

ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ

УДК 628.3

Грицина О. О., к.т.н., доцент (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ІНТЕНСИВНОСТІ ПЕРЕМІШУВАННЯ МУЛОВОЇ СУМІШІ НА ШВИДКІСТЬ ДЕНІТРИФІКАЦІЇ СТІЧНИХ ВОД

Наведені результати лабораторних досліджень впливу інтенсивності перемішування мулової суміші на швидкість процесу денітрифікації стічних вод. Встановлені раціональні параметри перемішування мулової суміші в аноксидних умовах в зонах аеротенків.

Ключові слова: сполуки азоту, денітрифікації, стічні води.

Екологічний стан поверхневих водних об'єктів і якість води в них є вирішальними чинниками санітарного та епідемічного благополуччя населення. Підвищені концентрації біогенних елементів у воді після очисних споруд, потрапляючи в водойму, призводять до інтенсивної евтрофікації останнього, що значно ускладнює повторне використання водойми для потреб водопостачання населених місць та промислових підприємств.

В Україні лише на окремих комунальних каналізаційних очисних станціях, в технологічній схемі передбачені споруди, призначені для видалення азоту та фосфору [1]. Ефективність очищення стічних вод на каналізаційних очисних спорудах від сполук азоту в середньому по Україні складає 79% при середній концентрації загального азоту на вході 32 мг/дм³ [2].

Технічні рішення, що застосовуються для очищення стічних вод від сполук азоту на діючих аеротенках, не забезпечують виконання вимог гранично-допустимих концентрацій сполук азоту у воді. Для видалення азоту на сьогодні найбільш доцільними вважаються біологічні методи з використанням змішаних мулових культур. За цими методами: процеси видалення азоту, шляхом нітрифікації амонійного азоту та наступної денітрифікації, проходять одночасно з окисненням органічних речовин. Реалізація цих методів здійснюється за різними технологічними схемами, як звичайними багатоступеневими так і циклічними.

В аноксидних зонах аеротенка з метою запобігання осідання муло-

вої суміші здійснюють її перемішування. Відсутність раціональних параметрів інтенсивності перемішування мулової суміш в аноксидних умовах при здійсненні процесу біологічної денітрифікації стічних вод призводить до перевитрат електроенергії.

Ефект вилучення сполук азоту при очищенні стічних вод біологічною нітри-денітрифікацією становить 80-95%. Згідно [3], вартість очищення 1 м^3 стічних вод таким способом складає 0,53-0,73 коп/м³.

Як відомо, денітрифікація – це процес біологічного окиснення органічних речовин киснем, що входить до складу нітритів і нітратів, з одночасним відновленням нітритів і нітратів до газоподібного азоту, який може видалятися в атмосферу.

Процес денітрифікації є наслідком метаболічної діяльності гетеротрофних анаеробних бактерій, які при окисленні органічних речовин використовують як акцептор електронів молекулярний кисень, а при його відсутності змінюють акцептор електронів, використовуючи нітрити й нітрати. Процес денітрифікації здійснюється в два ступені: на першому – нітрати відновлюються до нітритів, а на другому – нітрити відновлюються до NO , NO_2^- та молекулярного азоту.

Швидкість процесу денітрифікації залежить від наступних факторів: початкової і кінцевої концентрації нітритів і нітратів, концентрації денітрифікуючих бактерій, концентрації розчиненого кисню, виду органічної речовини, що використовується в якості джерела органічних речовин, величини рН і Eh, температури середовища, лужності води, співвідношення автотрофних і гетеротрофних мікроорганізмів в активному мулі, наявності токсичних речовин для денітрифікації [4].

При проектуванні аеротенків із аноксидними зонами важливо враховувати гідродинамічні режими роботи аеротенка, зокрема раціональні значення інтенсивності перемішування мулової суміш в аноксидних зонах аеротенка.

Відповідно до Закону України «Про загальнодержавну програму реформування і розвитку житлово-комунального господарства на 2009–2014 роки» передбачається розроблення та впровадження новітніх технологій, необхідних для скорочення питомих витрат енергетичних і матеріальних ресурсів на підприємствах житлово-комунального господарства України [5].

Тому для зменшення евтрофікації водойм, витрат ресурсів на підготовку води для населених місць і промислових підприємств в умовах перманентної зміни витрат та складу стічних вод, необхідне встановлення раціональних параметрів перемішування мулової суміші в аноксидній зоні аеротенка.

Метою досліджень було провести адаптацію активного мулу до зміни аноксидних і аеробних умов та дослідити швидкість денітрифікації при цьому та дослідити вплив інтенсивності перемішування мулової суміші при різних початкових концентраціях азоту нітратів на швидкість реакції денітрифікації.

При проведенні експериментів були застосовані методи пасивного й активного експерименту з наступною обробкою за допомогою програмного забезпечення. Експериментальні дослідження виконані в лабораторних умовах з використанням модельних розчинів.

Згідно розробленого плану експерименту передбачалося проведення двох етапів досліджень. На першому дослідження швидкості денітрифікації при адаптації активного мулу при зміні аноксидних і аеробних умов. На другому дослідження впливу інтенсивності перемішування мулової суміші на швидкість процесу денітрифікації.

Експериментальні дослідження залежності швидкості денітрифікації при адаптації активного мулу при зміні аноксидних і аеробних умов здійснювали на лабораторній моделі аеротенка, яка складалася з ємкості, дрібнобульбашкового аератора і мікрокомпресора. Зверху ємкість закривалася кришкою з отвором.

Процес очищення моделювали при роботі установки в періодичному режимі за наступною методикою. З аеротенків діючих каналізаційних очисних споруд відбиралася мулова суміш та визначалася концентрація активного мулу в ній. В модель аеротенку заливали мулову суміш і включали в роботу аератор.

В якості субстрату використовували розчин глюкози, а джерела нітратів – розчин нітрату натрію. Ці розчини в певній кількості вводили в мулову суміш одночасно один раз на добу і в подальшому впродовж доби здійснювалася аерація. Через добу в мулову суміш повторно вводились розчини глюкози та нітратів, але перед цим виключалася аерація і після відстоювання мулової суміші впродовж 0,5 години з моделі аеротенку відбирався певна кількість освітленої мулової води. Її об'єм приймався рівним об'єму розчину глюкози та нітрату натрію, що додавався.

В моделі аеротенку по чергово створювалися аноксидні та аеробні умови. Аноксидні умови створювалися відразу після введення субстрату і розчину нітрату натрію шляхом зниження інтенсивності аерації до мінімальної величини, необхідної для підтримання мулової суміші в завислому стані. Наявність аноксидних умов спонукала окремі види бактерій, що належать до групи факультативних анаеробів використовувати як джерело кисню нітрати.

Через 4...5 годин від початку досліду інтенсивність аерації збіль-

шувалася, концентрація кисню в муловій суміші підвищувалася до 2 мг/дм^3 і відповідно створювалися аеробні умови. Всі групи бактерій, що входили в склад активного мулу, здійснюють окиснення органічних речовин виключно за рахунок вільного кисню, що знаходиться в муловій суміші. Співвідношення між тривалістю аноксидних і аеробних умов становило 1:8.

Для оцінки швидкості зміни концентрації денітрифікуючих мікроорганізмів в активному мулі було проведено дослідження тривалістю 17 діб.

На другому етапі досліджень для уникнення можливого заважаючого впливу будь-яких токсичних речовин, що можуть міститися в стічних водах, аналіз виконується з використанням модельної води. Модельна стічна вода готувалася шляхом додавання в дистильовану воду (в якій попередньо визначали вміст нітратів, нітриту мають бути відсутні) нітрату калію чи натрію та глюкози як органічного субстрату. Активний мул, що аналізувався відокремлювали від мулової води шляхом фільтрування на паперових фільтрах. Для цього занурювали фільтр в модельну воду і змивали мул.

Процес денітрифікації під час тестових досліджень моделювався в лабораторній установці, яка складається з ємкості-термостату, заповненої водою з температурою 20°C , в якій розміщуються скляні колби об'ємом $0,25 \text{ дм}^3$ з корками.

Тестові дослідження виконувалися в такій послідовності. Попередньо визначалася концентрація активного мулу в лабораторній установці. Готувався розчин нітрату натрію з концентрацією нітратів $50\text{...}60 \text{ мг/дм}^3$ і температурою 20°C . Від приготовленого розчину відбирають пробу, в якій визначають початкову концентрацію нітратів в розчині.

Відбирали певний об'єм проби активного мулу, так щоб концентрація активного мулу становила $1 \text{ г мулу на } 1 \text{ дм}^3$ розчину і відокремлювали активний мул від мулової води шляхом фільтрування на паперових фільтрах. Переносили активний мул з фільтрів в підготовлений розчин. Для цього занурювали фільтри в розчин і змивали мул. Відбирали пробу розчину ($0,5 \text{ дм}^3$), в якій визначали дійсну концентрацію активного мулу.

Наповнювали розчином з кожної проби по дві колби ємкістю $0,25 \text{ дм}^3$, попередньо помістивши в колби змішувач від магнітної мішалки. Встановлювали їх в ємкість-термостат і включали в роботу магнітні мішалки. Тривалість тесту приймали $20\text{--}60$ хвилин. Далі мулова суміш в колбі перемішувалася впродовж $20, 30, 60$ хв на установці

УВМТ-12-250 при різній швидкості обертання (0, 0,251, 0,326, 0,377, 0,418, 0,502, 0,628 м/с).

Через визначений час виймали колби з ємкості-термостату, швидко фільтрували суміш через паперові фільтри і у фільтраті визначали концентрацію нітратів.

Під час досліджень основні фізико-хімічні показники стічних вод визначалися за загальновідомими методами аналізу стічних вод: КНД 211.1.0.009-94. Відбір проб для визначення складу та властивостей стічних та технологічних вод; КНД 211.1.4.027-95. Методика фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою у поверхневих та біологічно очищених водах.

Швидкість денітрифікації визначали за виразом

$$\rho_{Д.} = \frac{(C_{П} - C_{К})}{C_{мул} \cdot t}, \text{ мг/(г}\cdot\text{год)},$$

де $C_{П}$, $C_{К}$ – відповідно початкова і кінцева концентрація азоту нітратів в розчині, мг/дм³; $C_{мул}$ – концентрація активного мулу, г/дм³, t – тривалість процесу денітрифікації, год.

Результати досліджень першого етапу наведені в табл. 1.

Таблиця 1

Зміна швидкості денітрифікації під час адаптації активного мулу

Тривалість адаптації, доба	5	10	14	17
Швидкість денітрифікації, мг/(г·год)	2,65	3,1	6,15	11,7

Графік зміни концентрації денітрифікуючих мікроорганізмів від тривалості адаптації наведений на рис. 1.

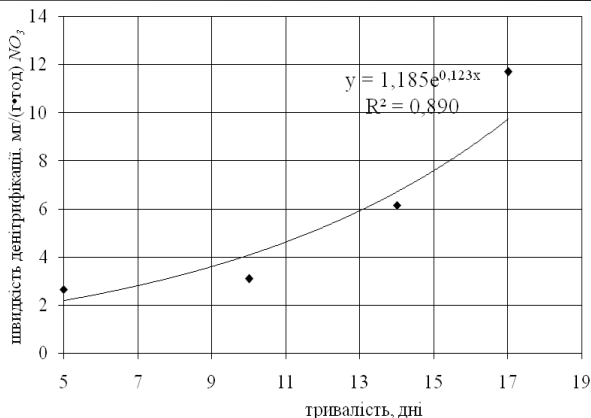


Рис. 1. Зміна швидкості денітрифікації з часом

Таблиця 2

Дослідження впливу інтенсивності перемішування мулової суміші на швидкість біологічної денітрифікації

Т, год	Концентрація азоту нітратів (мг/дм ³) у пробі при різних швидкостях перемішування (м/с)											
	0,251 м/с		0,326 м/с			0,377 м/с	0,418 м/с			0,502 м/с		0,62 м/с
0	32,1	60	12,1	14	60	32,1	14	60	14	32,1	60	12,1
0,33		26,4			29,4			18,4			25,2	
0,5	1,6		1,77	0,8		1,96	0,2		0,6	2,36		3,2
1												

З даного графіка (рис. 1) видно, що швидкість денітрифікації з часом збільшується, це свідчить про те, що активний мул почав адаптуватися до нових умов, тобто поступово збільшувалась кількість денітрифікуючих мікроорганізмів.

Відповідно до результатів досліджень встановлено, що максимальне значення швидкості денітрифікації від інтенсивності перемішування мулової суміші для початкових концентрацій азоту нітратів 14 і 60 мг/дм³ досягається при інтенсивності 0,42 м/с або 100 об/хв. Залежність швидкості денітрифікації від інтенсивності перемішування мулової суміші при початковій концентрації 32 мг/дм³ носить лінійний характер, і показує, що збільшення інтенсивності перемішування призводить до зменшення швидкості денітрифікації при даній початковій концентрації азоту нітратів.

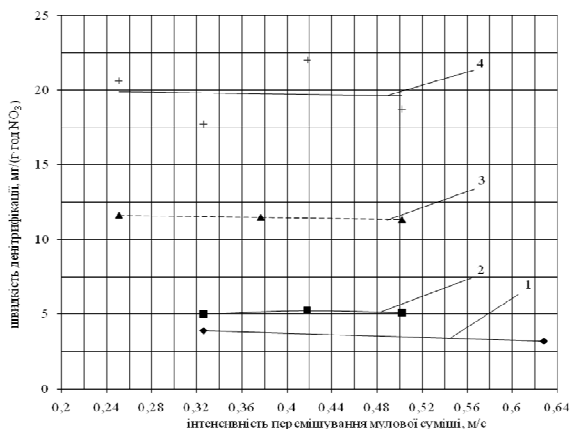


Рис. 2. Залежність швидкості денітрифікації від інтенсивності перемішування мулової суміші: 1 – при початковій концентрації $NO_3^- = 12,1 \text{ мг/дм}^3$;

2 – 14 мг/дм^3 ; 3 – 32 мг/дм^3 ; 4 – 60 мг/дм^3

1. Давиденко О. І. Впровадження технології біологічної очистки стічних вод від азоту та фосфору на очисних спорудах Одеського припортового заводу / О. І. Давиденко, О. А. Василенко, О. В. Поліщук, Ю. А. Петрова // Збірка доповідей УІ міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2007». – Ялта. – 2007. – С. 182-185. 2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2007 році. – Київ, 2008. – 302 с. 3. Самохин В. Н. Канализация населенных мест и промышленных предприятий (справочник проектировщика) / Самохин В. Н. и др. – М. : Стройиздат, 1981. – 639 с. 4. Олійник О. Я. Математичне моделювання процесу денітрифікації у спорудах по типу коридорних аеротенків / О. Я. Олійник, О. В. Поліщук, Ю. І. Калугін // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К. : КНУБА. – 2007. – Вип. 8. – С. 67-78. 5. Закон України «Про загальнодержавну програму реформування і розвитку житлово-комунального господарства на 2009-2014 роки»: за станом на 11 червня 2009 р. // Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К., 2009. – 37 с.

Рецензент: д.т.н., проф. Гіроль М. М. (НУВГП)

Hrytsyna O. O., Candidate of Engineering, Associate Professor
(National University of Water Management and Nature Resources Use, Rivne)

INFLUENCE OF MIXING INTENSITY OF SLUDGE MIXTURE ON THE RATE OF DENITRIFICATION OF WASTEWATER

The results of laboratory studies of sludge mixing intensity influence on denitrification process speed of wastewater. The rational parameters

sludge of mixing mixture in anoxic conditions in the aerotanks zones are defined.

Keywords: nitrogen compounds, denitrification, sewage water.

Грицына А. А., к.т.н., доцент (Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно)

**ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ИНТЕНСИВНОСТИ
ПЕРЕМЕШИВАНИЯ ИЛОВОЙ СМЕСИ НА СКОРОСТЬ
ДЕНИТРИФИКАЦИИ СТОЧНЫХ ВОД**

Приведены результаты лабораторных исследований влияния интенсивности перемешивания иловой смеси на скорость процесса денитрификации сточных вод. Установлены рациональные параметров перемешивания иловой смеси в аноксидных условиях в зонах аэротенков.

Ключевые слова: соединения азота, денитрификации, сточные воды.