

## ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Віктор Хоружий<sup>1</sup>, Ігор Недашковський<sup>2</sup>, Ігор Прокопенко<sup>3</sup>

<sup>1,3</sup> Київський національний університет будівництва і архітектури  
31, Повітрофлотський пр., м. Київ, Україна, 03037

<sup>2</sup> Одеська державна академія будівництва та архітектури  
вул. Дідріхсона, 4, м. Одеса, 65029, Україна

<sup>1</sup> докт. техн. наук, horuji@ukr.net, orcid.org/0000-0002-5314-0483

<sup>2</sup> канд. техн. наук, pk-ogasa@ukr.net, orcid.org/0000-0002-9494-6694  
proskopenko.2017@gmail.com, orcid.org/0009-0009-0129-3283

DOI: 10.32347/2524-0021.2023.45.88-99

**Анотація.** Очищення міських стічних вод традиційно відбувається на очисних спорудах біологічної очистки, які були збудовані в 60-70 роках минулого сторіччя і до цього часу експлуатуються в населених пунктах України. Сьогодні стічні води в своєму складі містять високі концентрації ПАР, органічних сполук, біогенних речовин та інших забруднень від підприємств, які перевищують допустимі концентрації на вході в очисні споруди, що і призводить до неефективного очищення в традиційних схемах біологічної очистки. Саме цей факт і став однією з головних причин перевищення у водних джерелах концентрацій саме сполук азоту та фосфору. Тому для інтенсифікації очистки стічних вод необхідно вибрати більш ефективні методи очистки стічних вод та запроєктувати споруди, які забезпечать належну їх очистку. В роботі розглянуті мікробіологічні процеси, що відбуватимуться у запропонованій конструкції біореактора.

**Ключові слова:** система водовідведення, очисні споруди водовідведення, очистка стічних вод, нітрифікуючі бактерії, нітратний шунт.

### ВСТУП

На існуючих станціях біологічного очищення стічних вод процес очищення активним мулом в аеротенках є найбільш поширеним методом, який використовується як для побутових, так і для промислових стічних вод [1].

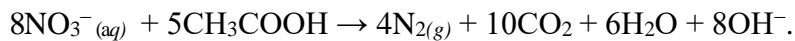
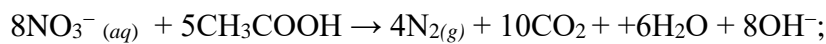
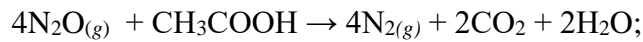
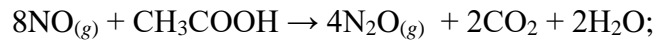
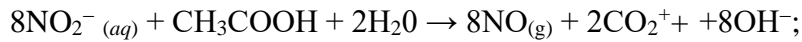
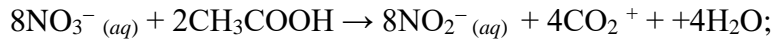
Поняття "активний мул" відноситься до спільноти мікроорганізмів, які пристосовуються до існуючого складу забруднень стічних вод і використовуються для метаболізму та перетворення органічних та неорганічних домішок у стічних водах на екологічно безпечні форми. Зазвичай склад мікрофлори активного мулу на 95-98% складають актиноміцети та гриби, а на 2-5% – більш складні

організми, такі як протозоа (найпростіші організми), метазоа (багатоклітинні організми), коловертки та інші. Бактерії представлені наступними родами: *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Bacillus*, що забезпечують окиснення органічних забруднень та сполук азоту.

Однією з ключових проблем при очищенні стічних вод є видалення карбону, азоту та фосфору для запобігання деградації водойм. Видалення карбону із стічних вод зазвичай не представляє складнощів при біологічному очищенні. Однак, однією з серйозних проблем є нестача органічних сполук карбону, необхідних для гетеротрофних перетворень азоту і фосфору у стічних

водах. Таким чином, при експлуатації очисних споруд, коли співвідношення вмісту органічного речовини до азоту або фосфору низьке, можуть виникати труднощі в видаленні залишкового азоту та фосфору через відсутність необхідного органічного субстрату [2, 3].

У традиційних системах очищення стічних вод нітроген видаляється за допомогою двох основних біологічних процесів: нітрифікації та денітрифікації. Нітрифікація відбувається в аеробних умовах та включає окислення амонію до нітритів і подальше до нітратів. Денітрифікація, навпаки, відбувається в анаеробних умовах і передбачає відновлення окисленого нітрогену, отриманого



У системі очищення стічних вод в аеротенку стічна вода спочатку змішується з активним мулом і може бути піддана різним технологічним рішенням в залежності від цілей очищення. Такі технології, як *Biodenitro*, *Biodenipho*, *UCT*, *Bardenpho*, розроблені на основі безперервного процесу і включають різні методи досягнення нітрифікації і/або аеробно-аноксичного видалення нітрогену і фосфору. В більшості випадків, перша секція резервуару аерується, де відбувається нітрифікація, і карбоновий органічний субстрат окислюється. Процес нітрифікації вимагає ретельного контролю, оскільки наступний денітрифікаційний процес потребує наявності відновника [6].

Далі стічна вода перекачується в аноксичну зону, де відбувається денітрифікація. Проте відсутність достатньої кількості органічного карбону в стічній воді може стати перешкодою для повної денітрифікації. Для подолання цієї проблеми можуть використовуватися методи, такі як рециклізація нітрифікованих вод або додавання органічних донорів електронів (наприклад, метанолу,

в результаті нітрифікації, до газоподібного нітрогену.

Зазвичай ці два процеси розглядаються як взаємовиключні, оскільки нітрифікація вимагає кисню, тоді як денітрифікація відбувається за відсутності кисню. Це призводить до необхідності дотримувати строгого розділення між цими процесами в системах очищення [4].

Нітрифікація (в аеробних умовах):



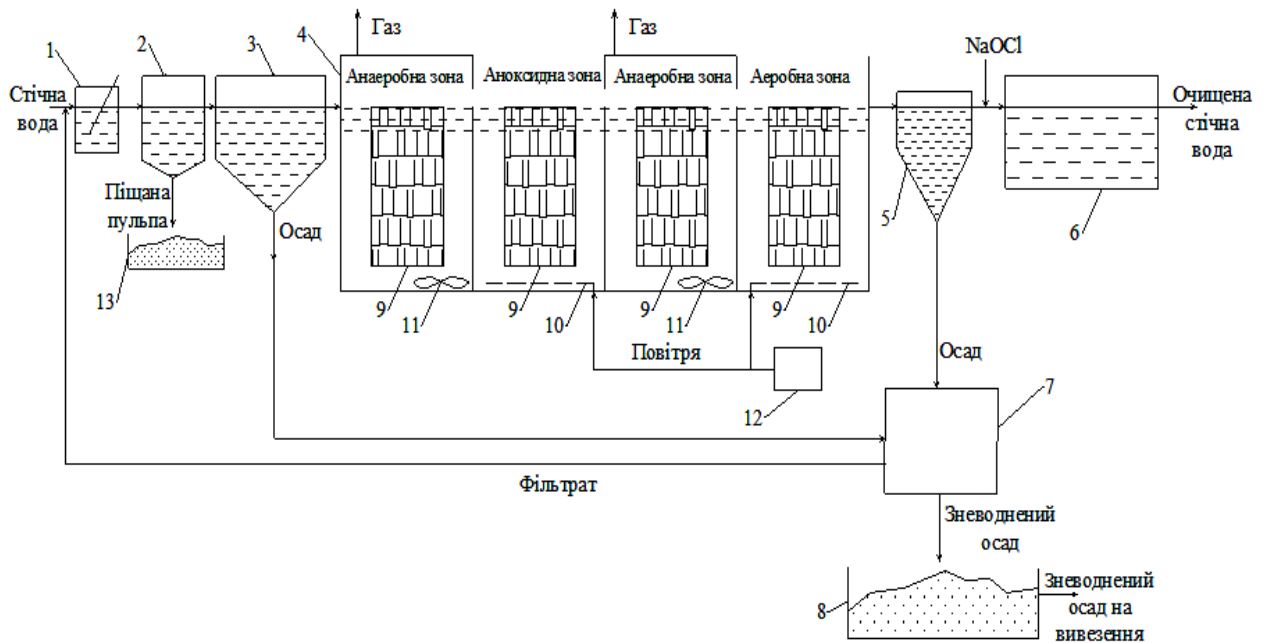
Денітрифікація (в анаеробних умовах) – використовує ацетат як донор електронів і включає кілька стадій:

ацетату) в аноксичній фазі [2, 5].

Традиційні схеми очищення стічних вод (рис. 1) мають свої недоліки, такі як утворення "пухкого мулу", нестача органічного карбону для денітрифікації та вимоги до великого віку мулу. Це спонукає дослідників шукати нові альтернативи для оптимізації процесів очищення стічних вод.

Потенційні можливості традиційних процесів біологічного очищення з активним мулом є фактично вичерпаними. Резерви інтенсифікації біологічного очищення полягають у практичній реалізації трофічних зв'язків шляхом поєднання прикріплених і вільно плаваючих мікроорганізмів, а також у застосуванні анаеробних процесів на початковій стадії з наступним поєднанням аноксидних та аеробних процесів [7].

Всі недоліки існуючих споруд біологічного очищення стічних вод можна усунути, переобладнавши традиційні аеротенки в біореактори.



**Рис. 1.** Технологічна схема анаеробно-аеробного очищення міських стічних вод: 1 – решітка; 2 – пісковловлювач; 3 – первинний відстійник; 4 – анаеробно-аеробний біореактор; 5 – вторинний відстійник; 6 – контактний резервуар; 7 – фільтр-прес; 8 – майданчики зневодненого осаду; 9 – носії для закріплення біомаси; 10 – система аерації; 11 – мішалки; 12 – повітрорудна станція; 13 – піскові майданчики

**Fig. 1.** Technological scheme of anaerobic-aerobic treatment of urban wastewater: 1 – grate; 2 – sand trap; 3 – primary settling tank; 4 – anaerobic-aerobic bioreactor; 5 – secondary sump; 6 – contact tank; 7 – filter press; 8 – sites of dehydrated sediment; 9 – carriers for fixing biomass; 10 – aeration system; 11 – stirrers; 12 – air blowing station; 13 – sand playgrounds

## ВИКЛАДЕННЯ ОСНОВНОГО МАТЕРІАЛУ

### Біологічна очистка стічних вод при одночасній нітрифікації та денітрифікації

При використанні багатоступневих схем з різними кисневими умовами (аеробні, аноксидні, анаеробні) перший ступінь приймає на себе перепади витрат та концентрацій забруднень стічної води, де відбувається перша стадія очистки і нівелювання концентрацій забруднень. В умовах розділення схеми на декілька ступенів, на кожній наступній стадії утворюються відповідний біоценоз, адаптований до поступового зниження концентрацій. Такі схеми дозволяють забезпечити стабільну очистку стічної води при будь-яких змінах характеристик вхідної води.

Слід відмітити, що за рахунок чергування анаеробних і аеробних зон біореактор

можна як будувати у вигляді окремої споруди, так і реконструювати діючий аеротенк.

Процес одночасних (паралельних) нітрифікації та денітрифікації передбачає, що обидва ці процеси відбуваються одночасно у межах одного реактора при однакових умовах функціонування очисної системи. Цей підхід може значно скоротити або навіть усунути потребу у відокремлених резервуарах, які зазвичай використовуються в традиційних очисних спорудах, і, отже, спростити дизайн системи, що призводить до економії виробничої площі, часу і ресурсів [9]. Перевагою такого процесу є те, що загальна ефективність видалення азоту залишається на приблизно такому самому рівні, що досягається у традиційних системах нітрифікації-денітрифікації, без необхідності будувати окремий аноксичний резервуар. Крім того, завдяки використанню

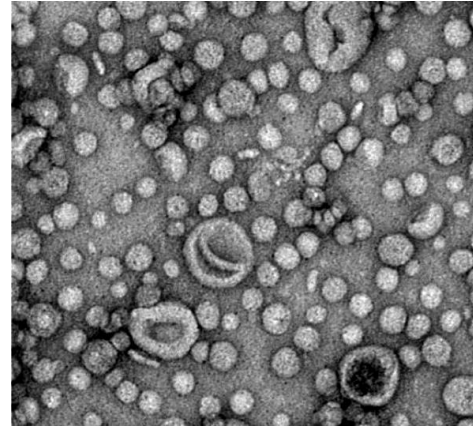
низьких концентрацій розчиненого кисню, можливо знизити операційні витрати [10]. Багато дослідників вже відзначили можливість одночасної нітрифікації і денітрифікації під час аерації.

Проте, до нещодавнього часу видалення азоту за допомогою одночасної нітрифікації-денітрифікації не розглядалося як варіант для повномасштабних очисних споруд, оскільки цей процес вважався непередбачуваним.

Пояснення процесу одночасної нітрифікації-денітрифікації можна розділити на дві основні категорії – біологічну та фізичну [4]. З біологічної точки зору, важливо врахувати, що бактерії є більш різноманітними, ніж це зазвичай прийнято вважати. Денітрифікатори спочатку вважалися строго анаеробними мікроорганізмами, але пізніше було встановлено існування аеробних видів денітрифікаторів [11]. Наприклад, дослідження Sakai та інших вказують на те, що у чистій культурі *Paracoccus denitrificans* (рис. 2) фермент нітрит-редуктаза може зберігати активність протягом 22 годин за умов аерації [12]. Ллойд та інші [13] досліджували інтермедіати денітрифікації за допомогою мас-спектрометрії і показали, що деякі бактерії можуть здійснювати процес денітрифікації навіть при наближенні концентрації кисню до насичення. Вони прийшли до висновку, що аеробна денітрифікація з утворенням газоподібного азоту або інтермедіатів NO і N<sub>2</sub>O може бути широко поширеною і важливою з точки зору екології, також як і її анаеробний аналог.

Крім аеробної денітрифікації, наявна також участь ряду гетеротрофних бактерій у процесі нітрифікації [12]. Вивчення чистих культур цих бактерій показало, що їх активність, як правило, є низькою.

Незважаючи на цю низьку активність, у роботі Van de Graaf та інших висунуто гіпотезу, що загальна активність гетеротрофних бактерій може бути порівнянною з активністю автотрофів, оскільки об'єм гетеротрофної біомаси значно перевищує об'єм біомаси автотрофів [14]. Проте ця гіпотеза залишається предметом дискусій, оскільки відсутні вирішальні докази, що підтверджують



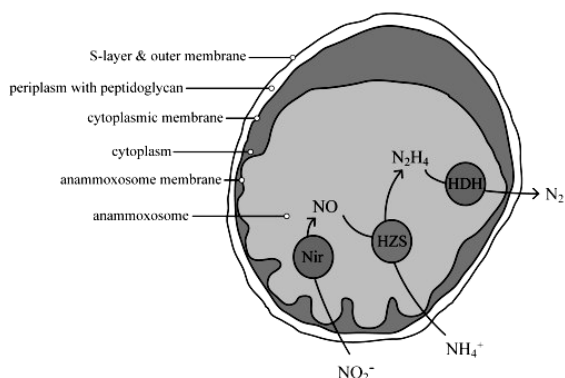
**Рис. 2.** *Paracoccus denitrificans* є кокоїдною бактерією, відомою своїми властивостями відновлення нітратів

**Fig. 2.** *Paracoccus denitrificans* is a coccoid bacterium known for its nitrate reduction properties

значний внесок гетеротрофних нітрифікаторів у процес видалення азоту. У останні роки була виявлена ще одна нова група мікроорганізмів, відома як *anammox* (рис. 3), яка здатна до анаеробного окислення амонію (деамінування) при низьких концентраціях розчиненого кисню [23-27]. Процес анаммокса в даний час використовується для видалення амонію зі стічних вод.

На відміну від біологічного пояснення процесу одночасної нітрифікації та денітрифікації, фізичне пояснення ґрунтується на тому, що протилежні потреби в кисні під час нітрифікації та денітрифікації можуть задовольнятися за рахунок фізичного поділу аеробних та аноксичних зон всередині флокули активного мулу. Гіпотеза полягає в тому, що обмеження дифузії кисню всередині флокули сприяє утворенню аноксичної мікро-зони для гетеротрофної денітрифікації. Аноксична зона не є чіткою межею, а складається з негативного градієнту концентрації кисню від поверхні флокули до її центру [4].

На сьогодні в літературі домінує думка, що фізичне пояснення процесу одночасної нітрифікації та денітрифікації має перевагу над біологічним. Вірогідним є той факт, що процес одночасної нітрифікації та денітрифікації, який спостерігається в існуючих спорудах, представляє собою поєднання фізичних і біологічних механізмів, і точний



**Рис. 3.** Анаеробні амонійокислювальні (*anammox*) бактерії окислюють амоній нітритом в безкисневих умовах

**Fig. 3.** Anaerobic ammonium-oxidizing (*anammox*) bacteria oxidize ammonium with nitrite in anoxic conditions

внесок кожного з цих механізмів ще потребує уточнення.

Після спостережень за процесом одночасної нітрифікації і денітрифікації в промислових і лабораторних реакторах, виникла потреба у визначенні критеріїв для оптимізації цього процесу. Загалом, у літературі переважає думка, що головними факторами, які впливають на процес одночасної нітрифікації і денітрифікації, є джерело органічного вуглецю, розмір флокул та концентрація розчиненого кисню.

**Джерело органічного вуглецю:** Процес гетеротрофної денітрифікації вимагає наявності органічних субстратів як донорів електронів. Зазвичай, видалення мінерального азоту було успішнішим, коли в розчині були доступні органічні форми вуглецю. Наприклад, співвідношення маси органічного вуглецю до азоту приблизно 7:1 сприяє повному видаленню мінерального азоту. Для видалення азоту та фосфору зі стічних вод потрібно підвищити це співвідношення до 9:1. Проте, ці співвідношення мають сенс при достатньо високих концентраціях розчиненого кисню, коли денітрифікація є обмежуючим етапом процесу. При нижчих рівнях кисню може виникнути конкуренція між гетеротрофами та автотрофними нітрифікаторами за кисень, що може призвести до інгібування нітрифікації внаслідок вищого вмісту органічних субстратів.

**Концентрація розчиненого кисню:** Пониження рівня кисню в розчині сприяє глибшому проникненню його всередину флокул. Це може призвести до скорочення розмірів анаеробних областей всередині флокул та ускладнити денітрифікацію. Оптимальні значення концентрації розчиненого кисню для максимального видалення мінерального азоту можуть змінюватися від 0,3 до 1,5 мг/дм<sup>3</sup> в залежності від умов, типу біореактору та технологічного режиму.

**Розмір флокул:** Зменшення розмірів флокул сприяє глибшому проникненню кисню всередину них. Це може призвести до зменшення анаеробних областей всередині флокул та погіршення денітрифікації. Таким чином, оптимальні розміри флокул можуть залежати від конкретних умов і технологічного процесу.

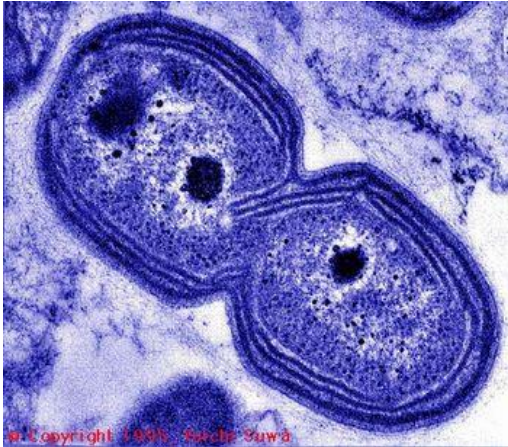
Для передбачення ефективності протікання ОНД в кожній конкретній системі необхідні ретельні експериментальні та теоретичні дослідження.

### Денітрифікація автотрофними нітрифікуючими бактеріями

Понад 40 років тому було запропоновано припущення, що деякі автотрофні нітрифікатори можуть не тільки здійснювати процес нітрифікації, але також видаляти азот. Дослідження, проведені на прикладі *Nitrosomonas europaea* (рис.4), показали, що ці автотрофні бактерії, які окислюють аміак, можуть одночасно нітрифікувати та видаляти азот при обмеженій доступності кисню. Дійсно, деякі нітрифікуючі бактерії, такі як *Nitrosomonas europaea*, можуть виділяти значні кількості оксиду азоту (N<sub>2</sub>O), оксиду азоту (NO) або азоту (N<sub>2</sub>).

Було також встановлено про денітрифікацію нітриту бактеріями *Nitrosomonas europaea*, використовуючи амоній або водень як донори електронів.

Ці дослідження, разом з іншими подібними роботами, вказують на можливість автотрофних нітрифікаторів брати участь в "дивному" перетворенні азоту в системах водоочищення, де кисень обмежений. Вони були призначені в поясненні утворення N<sub>2</sub>O в системах, що містять нітрифікатори у



**Рис. 4.** *Nitrosomonas* – рід грамнегативних бактерій, що належать до бетапротеобактерій

**Fig. 4.** *Nitrosomonas* is a genus of gram-negative bacteria belonging to betaproteobacteria

біоплівці. Визначення точного джерела  $N_2O$  може бути складним завданням, оскільки, коли мертва біомаса слугує субстратом для денітрифікації, в системі присутні одночасно нітрифікатори і денітрифікатори.

На відміну від класичної денітрифікації, денітрифікація автотрофними нітрифікуючими бактеріями досліджена менш докладно. Подальші дослідження, включаючи використання ізотопів, експериментів з інгібуванням, збагачення культурами і математичне моделювання, можуть допомогти отримати більше інформації про важливість виділення  $N_2O$  під час автотрофної нітрифікації.

#### Нітратний шунт

Нітратний шунт – це процес, в якому нітрифікація зупиняється на стадії нітрифікації, і цей нітрит потім використовується для денітрифікації без подальшого утворення нітратів. Цей процес має декілька переваг.

**Енергозбереження:** Нітратний шунт дозволяє зменшити споживання кисню на процес нітрифікації приблизно на 25%, що веде до економії енергії, необхідної для аерації.

**Зменшення споживання органічного вуглецю:** Цей процес дозволяє зменшити споживання органічного вуглецю на процес денітрифікації приблизно на 40%. Це також допомагає зекономити на вуглеці, необхідному для денітрифікації.

**Зменшення нагромадження біомаси:**

Нітратний шунт призводить до зменшення утворення біомаси, особливо на стадії денітрифікації, що дозволяє скоротити накопичення біологічних шламів.

**Збільшення швидкості денітрифікації:** Використання нітриту замість нітрату може збільшити швидкість денітрифікації в 1,5-2 рази. Це допомагає покращити продуктивність системи очищення води.

На початку накопичення нітриту в очисних спорудах в активному мулі вважалося недоречним, оскільки вважалося, що це свідчить про некоректне функціонування системи. Однак згодом виявлені економічні переваги цього процесу, і він став об'єктом досліджень та вдосконалення. Для досягнення накопичення нітриту можуть використовуватися різні методи, включаючи відокремлення нітритантів від нітратантів та лімітування субстрату або кисню в процесі нітрифікації.

Розглянуті стратегії для здійснення ефективною одночасної нітрифікації і денітрифікації при очистці стічних вод представляють інтересні методи оптимізації процесів і можуть бути застосовані в залежності від конкретних умов і потреб очисних споруд.

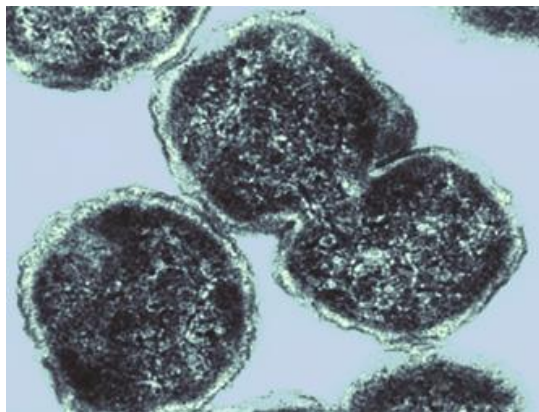
**Чиста культура *Nitrosomonas*:** Ця стратегія включає використання чистої культури *Nitrosomonas*, яка спеціалізується на нітрифікації, і використання її разом з іншими бактеріями, такими як *Paracoccus denitrificans* (рис. 5), для здійснення одночасної нітрифікації і денітрифікації. Однак цей метод може бути витратним і складним у впровадженні на практиці через потребу у чистих культурах і контролі над ними.

**Контроль рН:** Інгібування нітрифікації шляхом регулювання рН може бути ефективним методом для забезпечення одночасної нітрифікації і денітрифікації.

Зміни в рН можуть впливати на активність різних видів бактерій, таких як нітрататори та нітритатори. Цей метод може бути корисним у випадках, коли важко здійснити інші стратегії.

**Підвищена температура (метод SHARON):** Метод SHARON базується на підвищеній температурі для сприяння розвитку нітритаторів в мультистадійних реакторах.





**Рис. 5.** *Paracoccus denitrificans* являє собою коккоидну бактерію, відому здатністю відновлювати нітрати

**Fig. 5.** *Paracoccus denitrificans* is a coccoid bacterium known for its ability to reduce nitrates

Висока температура допомагає прискорити процес нітрифікації і забезпечує одночасну нітрифікацію і денітрифікацію. Однак цей метод може бути застосований тільки в областях з вже високою температурою, оскільки нагрівання великої кількості води може бути витратним.

Вибір стратегії залежить від конкретних умов і вимог для системи очищення води. Кожен з цих методів має свої переваги і обмеження, і важливо враховувати їх при розробці системи очистки стічних вод.

### Контроль розчиненого кисню

Концентрація розчиненого кисню є важливим фактором у процесі нітрифікації [16]. При низьких рівнях розчиненого кисню, нітрифікація призводить до накопичення значних обсягів нітриту. Це пояснюється відмінностями в афінності двох видів нітрифікаторів до кисню: *Nitroajmonas* має вищу афінність до кисню порівняно з *Nitrobacter*. Константи афінності до кисню для бактерій *Nitroajmonas europaeae* і *Nitrobacter winogradskyi* знаходяться в діапазоні від 0,03 до 0,48 для *Nitroajmonas* і від 0,70 до 5,31 для *Nitrobacter* [17].

При низьких рівнях розчиненого кисню швидкість окислення нітриту менше, ніж швидкість окислення амонію. Досліди [18] вказують на накопичення до 23% нітриту при концентрації розчиненого кисню в межах 0,4-1 мг/дм<sup>3</sup> у реакторі зі зваженим

потокком при температурі 21°C і рН 7,5.

Вдалося досягти того, що 80% амонію, що надходить на вході, було перетворено в нітрит у реакторі з вільноплаваючою біомасою за концентрації розчиненого кисню на рівні 0,5 мг/дм<sup>3</sup> [18]. Вплив кисню на накопичення нітриту особливо помітний в біоплівках.

Обмеження розчиненого кисню використовується в процесах *OLAND* і *CANON*, які об'єднують шунтування нітратів та анаеробне окислення амонію.

Для повного видалення аміачного азоту нітрит, який утворюється на етапі часткової нітрифікації, повинен бути подальшим чином перетворений в молекулярний азот. Редукція нітриту може відбуватися або за допомогою класичної гетеротрофної денітрифікації з асиміляцією органічних субстратів, або шляхом нового автотрофного процесу - анаеробного окислення амонію (*anammox*).

Одним із ключових факторів для покращення ефективності очищення стічних вод може бути зміна концентрації розчиненого кисню.

### Анаеробне окислення амонію (*anammox*)

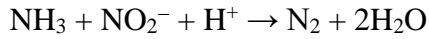
Традиційний процес окислення амонію включає участь ензиму аммоніймонооксигенази, який потребує молекулярного кисню для своєї роботи. Але теоретично амоній може бути окислений як донор електронів в реакції денітрифікації. Вільна енергія, яка вивільняється під час цієї реакції, еквівалентна енергії, яка вивільняється під час процесу нітрифікації. Таке анаеробне окислення амонію має великий потенціал для застосування в системах очищення стічних вод у майбутньому.

Цей процес був виявлений в пілотній установці з денітрифікації в компанії *Gist-Brocades* в Нідерландах, де амоній зникає з утворенням молекулярного азоту N<sub>2</sub> [19]. Новий метод отримав назву «*ANaerobic AMMonius OXidation*» (*anammox*). Його біологічна природа була досліджена шляхом інактивації *anammox*-бактерій опроміненням гамма-променями, нагріванням мулу або використанням інгібіторів.

Бактерії *anammox* є анаеробними автотрофами, які окислюють амоній в анаеробних

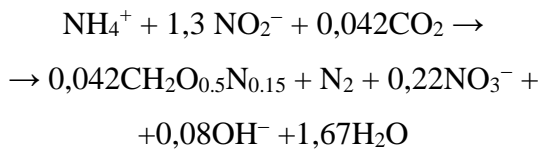
умовах до динітрогену, використовуючи нітрит як акцептор електронів.

Описана біологічна реакція, яка передбачає анаеробне окислення амонію нітритом, може бути представлена таким рівнянням:



Цей автотрофний процес представляє собою альтернативу денітрифікації нітриту і не потребує введення органічного вуглецю, що допомагає зменшити утворення осадів.

Повне рівняння [20] можна представити так:



З цього рівняння видно, що мікроорганізми каталізують дві цікаві реакції: анаеробне окислення амонію до газоподібного азоту і анаеробне окислення нітриту до нітрату. Однак детальний механізм цього процесу досі залишається невивченим. Існують припущення, що спочатку нітрит перетворюється в гідроксиламін ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ), який подальше реагує з амонієм, утворюючи гідразин ( $\text{N}_2\text{H}_4$ ). Гідразин потім окислюється до газоподібного азоту [21].

Механізм цієї реакції був вивчений у досліді з використанням ізотопу  $^{15}\text{N}$ . Досліді показали, що амоній біохімічно окислюється з використанням гідроксиламіну ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) як акцептора електронів. Гідроксиламін, ймовірно, утворюється з нітриту. Далі перетворення гідразину ( $\text{N}_2\text{H}_4$ ) в газоподібний азот є реакцією, яка генерує електрони для відновлення нітриту в гідроксиламін.

Механізм реакції *анаммох* відбувається в спеціальній клітинній органелі, яку називають *анаммохосома* [20].

Імовірний механізм процесу *анаммох* (НН: гідразин гідролаза; NIR: нітрит редуктаза; HZO: ензим, що окисляє гідразин) наведено на рис. 6. [22].

Були виявлені оптимальні умови для анаеробного окислення амонію у SBR-реакторі, згідно з дослідом. Ці умови включають температуру  $40^\circ\text{C}$  та рівень рН, наближений до 8. При таких умовах досягається

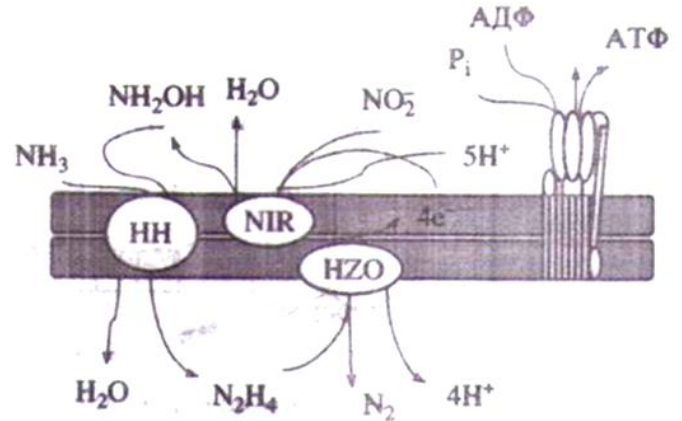


Рис. 6. Імовірний механізм процесу *анаммох*  
**Fig. 6.** The probable mechanism of the anammox process

максимальна швидкість специфічного окислення амонію, яка становить 55 ммоль/год·мг протеїну.

Спорідненість до субстратів ( $\text{NH}_4^+$  і  $\text{NO}_2^-$ ) є дуже великою, з  $K_s$  менше  $5\mu\text{M}$ , що забезпечує високий рівень конверсії. Проте процес *анаммох* гальмується концентраціями нітриту вище 20 ммоль ( $280\text{ mg N-NO}_2^-/\text{l}$ ). Якщо нітрит присутній тривалий час (понад 12 годин), активність бактерій ANAMMOX повністю припиняється. Кисень також уповільнює реакції, але цей вплив є оборотним [20].

*Анаммох*-мікроорганізми мають діаметр менше  $1\mu\text{m}$ , максимальну питому швидкість росту  $0,0027\text{ год}^{-1}$  і мінімальний час подвоєння 11 днів. Вони утворюють дуже обмежену кількість біомаси, що допомагає уникнути утворення великих обсягів осаду і, таким чином, зменшує витрати на його обробку. Однак накопичення цих мікроорганізмів в існуючих системах денітрифікації зазвичай вимагає кілька місяців.

Організми, які відповідають за процес *анаммох*, були ідентифіковані як бактерії роду *Planctomyces*. Сімейство *Planctomycetales* було вперше описано в 1986 році і включає чотири роди та сім видів, які були ідентифіковані в чистих культурах та виділені з різних водних систем [23].

Поєднуючи метод *анаммох* з системою, яка накопичує нітрит, можна досягти повного видалення азотних забруднень в



автотрофних умовах і водночас значно скоротити споживання кисню, оскільки лише половину амонію необхідно перетворювати в нітрит. Ефективність поєднання обох автотрофних систем була досліджена в роботі [24]. У цих системах використовується один реактор, як показано в роботі [25]. Наприклад, дослідники, використовуючи хемостати при температурі 30°C, досягли перетворення 58% амонію в нітрит при загальній ефективності методу.

Отже, на сьогодні вдалося підтвердити можливість анаеробного окислення амонію. Цей процес відкриває широкі можливості для майбутніх програм у сфері очищення стічних вод.

## ВИСНОВКИ

Запропонована конструкція біореактора дозволяє:

- застосовувати вільноплаваючі та іммобілізовані мікроорганізми в одному просторі, що дозволяє підтримувати високі концентрації біомаси до 20 г/дм<sup>3</sup>;
- здійснювати процеси денітрифікації перед нітрифікацією, та розділити процес окиснення амонійного азоту на дві стадії з нітрифікацією, що дозволяє скоротити витрати на аерацію та зменшити об'єм надлишкової біомаси;
- створити оптимальні умови для проходження анамокс-процесу, як в товщі обростань носіїв, так і в стічній воді, який дозволяє видалити NH<sub>4</sub><sup>+</sup> в анаеробних умовах, що зменшує витрати на аерацію в порівнянні з аеробним окисненням;
- провести процес ефективного видалення фосфору, не перешкоджаючи іншим процесам біологічного очищення органічних забруднень та сполук азоту, які в традиційних схемах слід розділяти;
- досягнути високої ефективності очищення міських стічних вод без застосування витрат на реагенти, доочищення, використовуючи лише потенціал мікроорганізмів.

## ЛІТЕРАТУРА

1. **Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J., Arvin E.** Wastewater treatment. Biological and chemical processes. Springer, 2002. 421. URL:

[https://www.researchgate.net/publication/48447747\\_Wastewater\\_Treatment\\_Biological\\_and\\_Chemical\\_Processes](https://www.researchgate.net/publication/48447747_Wastewater_Treatment_Biological_and_Chemical_Processes)

2. **Pannirselvam R., Ibrahim Y., Navaneetha A.** Gopalakrishnan Simultaneous carbon and nutrient removal from dairy wastewater in sequencing batch reactor (SBR) // Global NEST Journal. 2015. 17(3). 628-636. URL: [https://journal.gnest.org/publication/gnest\\_01671](https://journal.gnest.org/publication/gnest_01671)

3. **Fudala-Ksiazek S, Luczkiewicz A, Fitobor K, Olanczuk-Neyman K.** Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor // Environ Sci Pollut Res Int. 2014. Jun; 21(12). 7307-7318. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-2641-1>

4. **Van Loosdrecht M.C.M., Hao X., Jetten M. S. M., Abma W.** Use of Anammox in urban wastewater treatment // Water Supply. 2004. 4(1). 87-94. <https://doi.org/10.2166/ws.2004.0010>

5. **Wilderer P.** Editor-in-Chief. Treatise on Water Science, 1. Newnes, 2010, 2012. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-53199-5.09004-7>

6. **Agathos S., Reineke W.** Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modeling, Waste Gas Handling. Springer Science & Business Media, 2013. 277. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-017-0932-3>

7. **Недашковський І. П., Хоружий В. П.** Очищення стічних вод з використанням біореакторів (БР) та КОФ // Вода в харчовій промисловості: зб. тез доп. XII Всеукр. наук.-практ. конф., Одеса, 25–26 берез. 2021 р. Одеса: ОНАХТ, 2021. 87. <https://cardfile.ontu.edu.ua/server/api/core/bitstreams/f08d886f-0f10-4487-a7d6-9344cf2a62d4/content>

8. **Бляшина М. В., Саблій Л. А., Гвоздяк П. І.** Очищення міських стічних вод в анаеробно-аеробних біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами // Науковий вісник будівництва 67. Харків : ХДТУБА ХОТВ АБУ, 2012. 320–328.

9. **Khanitchaidecha W., Nakaruk A., Koshy P., Futaba K.** Comparison of Simultaneous Nitrification and Denitrification for Three Different Reactors // BioMed Research International. 2015, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2015/901508>

10. **Daigger G. T., Littleton H. X.** Simultaneous Biological Nutrient Removal: A State-of-the-Art Review // Water Environ. Res. 2014. 86. 245-257. <https://doi.org/10.2175/106143013x137364969085>

55

11. **Gupta S. K., Raja S. M., Gupta A. B.** Simultaneous nitrification and denitrification in a rotating biological contactor // *Environmental Technology*. 1994. 15(2). 145-153. <https://doi.org/10.1080/09593339409385414>
12. **Sakai K., Nakamura K., Wakayama M., Moriguchi M.** Change in nitrite conversion direction from oxidation to reduction in heterotrophic bacteria depending on the aeration conditions // *Journal on Fermentation and Bioengineering*. 1997. 84(1), 47-52. [https://doi.org/10.1016/S0922-338X\(97\)82785-7](https://doi.org/10.1016/S0922-338X(97)82785-7)
13. **Revsbech N. P., Sorensen J.** Denitrification in Soil and Sediment. Springer Science & Business Media, 2013. 349.
14. **Van de Graaf A. A., Mulder A., de Bruijn P., Jetten M. S., Robertson L. A., Kuenen J. G.** Anaerobic oxidation of ammonium in a biologically mediated process // *Applied and Environmental Microbiology*. 1995. 61(4). 1246-1251. <https://doi.org/10.1128/aem.61.4.1246-1251.1995>
15. **Strous M., Pelletier E., Mangenot S., Rattei T. [et al.]** Desiphering the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome // *Nature*, 2006. 440(7085), 790-794. <https://doi.org/10.1038/nature04647>
16. **Guo X., Kim J. H., Behera S. K., Park H. S.** Influence of dissolved oxygen concentration and aeration time on nitrite accumulation in partial nitrification process // *Int. J. Environ. Sci. Tech*. 2008. 5(4). 527-534. <https://doi.org/10.1007/bf03326050>
17. **Feray C., Montuelle B.** Competition between two nitrite-oxidizing bacterial populations: a model for studying the impact of wastewater treatment plant discharge on nitrification in sediment // *FEMS Microbiology Ecology*. 2002. 42(1). 15-23. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2002.tb00991.x>
18. **Garrido J. M., van Benthum W. A. J., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J.** Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor // *Biotechnology and Bioengineering*. 2007. 53(2). 168-178. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1097-0290\(19970120\)53:2%3C168::aid-bit6%3E3.0.co;2-m](https://doi.org/10.1002/(sici)1097-0290(19970120)53:2%3C168::aid-bit6%3E3.0.co;2-m)
19. **Jianlong W., Ning Y.** Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions // *Process Biochemistry*. 2004. 39(10). 1223-1229. [https://doi.org/10.1016/s0032-9592\(03\)00249-8](https://doi.org/10.1016/s0032-9592(03)00249-8)
20. **Чабан М. М., Іваниця В. О.** Анаммокс бактерії — унікальні бактерії кругообігу азоту // *Мікробіологія і біотехнологія*. 2011. 4 (16). 6-16. [https://doi.org/10.18524/2307-4663.2011.4\(16\).93526](https://doi.org/10.18524/2307-4663.2011.4(16).93526)
21. **Niftrik L. A., Fuerst J. A., Damste J. S. S., Kuenen J. G., Jetten M. S. M., Strous M.** The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria // *FEMS Microbiology Letters*. 2004. 233(1). 7-13. <https://doi.org/10.1016/j.femsle.2004.01.044>
22. **Анюшева М. Г., Калюжний С. В.** Анаеробне окислення аммонія: Мікробіологічні, біозимічні і біотехнологічні аспекти // *Успехи сучасної біології*. 2007. 127(1). 34-43.
23. **Jetten M. S. M., Wagner M., Fuerst J., van Loosdrecht M., Kuenen J. G., Strous M.** Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process // *Current Opinion in Biotechnology*. 2001. 12(3). 283-288. [https://doi.org/10.1016/s0958-1669\(00\)00211-1](https://doi.org/10.1016/s0958-1669(00)00211-1)
24. **Fux C., Boehler M., Huber P., Brunner I., Siegrist H.** Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant // *Journal of Biotechnology*. 2002. 99(3). 295-306. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00220-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00220-1)
25. **Pynaert K., Smets B. F., Wyffels S., Beheydt D., Siciliano S. D., Verstraete W.** Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor // *Applied and Environmental Microbiology*. 2003. 69(6). 3626-3635. <https://doi.org/10.1128/aem.69.6.3626-3635.2003>

## REFERENCES

1. **Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., & Arvin, E. (2002)** Wastewater treatment. Biological and chemical processes. Springer. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/48447747\\_Wastewater\\_Treatment\\_Biological\\_and\\_Chemical\\_Processes](https://www.researchgate.net/publication/48447747_Wastewater_Treatment_Biological_and_Chemical_Processes)
2. **Pannirselvam, R., Ibrahim, Y., & Navaneetha, A. (2015)** Gopalakrishnan Simultaneous carbon and nutrient removal from dairy wastewater in sequencing batch reactor (SBR). *Global NEST Journal*. 17(3). 628-636. Retrieved from [https://journal.gnest.org/publication/gnest\\_01671](https://journal.gnest.org/publication/gnest_01671)
3. **Fudala-Ksiazek, S, Luczkiewicz, A, Fitobor, K, & Olanczuk-Neyman, K. (2014).** Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 21(12). 7307-7318. Retrieved from

<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-2641-1>

4. **Van Loosdrecht, M. C. M., Hao, X., Jetten, M. S. M., & Abma, W. (2004)** Use of Anammox in urban wastewater treatment. *Water Supply*. 4(1). 87-94. <https://doi.org/10.2166/ws.2004.0010>
5. **Wilderer, P. (2010)** *Editor-in-Chief*. Treatise on Water Science, 1. Newnes. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-53199-5.09004-7>
6. **Agathos, S., & Reineke, W. (2013)** *Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modeling, Waste Gas Handling*. Springer Science & Business Media. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-017-0932-3>
7. **Nedashkovskiy, I. P., & Khoruzhy, V. P. (2021)** Wastewater treatment using bioreactors (BR) and COF. *Water in the food industry*, Odesa. Retrieved from <https://card-file.ontu.edu.ua/server/api/core/bitstreams/f08d886f-0f10-4487-a7d6-9344cf2a62d4/content> [in Ukrainian]
8. **Blyashina, M. V., Sabliy, L. A., & Gvozdyak, P. I. (2012)** Purification of urban wastewater in anaerobic-aerobic bioreactors with immobilized microorganisms. *Science Bulletin of Construction*, 67. Kharkiv: KhDTUBA HOTV ABU. [in Ukrainian]
9. **Khanitchaidecha, W., Nakaruk, A., Koshy, P., & Futaba, K. (2015)** Comparison of Simultaneous Nitrification and Denitrification for Three Different Reactors. *BioMed Research International*, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2015/901508>
10. **Daigger, G. T., & Littleton, H. X. (2014)** Simultaneous Biological Nutrient Removal: A State-of-the-Art Review. *Water Environ. Res.* 86. 245-257. <https://doi.org/10.2175/106143013x13736496908555>
11. **Gupta, S. K., Raja, S. M., & Gupta, A. B. (1994)** Simultaneous nitrification and denitrification in a rotating biological contactor. *Environmental Technology*. 15(2). 145-153. <https://doi.org/10.1080/09593339409385414>
12. **Sakai, K., Nakamura, K., Wakayama, M., & Moriguchi, M. (1997)** Change in nitrite conversion direction from oxidation to reduction in heterotrophic bacteria depending on the aeration conditions. *Journal on Fermentation and Bioengineering*. 84(1), 47-52. [https://doi.org/10.1016/S0922-338X\(97\)82785-7](https://doi.org/10.1016/S0922-338X(97)82785-7)
13. **Revsbech, N. P., & Sorensen, J. (2013)** *Denitrification in Soil and Sediment*. Springer

Science & Business Media.

14. **Van de Graaf, A. A., Mulder, A., de Bruijn, P., Jetten, M. S., Robertson, L. A., & Kuenen, J. G. (1995)** Anaerobic oxidation of ammonium in a biologically mediated process. *Applied and Environmental Microbiology*. 61(4). 1246-1251. <https://doi.org/10.1128/aem.61.4.1246-1251.1995>
15. **Strous, M., Pelletier, E., Mangenot, S., Rattai, T. [et al.] (2006)** Desipherring the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome. *Nature*, 440(7085), 790-794. <https://doi.org/10.1038/nature04647>
16. **Guo, X., Kim, J. H., Behera, S. K., & Park, H. S. (2008)** Influence of dissolved oxygen concentration and aeration time on nitrite accumulation in partial nitrification process. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 5(4). 527-534. <https://doi.org/10.1007/bf03326050>
17. **Feray, C., & Montuelle, B. (2002)** Competition between two nitrite-oxidizing bacterial populations: a model for studying the impact of wastewater treatment plant discharge on nitrification in sediment. *FEMS Microbiology Ecology*. 42(1). 15-23. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2002.tb00991.x>
18. **Garrido, J. M., van Benthum, W. A. J., van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2007)** Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*. 53(2). 168-178. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1097-0290\(19970120\)53:2%3C168::aid-bit6%3E3.0.co;2-m](https://doi.org/10.1002/(sici)1097-0290(19970120)53:2%3C168::aid-bit6%3E3.0.co;2-m)
19. **Jianlong, W., & Ning, Y. (2004)** Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39(10). 1223-1229. [https://doi.org/10.1016/s0032-9592\(03\)00249-8](https://doi.org/10.1016/s0032-9592(03)00249-8)
20. **Chaban, M. M., & Ivanytsia, B. O. (2011)** Anammox bacteria — unique nitrogen cycle bacteria. *Microbiology and Biotechnology*. 4(16). 6-16. [https://doi.org/10.18524/2307-4663.2011.4\(16\).93526](https://doi.org/10.18524/2307-4663.2011.4(16).93526)
21. **Niftrik, L. A., Fuerst, J. A., Damste, J. S. S., Kuenen, J. G., Jetten, M. S. M., & Strous, M. (2004)** The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. *FEMS Microbiology Letters*. 233(1). 7-13. <https://doi.org/10.1016/j.femsle.2004.01.044>
22. **Anyusheva, M. G., & Kalyuzhny, S. V. (2007)** Anaerobic oxidation of ammonium: Microbiological, biozymic and biotechnological aspects. *Advances in modern biology*. 127(1). 34-43. [in Russian]

23. Jetten, M. S. M., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M., Kuenen, J. G., & Strous, M. (2001) Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Current Opinion in Biotechnology*. 12(3). 283-288. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(00\)00211-1](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(00)00211-1)
24. Fux, C., Bohler, M., Huber, P., Brunner, I., & Siegrist, H. (2002) Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology*. 99(3). 295-306. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00220-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00220-1)
25. Pynaert, K., Smets, B. F., Wyffels, S., Beheydt, D., Siciliano, S. D., & Verstraete, W. (2003) Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor. *Applied and Environmental Microbiology*. 69(6). 3626-3635. <https://doi.org/10.1128/aem.69.6.3626-3635.2003>

### Intensification of processes of biological wastewater treatment

*Victor Khoruzhy, Ihor Nedashkovskiyi, Ihor Prokopenko*

**Abstract.** Purification of urban wastewater traditionally takes place at biological treatment plants, which were built in the 60s and 70s of the last century and are still being operated in populated areas of Ukraine. Today's wastewater contains high concentrations of surfactants, organic compounds, biogenic substances and other pollutants from enterprises that exceed the permissible concentrations at the entrance to treatment plants, which leads to ineffective treatment in traditional biological treatment schemes. It was this fact that became one of the main reasons for exceeding concentrations of nitrogen and phosphorus compounds in water sources. Therefore, in order to intensify wastewater treatment, it is necessary to choose more effective methods of wastewater treatment and to design structures that will ensure their proper treatment. The work considers the microbiological processes that will take place in the proposed design of the bioreactor.

**Key words:** water supply system, water supply purification system, wastewater treatment, nitrifying bacteria, nitrate shunt.

*Стаття надійшла до редакції 24.10.2023*