

ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ

УДК 628.356

Грицина О.О., ст. викладач (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне).

ВИЗНАЧЕННЯ КОНСТАНТ РІВНЯННЯ НІТРИФІКАЦІЇ СТІЧНИХ ВОД

Наведений розрахунок констант рівняння біохімічного окислення амонійного азоту. Підтверджена доцільність врахування в рівнянні концентрації розчиненого кисню та автотрофних мікроорганізмів активного мулу.

Ключові слова: константи рівняння нітрифікації, стічні води.

The above calculation of equation constants of biochemical oxidation of ammonium nitrogen is cited. The expediency of incorporation in the equation of dissolved oxygen concentration and autotrophic bacteria activated sludge is confirmed.

Keywords: constant equation of nitrification, wastewater.

Приведенный расчет констант уравнения биохимического окисления аммонийного азота. Подтверждена целесообразность учета в уравнении концентрации растворенного кислорода и автотрофных микроорганизмов активного ила.

Ключевые слова: константы уравнения нитрификации, сточные воды.

Сучасний стан каналізаційних очисних споруд в Україні є вкрай незадовільним. Переважна частина із них експлуатується 30 і більше років і не забезпечує необхідний ефект очищення стічних вод. Особливо актуальним є необхідність підвищення ефекту очищення стічних вод від сполук азоту.

На даний час фактична завантаженість каналізаційних очисних споруд по регіонам становить від 30 до 84%, в середньому по Україні цей показник становить близько 50% [1]. Проте, не зважаючи на певний запас потужностей, існуючі очисні споруди внаслідок недосконалості технологічних схем очистки не здатні забезпечити необхідний ефект очищення стічних вод від цих забруднень. Тому вирішення проблеми забруднення водних об'єктів недостатньо очищеними стічними водами можливе шляхом реконструкції переважної більшості каналізаційних очисних споруд з використанням передових технологій та нових розробок в галузі очищення стічних вод, особливо це стосується сполук азоту.

За оцінкою вітчизняних і закордонних спеціалістів найбільш ефективним і економічно вигідним є метод біологічної очистки стічних вод від сполук азоту в аеротенках із застосуванням одномулових систем із змішаними мікроб-

ними культурами, які здатні окислювати органічні речовини та амонійний азот, а при наявності аноксидних зон здійснювати відновлення азоту нітритів та нітратів [2, 3, 4].

В технологічних схемах, де застосовуються такі методи, передбачається одна або більше ступенів нітрифікації. Для кожної технологічної схеми методика розрахунку процесу нітрифікації є «ноу-хау» авторів, а окремі розрахункові дані та загальні формули, що подаються в науково-технічній літературі, не дають змоги здійснити розрахунок таких споруд.

Тому актуальним є встановлення математичної залежності, що адекватно описує реальний процес та визначення констант процесу нітрифікації.

Даний процес залежить від наступних факторів: початкової і кінцевої концентрації амонійного азоту, концентрації розчиненого кисню, концентрації нітрифікуючих мікроорганізмів в активному мулі та інших факторів [5, 6].

Для процесу нітрифікації, коли кисень використовується для окислення амонійного азоту, рівняння швидкості процесу нітрифікації можна записати в вигляді [7]:

$$R_N = \rho_A^{max} \cdot \frac{S_N}{S_N + K_N} \cdot K_{O(N)} \cdot X_A, \quad (1)$$

де ρ_A^{max} – максимальна питома швидкість окислення амонійного азоту, мг/(г·год); S_N – кінцева концентрація амонійного азоту, мг/дм³; K_N – константа напівнасичення за амонійним азотом, мг/дм³; $K_{O(N)}$ – константа, що враховує вплив кисню; X_A – концентрація автотрофних мікроорганізмів, г/дм³.

Для встановлення значень констант рівняння швидкості нітрифікації були проведені дослідження на експериментальній установці, розміщеній на очисних спорудах м. Рівне. На очисні споруди в період досліджень надходила суміш господарсько-побутових та дощових вод міста Рівне.

Перед початком проведення експериментів проводились пусконаладжувальні роботи з метою встановлення оптимальних технологічних параметрів для протікання заданого процесу. Установка працювала по принципу системи аеротенк-відстійник, що давало змогу проводити дослідження з відповідним біоценозом мікроорганізмів.

Стічна вода, що надходила на очищення після первинного відстоювання, в період проведення досліджень характеризувалася наступними показниками: БСК₅ становило від 150 до 170 мг/дм³, концентрація азоту аміаку – ≈20 мг/дм³, азоту нітратів – 0-0,5 мг/дм³, концентрація розчиненого кисню – 0-0,5 мг/дм³. Температура води становила 20 °С, а рН стічної води 6,5-7,5.

Згідно [1] концентрації основних забруднень стічної води, що надходили на очищення в період досліджень на експериментальну установку, є характерними для більшості каналізаційних очисних споруд України, а отже коефіцієнти, визначені в результаті досліджень, можуть бути використані для проектування та реконструкції діючих аеротенків очисних споруд України.

Активний мул експериментальної установки був відібраний з рециркуля-

ційної лінії, вторинний відстійник – аеротенк очисних споруд м. Рівне. Концентрація активного мулу в установці підтримувалася ≈ 3 г/дм³, а вік мулу – не менше 6 діб.

Тому з метою отримання даних, необхідних для визначення констант ρ_A^{max} , K_N , $K_{O(N)}$ рівняння (1), для міських стічних вод в період досліджень в якості перемінних параметрів були прийняті концентрація розчиненого кисню і концентрація амонійного азоту. Дослідження були проведені при значеннях концентрації розчиненого кисню 1-6 мг/дм³, амонійного азоту – до 20 мг/дм³. Відбір проб здійснювався не лише на вході і виході з установки, але і через певні проміжки часу перебування мулової суміші в установці.

В склад експериментальної установки входили 4 металеві ємкості загальним об'ємом 350 дм³. Вони були з'єднані за допомогою металевих труб діаметром 50 мм.

Схема експериментальної установки наведена на рис. 1.

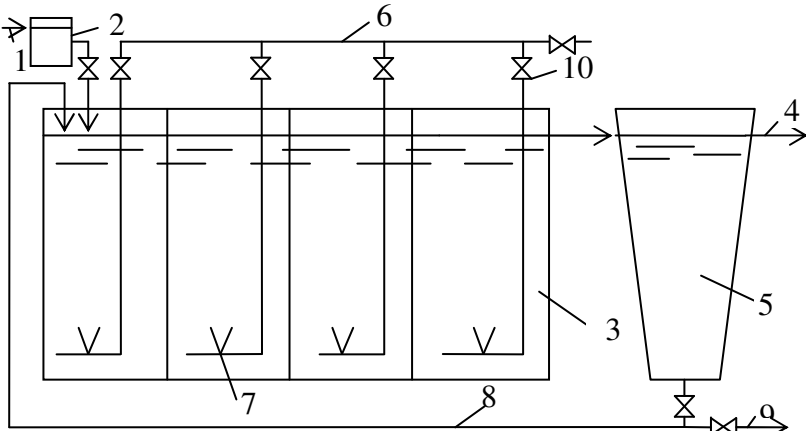


Рис. 1. Схема експериментальної установки на першому етапі досліджень:

1 – вхідна стічна вода; 2 – проміжний бак; 3 – аеротенк-нітрифікатор; 4 – вихід стічної води; 5 – вторинний відстійник; 6 – трубопровід подачі повітря; 7 – аератор; 8 – трубопровід зворотного активного мулу; 9 – відвід надлишкового активного мулу; 10 – запірна арматура

Оскільки надходження стічних вод на очисні споруди характеризувалися добовою нерівномірністю, то було додатково змонтовано проміжний бак. Це дозволяло ерліфтом перекачувати стічну воду, що пройшла первинне освітлення у відстійниках очисних споруд до проміжного баку з наступною подачею необхідної витрати вже безпосередньо в установку. Витрата стічних вод визначалася відповідно до необхідного часу перебування стічної води в установці та етапу досліджень.

З метою здійснення аерації суміші стічних вод та активного мулу та запо-

біганню осіданню мулової суміші в установці була змонтована система аерації. Система аерації складалася з вхідного крана, який регулював подачу повітря в цілому на установку, та допоміжних кранів вже безпосередньо перед кожною ємкістю установки. Це давало можливість змінювати концентрацію розчиненого кисню як в цілому на установку, так і на кожен ємкість відповідно.

Крім ємкостей, що виконували роль аеротенка, додатково було змонтовано вторинний відстійник. В нижній частині він мав конічну форму, що покращувало осідання мулової суміші в ньому. Для перекачування рециркуляційного активного мулу була передбачена відповідна система трубопроводів. Перекачування зворотного активного мулу здійснювалось за допомогою ерліфта.

Очищена стічна вода відводилася назад в канал, що з'єднував первинний відстійник та аеротенк очисних споруд.

Принцип роботи. Стічна вода після освітлення в первинних відстійниках очисних споруд за допомогою ерліфту перекачувалася в допоміжний бак. За допомогою крану, розташованому в баку, регулювалася витрата стічних і відповідно час їх перебування в установці. Необхідна витрата визначалася за допомогою об'ємного методу.

В першій ємкості установки відбувалося змішування вхідної стічної води та рециркуляційного активного мулу. Ступінь рециркуляції мулової суміші становив 100%.

Оскільки основною задачею досліджень було визначити коефіцієнти рівняння швидкості нітрифікації, то в усі ємкості здійснювалася подача повітря. Установка працювала за принципом аеротенка-нітрифікатора. В активному мулі, що був відібраний в установку, була невелика концентрація мікроорганізмів-нітрифікаторів. Тому при пусконаладжувальних роботах необхідно було додатково збільшити концентрацію цих мікроорганізмів. Зміна концентрації розчиненого кисню в установці здійснювалася за допомогою відповідної запірної арматури.

Відбір проб стічної води здійснювався на початку та в кінці установки і при необхідності через певний проміжок часу перебування мулової суміші в установці.

Експерименти були проведені згідно розробленого плану експерименту, зокрема ортогонального центрального композиційного плану. Аеротенк-нітрифікатор працював за схемою з рециркуляцією активного мулу. Ступінь рециркуляції становила 100%.

Досліди проводилися при концентрації розчиненого кисню 1,5; 2; 3; 4; 6 мг/дм³. Концентрація амонійного азоту на вході підтримувалась близько 20 мг/дм³, рН стічних вод в період досліджень становив 6,5-7,0, що знаходиться в оптимальних межах 6,5-7,5 для здійснення процесу нітрифікації. Температура стічної води становила 20⁰С. Концентрація активного мулу становила 3 г/дм³, а БСК₅ знаходилася в межах 150-170 мг/дм³.

Швидкість процесу нітрифікації визначалася за формулою

$$R_N = \frac{S_{No} - S_{Ne}}{t \cdot X \cdot (1 - s)}, \quad (2)$$

де S_{No}, S_{Ne} – концентрація азоту аміаку відповідно на вході і виході з установки, мг/дм³; t – тривалість перебування стічної води в установці, год; X – концентрація активного мулу, г/дм³; s – зольність активного мулу.

Залежність питомої швидкості нітрифікації від концентрації азоту амонійного в очищеній воді при різних концентраціях розчиненого кисню наведена на рис. 2.

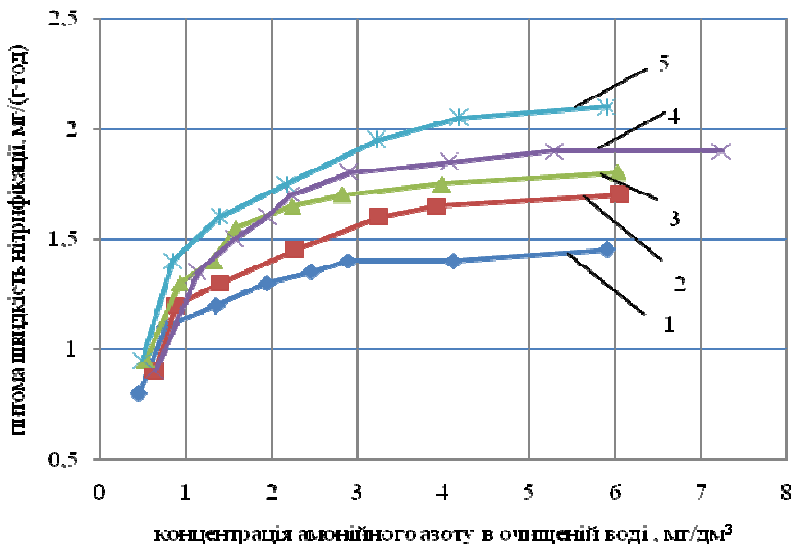


Рис. 2. Залежність питомої швидкості нітрифікації від концентрації азоту амонійного в очищеній воді при різних концентраціях розчиненого кисню:

1 – концентрація розчиненого кисню 1,5 мг/дм³; 2 – 2 мг/дм³; 3 – 3 мг/дм³; 4 – 4 мг/дм³; 5 – 6 мг/дм³

Результати досліджень показали, що на швидкість процесу нітрифікації суттєвий вплив здійснює як концентрація амонійного азоту на виході, так і концентрація розчиненого кисню в муловій суміші. Так, при збільшенні концентрації розчиненого кисню з 1,5 до 6 мг/дм³ швидкість процесу нітрифікації збільшується приблизно в 1,5 рази, але при цьому збільшення концентрації з 2 до 4 мг/дм³ призводить до підвищення швидкості нітрифікації в 1,1 рази.

Суттєве зниження швидкості процесу нітрифікації відбувається при зменшенні кінцевої концентрації з 4-5 мг/дм³ до 0,5 мг/дм³ і є характерним для

всіх концентрацій розчиненого кисню, для яких проводилися дослідження.

Реалізація експерименту з визначення коефіцієнтів рівняння швидкості нітрифікації здійснювалась за ортогональним центральним композиційним плануванням для двох факторів і кількістю точок рівних 9. В якості перемінних факторів були прийняті концентрація амонійного азоту на виході – X_1 і концентрація розчиненого кисню в муловій суміші – X_2 .

Вихідні дані для проведення досліджень за ОЦПК наведені в таблиці.

Таблиця

Вихідні дані для проведення досліджень за ОЦПК

Рівні варіювання	Фактори	
	Концентрація амонійного азоту, мг/дм ³	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³
Верхній	3	5
Основний	2	3
Нижній	1	1
Інтервали варіювання	1	2

Отримані дані були використані для визначення коефіцієнтів розрахункового рівняння (1), яке має наступний вигляд:

$$R_N = \rho_A^{max} \cdot \frac{S_{Ne}}{S_{Ne} + K_N} \cdot 1,6 \cdot S_o^{0,25} \cdot X_A, \quad (3)$$

де S_{Ne} – концентрація амонійного азоту в очищеній воді, мг/дм³; S_o – концентрація розчиненого кисню в муловій суміші, мг/дм³; X_A – концентрація автотрофних мікроорганізмів, г/дм³; ρ_A^{max} – максимальна питома швидкість окислення амонійного азоту, яка рівна 17,55 мг/(г·год); K_N – константа напівнасичення за амонійним азотом для автотрофних мікроорганізмів, яка рівна 1,81 мг/дм³.

Для оцінки статистичної значимості рівняння (3) були визначені наступні показники: $S_y^2 = 0,104$; $S_{y,заг}^2 = 0,044$.

Адекватність рівняння перевіряємо по критерію Фішера при

$$F_y = 0,41 < 1,58, \quad (4)$$

де 1,58 – стандартне значення критерію Фішера при 95% довірчій ймовірності [8].

Таким чином, отримане рівняння (3) статистично значимо описує дані експерименту.

Результати досліджень показали, що максимальна питома швидкість процесу нітрифікації для даних умов проведення процесу складала 17,55 мг/(г·год). При цьому зауважимо, що розрахунок даної швидкості виконаний в розрахунку на долю автотрофних мікроорганізмів в змішаному ак-

тивному мулі. Варто очікувати, що при збільшенні навантаження по амонійному азоту вище прийнятої в експерименті, максимальна питома швидкість процесу нітрифікації буде ще вищою.

Аналіз залежності (3) показує, що швидкість процесу нітрифікації залежить як від розрахункової концентрації азоту аміаку на виході, так і від концентрації розчиненого кисню в муловій суміші.

При зменшенні розрахункової кінцевої концентрації амонійного азоту з 2-2,5 мг/дм³ до 0,5 мг/дм³ відбувається різке зменшення швидкості нітрифікації в 1,6 рази. Дана залежність є характерною для концентрацій кисню від 1 до 6 мг/дм³. Вплив кисню при збільшенні його концентрації в муловій суміші з 2 до 3,4,6 мг/дм³ призводить до збільшення швидкості нітрифікації відповідно в 1,10, 1,16 та 1,22 рази.

В результаті проведення експериментальних досліджень визначені максимальна швидкість окислення амонійного азоту, константа напівнасичення за амонійним азотом, залежність швидкості нітрифікації від концентрації розчиненого кисню з врахуванням реального складу і властивостей стічних вод, які є характерними для населених пунктів України. Досліджено вплив та встановлена залежність концентрації розчиненого кисню на швидкість процесу нітрифікації при одночасному проведенні процесів окислення амонійного азоту та органічних речовин.

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні в 2007 році. – Київ, 2008. – 567 с.
2. Яковлев С.В. Биологические процессы в очистке сточных вод. / С.В. Яковлев, Т.А. Карюхина. – М.:Стройиздат, 1985. – 200 с.
3. Биологическая очистка производственных сточных вод / С.В. Яковлев, И.И. Скирдов, В.Н. Швецов [и др.]. – М.:Стройиздат, 1985. – 208 с.
4. Horan N.J. Biological Waste water Treatment Systems. / N.J. Horan. – Department of Civil engineering University of Leeds: Leeds, England, 1990. – 309 p.
5. Сабирова Т.М. Оптимизация очистки сточных вод от азота / Т.М. Сабирова, С.А. Саханенко // Химия и технология воды. – 2000. – Т.22. – № 3. – С. 326-334.
6. Коган В.А. Повышение эффективности биологической очистки сточных вод свинокмплексов / В.А. Коган, Ю.А. Коган // Труды ВНИИ – ВОДГЕО «Методы повышения эффективности работы очистных сооружений канализации». – М., – 1989. – С.100-106.
7. Wastewater Treatment. Biological and Chemical processes / M. Henze, P. Harremoës, I. Cour Jansen, E. Arvin. – New York: Springer, 2002. – 430 p.
8. Кичигин В.И. Моделирование процессов очистки воды: учебное пособие / В.И. Кичигин. – М.:Изд-во АСВ, 2003. – 230 с.

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