стічних водах зберігається можливість певного накопичення сірководню в результаті сульфатредукції за рахунок залишкових концентрацій ХСК. Хоча більш можливим процесом утворення сірководню є мікробіологічне відновлення сірки, яка в високих концентраціях надходила у вторинний відстійник у складі активного мулу. Причому сіркоредукція відбувається легше і швидше ніж сульфатредукція і так само, як і вона призводить до утворення сульфідів/сірководню, присутність якого підтверджується відкладанням чорного сульфідів заліза на бортиках збірного жолобу вторинних відстійників. Сульфіді окиснюються до сірки на

кордоні фаз стічна вода: атмосферне повітря, про що свідчили відкладання сірки елементарної на бортиках збірного жолобу вторинних відстійників.

Таким чином у вторинному відстійнику створювався вкорочений кругообіг сірки: елементарна сірка – сірководень – елементарна сірка. Його відновна гілка реалізувалась на глибині в товщі мулу, збагаченого елементарною сіркою, а окисна – в мікроаерофільній зоні реаерації з поверхні водних середовищ. Викиди сірководню з споруди були екологічно небезпечними. Збагачений елементарною сіркою та сірководнем зворотний активний мул з вторинного відстійника подається в голову біологічної очистки, де підтримує потоки сірки в системі аеротенк-вторинний відстійник.

Для пригнічення нитчастого спухання активного мулу, викликаного масовим розвитком Туре 021N, застосували два методи. Перший метод являв собою інгібуючий вплив на відновні мікробіологічні процеси. Для цього підвищили концентрацію нітратів (до ≥ 30 мг/дм³) в системі аеротенк-вторинний відстійник з допомогою організації селектора. Бактерії Туре 021N не здатні до повної денітрифікації і в мікроаерофільних умовах флокулоутворюючі бактерії, здатні до денітрифікації та утворення пластівців, швидко витісняють нитчастих. Це призвело до інгібування розвитку нитчастих бактерій Туре 021N в зворотньому мулі й до поступового зниження мулового індексу в аеротенках.

Другий метод є кардинальним методом придушення розвитку сірчаних нитчастих бактерій Туре 021N при впливі на їх енергетичний метаболізм (окисна гілка кругообігу сірки) шляхом видалення сірководню з стічних вод, що надходять в аеротенк. Таке рішення було реалізовано у вигляді преаератора для віддувки сірководню з поступаючих в аеротенк (старого блоку) стічних вод. Після запуску преаерації муловий індекс у всій системі, не зважаючи на високу температуру води (23 °C), за 2 дні знизився з 280 до 150 см³/г.

На підставі установлених кількісних характеристик спробували орієнтовно розрахувати викиди сірководню в період нитчастого спухання. При цьому припустили, що загальна кількість сульфідів/сірководню є сумою сульфідів/сірководню, утворених при редукції сульфатів, що надходять з стічними водами, й сульфідів/сірководню, що надходять в систему очистки в складі поступаючих стічних вод. Певна частина сульфідів/сірководню окиснюється до сірки, що відкладається в нитчастих бактеріях в активному мулі. Припускаємо, що всі сульфідиди, що утворились в стічній воді, повністю віддуваються в атмосферу (рівняння 1). Втратами сірки у вигляді відкладень на стінках лотків нехтуємо.

$$S-H_2S = [S-SO_4^{2-}(\text{вихід}) - S-SO_4^{2-}(\text{вихід})] + S-HS^- - S-S^0, (1)$$

де $S-H_2S$ – концентрація сірки сірководню (сульфідів), що викидається в атмосферне повітря очисними спорудами, мг/л; $S-SO_4^{2-}(\text{вихід}) - S-SO_4^{2-}(\text{вихід})$ – концентрація сірки сульфатів в стічних водах на

вході та виході з очисних споруд відповідно, мг/л; $S-HS^-$ – концентрація сульфідів в стічних водах на вході в очисні споруди, мг/л; $S-S^0$ – концентрація сірки елементарної в активному мулі, мг/л.

Розглянемо 2-а випадки:

1 – при відсутності спухання активного мулу;

2 – при нитчастому спуханні активного мулу, викликаного розвитком Туре 021N.

1 випадок

Середня концентрація сульфатів в стічній воді на вході в очисні споруди 199,0 мг/л, на виході – 195,0 мг/л. Середня доза активного мула 2,6 г/л, концентрація сірки в активному мулі 0,55 % (0,0055 від концентрації активного мула), максимальна концентрація $S-HS^-$ в поступаючих стічних водах 0,12 мг/л.

$S-SO_4^{2-}=0,33 (SO_4^{2-}); 1000$ – коефіцієнт перерахунку г/л в мг/л.

$$S-H_2S = (199,0 - 195,0) \cdot 0,33 + 0,12 - (2,6 \cdot 0,55) \cdot 1000 = 1,32 + 0,12 - 1,43 = 0,01 \text{ (мг/л)}$$

За добу на очисних спорудах обробляється в середньому 170 тис м³ стічних вод. Загальна кількість створюваного сірководню становить близько 1,7 кг/доба. Тобто приблизно стільки ж, скільки при розрахунках ОВОС (2,070 кг/доба, 0,024 г/с.), в якому додатково враховувались викиди сірководню з мулоуцілювача, цеху зневоднення, обробки та сушіння осаду, мулових майданчиків та інших споруд, які не враховувались формулою 1. В цьому випадку концентрація сірководню на межі санітарно-захисної зони (СЗЗ) проммайданчика очисних споруд становила не більше 0,046 мг/м³, тобто не перевищувала нормативно допустимі значення – 0,08 мг/м³.

2 випадок

Середня концентрація сульфатів в стічній воді на вході в очисні споруди 201,4 мг/л, на виході – 166 мг/л. Середня доза активного мула 1,10 г/л, концентрація сірки в активному мулі 1,5 % (0,15 від концентрації активного мула), максимальна концентрація $S-HS^-$ в поступаючих стічних водах 5,0 мг/л.

$$S-H_2S = (201,4 - 166,0) \cdot 0,33 + 5,0 - (1,1 \cdot 0,015) \cdot 1000 = 11,68 + 5,0 - 16,5 = 0,18 \text{ (мг/л)}$$

За добу на очисних спорудах обробляється в середньому 170 тис м³ стічних вод. Загальна кількість створюваного сірководню становить 30,6 кг/доба (0,354 г/с), тобто викид майже в 15 разів більший, ніж в умовах екологічно безпечної ситуації (2,070 кг/доба). В цьому випадку концентрація сірководню на межі СЗЗ очікувано може збільшуватись в такому ж діапазоні та багаторазово перевищувати ГДК.

Висновки

Наявність сірководню/сульфідів в стічних водах створює для міських споруд гострі екологічні та експлуатаційні проблеми, які суттєво зростають в умовах нитчастого спухання активного мулу – масового розвитку безколірних сіркобактерій.

Процес активного та великомасштабного кругообігу сірки на очисних спорудах запускає активна сульфатредукція в спорудах механічної

очистки через відновні умови в водних середовищах поступаючих стічних вод ($\text{rH}_2 \leq 10$) в тому числі через високий вміст в них сірководню. В цілому всі мікробіологічні перетворення в подальшому циклі сірки на цьому технічному об'єкті відбуваються з продуктами відновлення сульфатів, що надходять в очисні споруди.

В спорудах біологічної очистки при концентраціях розчинного кисню в водних середовищах більше 2 мг/л (аеротенки) створюються умови для окисного метаболізму в тому числі процесів окисної гілки кругообігу сірки. Але особливості складу стічної води, розосереджений впуск стічних вод призводять до того, що сірководень створює селективні переваги для масового розвитку в аеробних умовах нитчастих сіркобактерій Туре 021N (один з видів роду *Thiothrix*), що окиснюють сірководень тільки до елементарної сірки, яку вони накопичують у клітинах.

Нитчасті бактерії з накопиченою сіркою надходять у вторинний відстійник, де в безкисневих умовах починає розвиватися мікробіологічне відновлення сірки (сіркоредакція) з утворенням сірководню, який кардинально знижує окисно-відновний потенціал у споруді. В цій споруді спостерігається вкорочений цикл сірки: елементарна сірка – сірководень – елементарна сірка.

За орієнтовними розрахунками розвиток нитчастого спухання спричинив збільшення викидів сірководню в атмосферне повітря майже в 15 разів, а, отже – орієнтовно багаторазове перевищення його концентрації в атмосферному повітрі на кордоні СЗЗ.

За штатних умов (при відсутності нитчастого спухання, зумовленого масовим розвитком нитчастих сіркобактерій Туре 021N), сульфати проходять через очисні споруди транзитом, практично не змінюючи свої концентрації. При нормативних концентраціях сірководню в поступаючих стічних водах він окиснюється в аеробних умовах до сульфатів в аеротенках. У вторинних відстійниках реакції кругообігу сірки практично відсутні через відсутність елементарної сірки в складі активного мула, а також високі концентрації нітратів. Тобто за умов дотримання нормативних концентрацій сірководню в стічних водах, що надходять на очисні споруди, наявності глибокої нітрифікації стічних вод й відсутності нитчастого спухання (викликаного масовим розвитком сірчаних бактерій) по ходу очистки екологічно та експлуатаційно небезпечні мікробіологічні процеси циклу сірки практично не відбуваються. Концентрація сірководню в приземній атмосфері на кордоні СЗЗ не перевищує ГДК.

Наукова новизна виконаного дослідження полягає в науково обґрунтованому доведенні впливу нитчастого спухання активного мула (викликаного масовим розвитком нитчастих сіркобактерій) на збільшення викидів високо екологічно небезпечної та токсичної сполуки сірководню з очисних споруд.

Одержані дані мають високу практичну значущість для запобігання розвитку нитчастого спухання активного мула, а в випадку його виникнення на очисних спорудах – активного придушення цього експлуатаційно небезпечного явища технологічними методами.

ЛІТЕРАТУРА

1. Chen G., Ekama G. A., van Loosdrecht M. C. M., Brdjanovic D. *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. 2023. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781789060362>.
2. Austigard Å. D., Svendsen K., Haldal K. K. Hydrogen sulphide exposure in waste water treatment. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*. 2018. Vol. 13. Article 10. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12995-018-0191-z>.
3. Godoi A., Grasel A., Polezer G., Brown A., Potgieter-Vermaak S., Scremim D., Yamamoto C., Godoi R. Human exposure to hydrogen sulphide concentrations near wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 610–611. P. 583–590. URL: https://e-space.mmu.ac.uk/618956/1/Repository%20copy%20H2S_STOTEN.pdf.
4. Reed B. R., Crane J., Garrett N., Woods D. L., Bates M. N. Chronic ambient hydrogen sulfide exposure and cognitive function. *Neurotoxicology and Teratology*. 2014. Vol. 42. P. 68–76. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2014.02.002>.
5. Czarnota J., Masłoń A., Pajura R. Wastewater treatment plants as a source of malodorous substances hazardous to health, including a case study from Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2023. Vol. 20. № 7. Article 5379. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph20075379>.
6. Fan K., Wang W., Xu X., Yuan Y., Ren N., Lee D.-J., Chen C. Recent advances in biotechnologies for the treatment of environmental pollutants based on reactive sulfur species. *Antioxidants*. 2023. Vol. 12. Article 767. DOI: <https://doi.org/10.3390/antiox12030767>.
7. Lens P. N. L. *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution. Principles and Engineering*. 2nd ed. IWA Publishing. 2020. URL: <http://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/776070/wio9781789060966.pdf>.
8. Zarra T., Reiser M., Naddeo V., Belgioioso V., Kranert M. Odour emissions characterization from wastewater treatment plants by different measurement methods. *Chemical Engineering Transactions*. 2014. Vol. 40. P. 37–42. DOI: <https://doi.org/10.3303/CET1440007>.
9. Muyzer G., Stams A. J. M. The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature Reviews Microbiology*. 2008. Vol. 6. P. 441–454. DOI: <https://doi.org/10.1038/nrmicro1892>.
10. Hvitved-Jacobsen T. Sulfur transformations in sewer networks: effects, prediction and mitigation of impacts. *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: Principles and Engineering*. 2nd ed. IWA Publishing. 2020. P. 99–132. DOI: https://doi.org/10.2166/9781789060966_0099.
11. Okabe S., Odagiri M., Ito T., Satoh H. Succession of sulphur-oxidizing bacteria in the microbial community on corroding concrete in sewer system. *Applied and Environmental Microbiology*. 2007. Vol. 73. P. 971–980. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.02054-06>.
12. Monteny J., Vincke E., Beeldens A., De Belie N., Taerwe L., Van Gemert D., Verstraete W. Chemical, microbiological, and in situ test methods for biogenic sulfuric acid corrosion of concrete. *Cement and Concrete Research*. 2000. Vol. 30. P. 623–634. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(00\)00219-2](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(00)00219-2).
13. Iurchenko V., Melnikova O., Teliura N. Problems of concrete protection against biogenic sulfuric acid aggression by means of polymer coatings. *Materials Science Forum*. 2024. Vol. 1138. P. 131–137. DOI: <https://doi.org/10.4028/p-gQrw69>.
14. Sam T., Le R. H. M., Hoosain N., Welz P. J. Strategies for controlling filamentous bulking in activated sludge wastewater treatment plants: the old and the new. *Water*. 2022. Vol. 14. № 20. Article 3223. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14203223>.
15. Юрченко В. О., Ткаченко С. О. Методика кількісної оцінки індексу нитчастих в технологіях біологічної очистки. *Комунальне господарство міст*. 2024. Т. 4. Вип. 185. С. 54–59. DOI: <https://doi.org/10.33042/2522-1809-2024-4-185-54-59>.

16. Henriot O., Meunier C., Henry P., Mahillon J. Filamentous bulking caused by Thiothrix species is efficiently controlled in full-scale wastewater treatment plants by implementing a sludge densification strategy. *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7. Article 1430. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01481-1>.

17. Eikelboom D. H. *Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation*. London : IWA Publishing. 2000. 163 p. URL: <http://library.open.org/handle/20.500.12657/30982>.

18. МВВ № 081/12-0315-06. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сірководню (сульфідів) фотоколориметричним методом. 2002. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=76475.

19. ДСТУ EN ISO 5814:2025. Якість води. Визначення розчиненого кисню. Електрохімічний метод із застосуванням зонду (EN ISO 5814:2012, IDT; ISO 5814:2012, IDT). 2025. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=116550.

20. МВВ 081/12-0007-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів гравіметричним методом. 2002. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=76337.

21. Aruga S., Kamagata Y., Kohno T., Hanada S., Nakamura K., Kanagawa T. Characterization of filamentous Eikelboom type 021N bacteria and description of Thiothrix disciformis sp. nov. and Thiothrix flexilis sp. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 2002. Vol. 52. P. 1309–1316. DOI: <https://doi.org/10.1099/00207713-52-4-1309>.

UDC 628.2

HYDROGEN SULFIDE EMISSIONS FROM MUNICIPAL SEWAGE TREATMENT FACILITIES UNDER CONDITIONS OF ACTIVATED SLUDGE BUCKLING

V. Iurchenko

Doctor of Technical Sciences, Professor

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7123-710X>

O. M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv

17 Chornohlazivska St., Kharkiv, 61002, Ukraine

I. Avdienko

Postgraduate Student

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-4140-1923>

O. M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv

17 Chornohlazivska St., Kharkiv, 61002, Ukraine

O. Melnikova

Candidate of Technical Sciences, Associate Professor

ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-5649-2997>

O. M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv

17 Chornohlazivska St., Kharkiv, 61002, Ukraine

DOI: <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2026.1.4>

Received: March 27, 2026

Accepted: May 29, 2026

Published: May 30, 2026

Cite as: Iurchenko, V., Avdienko, I., Melnikova, O. (2026). Hydrogen sulfide emissions from municipal sewage treatment facilities under conditions of activated sludge buckling. *Technogenic and Ecological Safety*, 19(1/2026), 31–38. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2026.1.4>

Open Access License: Creative Commons Attribution 4.0 International License

Abstract. The presence of hydrogen sulfide in wastewater poses serious environmental and operational challenges for municipal wastewater treatment plants. The objective of this study is to monitor the formation of hydrogen sulfide at various stages of municipal wastewater treatment at existing treatment plants under conditions of filamentous bulking of activated sludge and to provide a predictive assessment of the resulting environmental risks. The subject of the study is the dynamics of the concentration of reactive forms of sulfur-hydrogen sulfide and sulfates – in wastewater during mechanical and biological treatment at operating treatment plants, as well as the microbiological processes that cause their transformation. We monitored the concentration of sulfides and redox conditions in wastewater and identified filamentous bacteria responsible for activated sludge bulking. It was established that the sulfur cycle at wastewater treatment plants triggers active microbiological sulfate reduction in mechanical treatment facilities due to highly reducing conditions ($rH_2 \leq 10$), caused by excessive hydrogen sulfide content (up to 5.9 mg/L) in the influent wastewater. It is precisely with the products of sulfate reduction that all subsequent microbiological transformations of the sulfur cycle occur, including: filamentous bulking of activated sludge in aeration tanks due to the massive growth of filamentous sulfur bacteria Type 021N and the formation and release of hydrogen sulfide. Using our own methodology, we performed a preliminary calculation of hydrogen sulfide emissions from wastewater treatment plants. It was established that the development of filamentous bulking of activated sludge causes a 15- to 18-fold increase in hydrogen sulfide emissions into the atmosphere. The scientific innovation of the study lies in the scientifically substantiated demonstration of the impact of filamentous bulking of activated sludge (caused by the massive proliferation of filamentous sulfur bacteria) on increased hydrogen sulfide emissions from wastewater treatment plants. To prevent the development of filamentous bulking of activated sludge, and in the event of its occurrence at wastewater treatment plants – to actively suppress this operationally hazardous phenomenon-technological methods of practical significance are proposed.

Key words: municipal wastewater treatment plants, emissions, sulfides/hydrogen sulfide, sulfate reduction, redox conditions, filamentous bulking of activated sludge, sulfur cycle, environmental hazard.

REFERENCES

- Chen, G., Ekama, G. A., van Loosdrecht, M. C. M., & Brdjanovic, D. (2023). *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>.
- Austgard, Å. D., Svendsen, K., & Haldal, K. K. (2018). Hydrogen sulphide exposure in waste water treatment. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 13, Article 10. <https://doi.org/10.1186/s12995-018-0191-z>.
- Godoi, A., Grasel, A., Polezer, G., Brown, A., Potgieter-Vermaak, S., Scremim, D., Yamamoto, C., & Godoi, R. (2018). Human exposure to hydrogen sulphide concentrations near wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 610–611, 583–590. https://e-space.mmu.ac.uk/618956/1/Repository%20copy%20_H2S_STOTEN.pdf.

4. Reed, B. R., Crane, J., Garrett, N., Woods, D. L., & Bates, M. N. (2014). Chronic ambient hydrogen sulfide exposure and cognitive function. *Neurotoxicology and Teratology*, 42, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2014.02.002>.
5. Czarnota, J., Masłoń, A., & Pajura, R. (2023). Wastewater treatment plants as a source of malodorous substances hazardous to health, including a case study from Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(7), Article 5379. <https://doi.org/10.3390/ijerph20075379>.
6. Fan, K., Wang, W., Xu, X., Yuan, Y., Ren, N., Lee, D.-J., & Chen, C. (2023). Recent advances in biotechnologies for the treatment of environmental pollutants based on reactive sulfur species. *Antioxidants*, 12, Article 767. <https://doi.org/10.3390/antiox12030767>.
7. Lens, P. N. L. (2020). *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution. Principles and Engineering* (2nd ed.). IWA Publishing. <http://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/776070/wio9781789060966.pdf>.
8. Zarra, T., Reiser, M., Naddeo, V., Belgiorno, V., & Kranert, M. (2014). Odour emissions characterization from wastewater treatment plants by different measurement methods. *Chemical Engineering Transactions*, 40, 37–42. <https://doi.org/10.3303/CET1440007>.
9. Muyzer, G., & Stams, A. J. M. (2008). The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, 6, 441–454. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1892>.
10. Hvitved-Jacobsen, T. (2020). Sulfur transformations in sewer networks: Effects, prediction and mitigation of impacts. In *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: Principles and Engineering* (2nd ed., pp. 99–132). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789060966_0099.
11. Okabe, S., Odagiri, M., Ito, T., & Satoh, H. (2007). Succession of sulphur-oxidizing bacteria in the microbial community on corroding concrete in sewer system. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 971–980. <https://doi.org/10.1128/AEM.02054-06>.
12. Monteny, J., Vincke, E., Beeldens, A., De Belie, N., Taerwe, L., Van Gemert, D., & Verstraete, W. (2000). Chemical, microbiological, and in situ test methods for biogenic sulfuric acid corrosion of concrete. *Cement and Concrete Research*, 30, 623–634. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(00\)00219-2](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(00)00219-2).
13. Iurchenko, V., Melnikova, O., & Teliura, N. (2024). Problems of concrete protection against biogenic sulfuric acid aggression by means of polymer coatings. *Materials Science Forum*, 1138, 131–137. <https://doi.org/10.4028/p-gQrw69>.
14. Sam, T., Le, R. H. M., Hoosain, N., & Welz, P. J. (2022). Strategies for controlling filamentous bulking in activated sludge wastewater treatment plants: The old and the new. *Water*, 14(20), Article 3223. <https://doi.org/10.3390/w14203223>.
15. Iurchenko, V. O., & Tkachenko, S. O. (2024). Metodyka kilkisnoi otsinky indeksu nytchastykh v tekhnolohiiakh biolohichnoi ochystky [Methodology for quantitative assessment of the filament index in biological treatment technologies]. *Municipal Economy of Cities*, 4(185), 54–59. <https://doi.org/10.33042/2522-1809-2024-4-185-54-59> [in Ukrainian].
16. Henriot, O., Meunier, C., Henry, P., & Mahillon, J. (2017). Filamentous bulking caused by Thiothrix species is efficiently controlled in full-scale wastewater treatment plants by implementing a sludge densification strategy. *Scientific Reports*, 7, Article 1430. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01481-1>.
17. Eikelboom, D. H. (2000). *Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation*. IWA Publishing. <http://library.oapen.org/handle/20.500.12657/30982>.
18. MVV No. 081/12-0315-06. (2002). Poverkhnevi, pidzemni ta zvorotni vody. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi konsentratsii sirkovodniu (sulfidiv) fotokolorymetrychnym metodom [Surface, groundwater and return waters. Method for measuring mass concentration of hydrogen sulfide (sulfides) by photocolometric method]. https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=76475 [in Ukrainian].
19. DSTU EN ISO 5814:2025. (2025). Yakist vody. Vyznachennia rozchynenoho kysniu. Elektrokhimichnyi metod iz zastosuvanniam zondy (EN ISO 5814:2012, IDT; ISO 5814:2012, IDT) [Water quality. Determination of dissolved oxygen. Electrochemical probe method]. https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=116550 [in Ukrainian].
20. MVV 081/12-0007-01. (2002). Poverkhnevi ta ochyshchenevi stichni vody. Metodyka vykonannya vymiriuvan masovoi konsentratsii sulfatuv hravimetrychnym metodom [Surface and treated wastewater. Method for measuring mass concentration of sulfates by gravimetric method]. https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=76337 [in Ukrainian].
21. Aruga, S., Kamagata, Y., Kohno, T., Hanada, S., Nakamura, K., & Kanagawa, T. (2002). Characterization of filamentous Eikelboom type 021N bacteria and description of Thiothrix disciformis sp. nov. and Thiothrix flexilis sp. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52, 1309–1316. <https://doi.org/10.1099/00207713-52-4-1309>.