https://doi.org/10.15407/dopovidi2023.02.055
УДК 628.35

О.Я. Олійник
С.В. Телима, https://orcid.org/0000-0003-0109-0696
Ю.І. Калугін, https://orcid.org/0000-0003-0720-0665
Є.О. Олійник
Інститут гідромеханіки НАН України, Київ
E-mail: sertelyma@gmail.com

Теоретичний аналіз процесів сумісного очищення стічних вод від органічних забруднень і сполук азоту в біореакторах з використанням біоплівкових моделей

Представлено членом-кореспондентом НАН України О.Я. Олійником

Запропоновано математичні моделі та розрахунки параметрів сумісного біологічного очищення стічних вод від органічних забруднень і амонійного азоту в біореакторах-аеротенках з додатковим облаштуванням в їх об'ємі закріпленого біоценозу у вигляді біоплівки. Розглянуто питання, пов'язані з формуванням гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій і обґрунтовано для подальшої реалізації балансові рівняння з кінетичними реакціями, що описують сумісне вилучення органічних забруднень і азоту в біоплівці з врахуванням кисневого режиму. В результаті реалізації розроблених моделей із врахуванням різних факторів впливу на процеси сумісного очищення органічних забруднень і азоту запропоновані рекомендації по розрахунку параметрів сумісного очищення, зокрема, встановлені граничні умови існування потрібних бактерій, при яких відбувається одночасне вилучення органічних забруднень і азоту, і який із субстратів органічних забруднень, азот чи кисень буде лімітувати процес очищення.

Ключові слова: *сумісне очищення, сполуки органічних забруднень, азот, кисень, модель, біоплівка, концентрації, бактерії, біореактор-аеротенк.*

В сучасних умовах в практиці очищення стічних вод від органічних забруднень (ОЗ) та сполук азоту (N) застосовуються переважно біологічні методи [1—3]. Особливість такого очищення в існуючих біореакторах полягає в тому, що вилучення ОЗ і N відбувається як окремий процес. У цьому випадку вилучення ОЗ і N зваженим біоценозом (активним мулом) проходить в аеротенках-змішувачах і аеротенках-витискувачах. Аналіз їх роботи показав, що ефективність очищення в них можна значно збільшити додатковим облаштуванням в їх об'ємі завантаження у вигляді різних сіток, насадків тощо, на поверхні яких утворюються

Цитування: Олійник О. Я., Телима С.В., Калугін Ю.І., Олійник Є.О. Теоретичний аналіз процесів сумісного очищення стічних вод від органічних забруднень і сполук азоту в біореакторах з використанням біоплівкових моделей. *Допов. Нац. акад. наук Укр.* 2023. № 2. С. 55—64. https://doi.org/10.15407/dopovidi2023.02.055

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2023. Стаття опублікована за умовами відкритого доступу за ліцензією CC BY-NC-ND (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

біоплівки з високою концентрацією мікроорганізмів (закріплений біоценоз). Деякі результати дослідження окремого очищення стічних вод від забруднень ОЗ і N, які проводились окремо в аеротенках-змішувачах із закріпленим біоценозом, наведені в роботах [4—6]. В них показане значне підвищення ефективності їх роботи для даних умов.

Детальний аналіз роботи аеротенків з додатковим закріпленим біоценозом, а також різних біореакторів і їх технічних можливостей показав доцільність створення інших технічних умов, зокрема, в найбільш поширених на практиці біореакторах-аеротенках — можливість сумісного вилучення ОЗ і N зваженим і, головне, закріпленим біоценозом. В цьому випадку, наприклад, аеротенки-змішувачі необхідно технічно облаштовувати у вигляді трьох секцій, в кожній із яких відбувається очищення ОЗ і N за обґрунтованими трьома стадіями. При цьому головним технічним процесом очищення є те, що сумісне вилучення ОЗ і N відбувається в одному реакторі при знаходженні в його об'ємі також зваженого біоценозу (активного мулу). У випадку, коли на біологічне очищення надходять в біореактор стічні води, забруднені органічними речовинами і сполуками амонійного азоту, то, як правило, концентрація ОЗ L буде значно більшою, ніж концентрація N. Тому з різних причин, які будуть зазначені далі, в першій секції біореактора-змішувача при $L >> N$ вилучення N (нітрифікація) не відбувається. Невелика частина невилученого ОЗ разом з N надходять у другу секцію, в якій одночасно вилучаються N і ОЗ. В третій секції реактора ОЗ практично повністю вилучено і вилучається тільки N (нітрифікація). При цьому процеси біологічного очищення від ОЗ і N майже у всіх випадках повинні бути забезпечені O_2 в достатній кількості. Досить ґрунтовні наукові результати з розробки методів розрахунку технологічних параметрів окремого очищення від сполук ОЗ і N в аеротенках-змішувачах, яка відбувається в секціях 1 і 3, наведені, зокрема, в роботах [4—6].

В умовах сумісного вилучення ОЗ і N закріпленим біоценозом на різному завантаженні формується складна гетерогенна структура біоплівки, що містить різні бактерії. Так, ближче до поверхні біоплівки, а саме, при вилученні ОЗ вона складається із гетеротрофних бактерій, а при вилученні N — із автотрофних бактерій. Вивчення темпів їх зростання, розташування та взаємодії в умовах аеробних процесів очищення тощо потребують окремих досліджень. Зазначимо, що концентрація автотрофних бактерій X_N буде значно меншою, ніж концентрація гетеротрофних бактерій X_H і з різних причин автотрофи розташовуються в нижній частині біоплівки.

На відміну від окремого вилучення ОЗ і N, розглянутого, наприклад, в роботах [5, 6], в першій і третій секціях процеси сумісного вилучення ОЗ і N в умовах гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій характеризуються істотними особливостями щодо забезпечення очищення O_2. Тому це потребує додаткового вивчення в обґрунтуванні надійних оцінок і необхідних критеріїв. Одним із важливих питань в цьому випадку буде визначення компонентів ОЗ, N, чи O_2 і умов, за яких буде лімітувати цей процес очищення. Тобто, потрібно оцінити і врахувати взаємодію трьох субстратів, а саме: розчинений кисень, розчинені органічні речовини і амоній N. При цьому, як буде показано далі, більш активні гетеротрофні бактерії можуть зростати за двох різних умов в секції 2, а саме, в аеробних і аноксичних умовах. При цьому для більшості гетеротрофних бактерій для їх зростання при вилученні ОЗ кисень є основним і за його наявності в достатній кількості аноксидного процесу (денітрифікації) при вилученні ОЗ майже не відбувається. Так, встановлено, що спочатку у верхній ділянці біоплівки вилучаються ОЗ за рахунок кисню, а в нижній ділянці біля її основи, як правило, часто маємо безкисневу зону, в якій сполуки ОЗ вилучаються за

рахунок нітратів NO_3. Зазначимо, що для утворення нітратів кисень, як донор, заздалегідь забезпечує процес денітрифікації в реакторі.

На підставі проведеного аналізу можна зробити наступний важливий висновок: процеси, які відбуваються в біоплівці при сумісному очищенні, пов'язані зі зростанням конкуренції між бактеріями гетеротрофами і автотрофами в боротьбі за кисень. Тому гетеротрофи, які розташовуються у верхній частині біоплівки, значно більше потребують кисню, ніж автотрофи, які використовують незначну частину кисню, що пройшов через шар гетеротрофних бактерій і, як буде показано далі, два види бактерій можуть існувати при незначних концентраціях ОЗ.

Таким чином, можна стверджувати, що методи розрахунку параметрів сумісного очищення стічних вод закріпленим біоценозом (біоплівкою) найбільш предметно і ґрунтовно можуть бути розроблені на підставі лише загальних математичних моделей. При складанні таких моделей, в першу чергу, необхідно звернути увагу на обґрунтування складної гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій, їх геометричних розмірів і розташування в об'ємі біоплівки. Певні рекомендації з визначення зазначених факторів можна знайти в роботах [5—7].

Математична оцінка ефективності роботи таких біоплівок полягає у реалізації балансових рівнянь з кінетичними реакціями, які описують сумісне вилучення ОЗ і N в біоплівці з врахуванням кисневого режиму. В цих рівняннях повинен бути відображений і врахований масовий баланс зміни речовин ОЗ, N і O_2 в біоплівці.

В загальному випадку кінетика (швидкість) реакцій при сумісному вилученні гетерогенною біоплівкою з різним біоценозом забруднень ОЗ і N при забезпеченні процесу киснем в секції 2 має наступний вигляд

1. Аеробне зростання гетеротрофних мікроорганізмів (вилучення ОЗ)

$$R_{V_i} = V_{\mathrm{L}_i}\mu_{m_L}\frac{L}{K_{\mathrm{L}}+L}\cdot\frac{C}{K_{C_L}+C}\cdot\frac{N}{K_{\mathrm{N}}+N}X_{\mathrm{L}} = V_{\mathrm{L}_i}p_{\mathrm{L}}, \tag{1}$$

де значення відповідних стехіометричних коефіцієнтів V_{L_i} при визначенні розрахункових концентрацій L, C, N, X_{L} приймається так: при $R_L = L$ маємо $V_L = -\frac{1}{Y_L}$; при $R_C = C$ маємо $V_C = -\frac{Y_C - 1}{Y_C}$; при $R_N = N$ маємо $V_N = -i_N$; при $R_{X_L} = X_L$ маємо $V_{X_L} = 1$.

2. Аноксидне зростання гетеротрофних мікроорганізмів (вилучення ОЗ)

$$R_{a_L} = p_{\mathrm{L}}\frac{K_{\mathrm{C}}}{C}\frac{N_{\mathrm{NO_3}}}{K_{\mathrm{NO_3}}+N_{\mathrm{NO_3}}}\eta_L V_{\mathrm{NO_3}}, \tag{2}$$

де $N_{\mathrm{NO_3}}$ — концентрація нітрату, при визначенні якої використовується рівняння

$$V_{\mathrm{NO_3}} = \frac{Y_{\mathrm{L}} - 1}{2{,}86Y_N}. \tag{3}$$

$\eta_{\mathrm{L}} \approx 0{,}5$ — аноксидний (зменшуючий) фактор.

3. Аеробне зростання автотрофних мікроорганізмів (нітрифікація вилучення амонійного азоту $\mathrm{N-NH_4^+}$ автотрофними мікроорганізмами концентрацією X_{N})

$$R_{V_{\mathrm{N}}} = V_{\mathrm{N}}\mu_{m_N}\frac{N}{K_{\mathrm{N}}+N}\ \frac{C}{K_{C_{\mathrm{N}}}+C}X_{\mathrm{N}}. \tag{4}$$

Як і в попередньому випадку, при визначенні відповідних розрахункових концентрацій при R_{N} маємо $V_{\mathrm{N}} = -i_{\mathrm{N}} - \frac{1}{Y_{\mathrm{N}}}$; при R_{C} маємо $V_{\mathrm{C}} = -\frac{Y_{\mathrm{N}} - 3{,}43}{Y_{\mathrm{N}}}$; при $R_{\mathrm{NO_3}}$ маємо $V_{\mathrm{NO_3}} = \frac{1}{Y_{\mathrm{N}}}$; при $R_{X_{\mathrm{N}}}$, тобто при визначенні концентрації автотрофних мікроорганізмів концентрацією X_{N}, приймаємо $V_{X_{\mathrm{N}}} = 1$.

Проведений аналіз наведених рівнянь кінетичних реакцій показав, що при виконанні інженерних розрахунків їх можна дещо спростити і для подальших розрахунків і аналізу застосовувати у такому вигляді:

$$R_{V_{\mathrm{L}}} = V_X \mu_{\max_L} \frac{L}{K_{\mathrm{L}} + L} \cdot \frac{C}{K_{\mathrm{C}} + C} X_{\mathrm{L}}, \tag{5}$$

де $V_X = V_{\mathrm{L}} = \frac{1}{Y_{\mathrm{L}}}$ при визначенні L; $V_X = V_{\mathrm{O_2}} = -\frac{(1 - Y_{\mathrm{LO_2}})}{Y_{\mathrm{LO_2}}}$ при визначенні кисню,

$$R_{a_L} = V_y \mu_{\max_L} \frac{L}{K_{\mathrm{L}} + L} \cdot \frac{N_{\mathrm{NO_3}}}{K_{\mathrm{NO_3}} + N_{\mathrm{NO_3}}} \cdot \frac{K_{C_L}}{K_{C_L} + C} \eta_{\mathrm{L}} X_{\mathrm{L}}, \tag{6}$$

де $V_y = V_{a_L} = -\frac{1}{Y_L}$ при визначенні L,; $V_y = V_{\mathrm{NO_3}} = -\frac{(1 - Y_{\mathrm{L}})}{2{,}86 \cdot Y_{\mathrm{L}}}$.

При використанні зазначених вище кінетичних рівнянь безпосередньо необхідно враховувати зменшення біомаси в біоплівці за рахунок її розпаду (інактивації і ендогенної респірації дихання). Так, в роботах [8—10] для визначення цього процесу при сумісному вилученні L і N в практичних розрахунках пропонуються наступні залежності розпаду гетеротрофів R_{L} від X_{L}

$$R_{\mathrm{L}} = b_{\mathrm{L}} X_{\mathrm{L}}, \tag{7}$$

розпаду автотрофів R_{N} від X_{N},

$$R_{\mathrm{N}} = b_{\mathrm{N}} X_{\mathrm{N}} \tag{8}$$

(значення констант b_{L} і b_{N} наведено, зокрема, в роботах [1, 2]).

В роботі [1] в якості прикладу наведені результати сумісного очищення від ОЗ і N в секціях реактора з крупними дисками (табл. 1). В першій секції нітрифікація майже не відбувається через наявність значної концентрації ОЗ і за час її вилучення залишається настільки значною, що процеси нітрифікації ще не можуть відбуватись. В другій секції вилучення ОЗ і N проходить паралельно. Тут для забезпечення процесів вилучення як ОЗ, так і N, потрібен кисневий режим. В третій секції реактора ОЗ практично повністю вилучено, проходить тільки процес нітрифікації, який може бути обмежений киснем і тому повинен бути забезпечений ним повністю. Можливе існування додаткової четвертої секції, в якій концентрація амонію $\mathrm{NH_4^+ - N}$ буде настільки незначною, що швидкість процесу вже буде лімітуватись не киснем, а амонієм.

Таким чином, в зазначених умовах сумісного очищення від ОЗ і N концентрація амонію зменшилась з 25,0 до 0,6 г$\mathrm{NH_4^+ - N}$/м^3, а концентрація нітрату $\mathrm{NO_3^-}$ збільшилась з 1,0 до

19,8 г $NO_3^- - N$ /м^3. Крім того, в 1-й секції маємо відношення $\frac{L_{БПК}}{C_{O_2}} > 5$, а в 2-й секції $\frac{L_{БПК}}{C_{O_2}} > 5$ і $\frac{N_{NH_4}}{C_{O_2}} > 0,4$, в 3-й секції $\frac{N_{NH_4}}{C_{O_2}} > 0,4$, а в 4-й секції $\frac{N_{NH_4}}{C_{O_2}} < 0,4$. Ці відношення будуть використані при визначенні компоненту, що лімітує процес окиснення (БПК $\approx 0,80$ ХПК).

В загальному випадку на процеси і механізми очищення стічних вод закріпленим біоценозом значно впливають pH (лужність), температура і наявність в стічній воді токсичних і інших речовин, які інгібують (гальмують) процес очищення. Деякі питання, пов'язані із врахуванням зазначених факторів при реалізації рівнянь кінетичних реакцій при сумісному очищенні стічних вод від ОЗ і N наведені, наприклад, в роботах [1, 7, 10].

В окремих випадках комунальні стічні води можуть містити речовини, зокрема, органічного походження, які за своїми розмірами не можуть дифундувати (поступати) в біоплівку. Тому умовні вилучення недифундованих речовин потрібно провести розкладанням їх до речовин, які можуть дифундувати всередину біоплівки, де вони будуть вилучені під час окиснення. Таке внутрішньоклітинне розкладання називають загальним терміном "гідроліз" [1]. Слід зазначити, що існують особливості врахування процесу гідролізу зваженим біоценозом (активним мулом) і закріпленим біоценозом (біоплівкою) (див. роботи [9, 10]). За необхідності процеси гідролізу можуть бути враховані при сумісному очищенні стічних вод від сполук ОЗ і N при окремому очищенні від сполук ОЗ і N в секціях 1 і 3 [1, 10].

За результатами проведеного аналізу можна констатувати, що в секції 2 при сумісному вилученні ОЗ і N відбуваються значно складніші конверсійні процеси у порівнянні з процесами при їх окремому вилученню в секціях 1 і 3. Так, при сумісному очищенні ОЗ і N для зростання гетеротрофних (X_L) і автотрофних (X_a) бактерій в загальному випадку потрібно оцінити і врахувати взаємодію трьох субстратів, а саме: розчинений O_2, розчинені органічні речовини концентрацією L і амоній концентрацією N. Як уже зазначалось, в цьому випадку процеси, які відбуваються в біоплівці, зумовлені переважно зростанням конкуренції між бактеріями гетеро-

Таблиця 1

Q витрата, рециркуляція	м^3/доба	40000	Секція			
			1	2	3	4
Об'єм	м^3	Стічна вода	100	100	100	100
Площа поверхні	м^2		30000	30000	30000	30000
K_2a	1/доба		600	600	600	600
O_2	г/м^3	2,0	6,3	7,4	7,7	9,3
ХПК розчинене	г/м^3	150	34,7	7,9	2,1	1,5
$NH_4^+ - N$	г/м^3	25,0	20,1	11,8	2,7	0,6
$NO_2^- - N$	г/м^3	0,5	0,5	0,5	0,3	0,2
$NO_3^- - N$	г/м^3	1,0	0,6	7,9	17,2	19,8
HCO_3	моль/м^3	6,0	5,7	4,6	3,3	2,9
ХПК інертне	г/м^3	30,0	32,9	34,2	35,3	30,1
Гетеротрофна біомаса	г/м^3	120	107	175,1	170,6	163,0
Нітросомонас	г/м^3	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
Нітробактер	г/м^3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0

трофами і автотрофами в боротьбі за кисень. Тому істотним питанням, пов'язаним з міграцією кисню всередині складної структури біоплівки, є вивчення темпів зростання і розташування гетеротрофних і автотрофних бактерій в об'ємі біоплівки. Так, як зазначалось вище, гетеротрофні бактерії зі значною концентрацією X_L розташовуються у верхній частині біоплівки, то вони використовують більше кисню, ніж автотрофи зі значно меншою концентрацією *X*, які будуть витрачати незначну частину кисню, що пройшов через шар гетеротрофних бактерій. Оскільки кисень витрачається переважно на окиснення ОЗ, то існування гетеротрофних і автотрофних бактерій можливе тільки тоді, коли вилучення ОЗ буде обмежуватись переважно концентрацією ОЗ, а не киснем. Такий вплив ОЗ при сумісному вилученні ОЗ і N в біореакторі з біоплівкою в основному можна пояснити тим фактором, що кількість кисню, який проходить через шар гетеротрофів, зменшується зі збільшенням ОЗ в реакторі і все менше кисню залишається для автотрофних бактерій. На підставі проведеного аналізу можна зробити важливий висновок: при сумісному очищенні ОЗ і N процес вилучення N буде лімітуватись O_2 і ОЗ, тобто, при високих концентраціях ОЗ вилучення амонійного азоту N відбуватись не буде. Так, встановлено, що за умов достатнього забезпечення процесу окиснення ОЗ граничні значення концентрацій ОЗ на поверхні біоплівки наближено відповідають відношенню $\frac{L_\delta}{C_\delta} > 5$. При концентрації в біоплівці менше граничних значень можуть існувати гетеротрофні і автотрофні бактерії і відбувається одночасне вилучення ОЗ і N. Так, в роботах [1, 2] граничні значення концентрації *L* приймались відповідно рівними 30, 33, 35 мгХПК/л. При сумісному вилученні ОЗ і N потоки забруднень I_L і I_N, які надходять в біоплівку, у загальному випадку залежать від їх концентрації *L*, тобто, значення потоку I_L в біоплівку буде залежати від значення потоку I_N в біоплівку, про що свідчать результати експериментальних досліджень, наведених у табл. 2 [10].

Наведені в табл. 2 результати досліджень потоків I_L і I_N одержані в умовах зміни концентрації L_N в межах L_N = 4 — 20 мгN/л. Слід відзначити, що значення потоків I_N і I_L одержано за умов використання кінетики реакції нульового порядку за відсутності лімітування киснем і неврахування при визначенні потоків зовнішнього масопереносу субстратів через пограничний шар (рідинну плівку).

Але і в цьому випадку на основі даних табл. 2 можна зробити висновок, що потік амонію в біоплівку значною мірою більше контролюється концентрацією ОЗ, ніж потік амонію I_N особливо при концентрації амонію понад 5 мгN/л.

За даними проведених експериментальних досліджень при концентрації кисню C_{O_2} = = 6 мгO_2/л і при значенні потоку у вигляді ацетата I_{La} = (7,5 ÷ 8,0) гХПК/м^{2}доба потік амонію в біоплівку I_N = (1,5 ÷ 1,7) 2N/м^{2}доба, а при значенні потоку I_{La} = 15÷ 8,0) гХПК/м^{2}доба вилучення азоту майже припинялось [1, 2].

Згідно з наведеними кінетичними рівняннями, в загальному випадку зростання гетеротрофів може бути обмежене киснем і тому процеси вилучення азоту при сумісному очищенні

Таблиця 2

L_δ	2,5	5,0	10	15	20	28
I_L	3,5	3,0	5,5	8,0	10,5	13,6
I_N	2,4	1,8	1,1	0,6	0,3	<0,1

ОЗ і N, які значно обмежені ОЗ, будуть також обмежені киснем. Нагадаємо, що обмеження киснем на зростання гетеротрофних бактерій можна визначити за формулою [10, 11]:

$$\gamma_{LO_2} = (1 - \gamma_{\text{НЕТТО O}_2}) \frac{D_{\text{L}}}{D_{\text{O}_2}} \frac{L_\delta}{C_{\text{O}_2\delta}}, \tag{9}$$

де $\gamma_{\text{НЕТТО O}_2}$ — аеробний гетеротрофний приріст біоплівки; D_{L} і D_{O_2} — коефіцієнти дифузії для ОЗ і O_2 в біоплівці; L_δ і $L_{\delta\text{O}_2}$ — концентрації ОЗ і O_2 на поверхні біоплівки. Так, значення $\gamma_{\text{LO}_2} > 1$ свідчить про обмеження по кисню для гетеротрофних бактерій і відсутність конкуренції для нітрифікаторів. При значеннях ОЗ відповідно 10 і 35 мгХПК/л значення γ_{O_2} відповідно будуть 0,3 і 1,1, вони відповідають значенням, одержаним експериментально [1, 2].

В загальному випадку потоки в біоплівку залежать від концентрації субстратів, які надходять в біоплівку, тому значення потоку амонію в біоплівку I_{N} також буде залежати від значення потоку I_{L} в біоплівку, а тому, і від концентрації O_2, про що свідчать результати експериментальних досліджень (табл. 3).

Результати теоретичних досліджень сумісного вилучення ОЗ (ХПК) і амонію N біоплівкою в біореакторі-змішувачі в умовах нестаціонарного режиму очищення наведені в роботах [6, 7]. Зазначимо, що вилучення проведено при вхідних концентраціях ОЗ $\text{L}_\delta = 30$ гХПК/м^3, $\text{N}_\delta = 30$ гN/м^3, $\delta_0 = 10$ мкм, $X_{\text{L}_0} = 8700$ гХПК/м^3, $X_{\text{N}_0} = 400$ гХПК/м^3.

В умовах стаціонарного режиму, який наступає наближено після 10 діб, маємо:

$X_{\text{L}_0} = 13000$ гХПК/м^3, $\quad X_{\text{N}_0} = 7000$ гХПК/м^3.

В табл. 4 наведено результати розрахунків сумісного очищення стічних вод від ОЗ і сполук амонійного азоту з використанням кінетичної реакції Моно при $C_{\text{O}_2} = 8$ мгO_2/м^3.

Згідно з даними табл. 4, стаціонарний режим в біоплівці формується при вилученні ОЗ після 5 діб, а при вилученні N — наближено після 10 діб роботи реактора. В цьому випадку значення для потоків будуть такими:

$I_{L\text{ХПК}} = -2{,}7$ гХПК/м^{2}доба, $\quad I_{\text{NNH}_4} = -8{,}30$ гN/м^{2}доба,

$I_{\text{NNO}_3} = -8{,}30$ гN/м^{2}доба, $\quad I_{L\text{O}_2} = 12$ гO_2/м^{2}доба.

Таблиця 3

$I_{\text{NH}_4}/I_{\text{NH}_{\max}}$	1,0	0,95	0,85	0,70	0,55	0,45	0,30	0,25	0,15	0
$(1-\gamma_{\text{LO}_2})\frac{D_{\text{L}}L_\delta}{D_{\text{O}_2}C_{\text{O}_2}}$	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,9	1,0

Таблиця 4

δ, мкм	10	30	50	70	85	100	120	150	200
t, доба	0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	8,0	>10
L_δ	30	27	20	7,5	5,5	4,0	3,2	3,12	3,10
N_{NH_4}	30	29,5	23,0	23,0	20,0	18,0	13,0	8,0	5,5
N_{NO_3}	0	0,05	2,0	7,0	10,0	12,0	18,0	17,0	22,5

Отже, за результатами теоретичних і експериментальних досліджень сумісного біологічного очищення стічних вод від ОЗ (ХПК) і сполук амонійного азоту N (NH_4^+) можна зробити наступні висновки.

При значенні амонійного азоту $N < 40$ мгN/л і при достатньому забезпеченні процесу вилучення киснем, коли процес очищення не лімітується киснем, тобто, переважно за умов $C_{O_2} > 6 \div 8$ мгO_2/л, процес очищення азоту буде лімітуватись ОЗ. В цьому випадку вилучення азоту в біоплівці розпочнеться при вхідних концентраціях ОЗ в біоплівку і їх значеннях на її поверхні в межах $L_\delta > 30 \div 35$ мгХПК/л.

Важливість при сумісному вилученні ОЗ і N полягає в тому, що згідно з кінетикою реакцій в загальному випадку при органічному субстраті в умовах гетерогенної біоплівки високої концентрації, цей процес може відбуватись за рахунок двох електронних акцепторів кисню і нітратом (нітритом). В цілому для більшості гетеротрофних бактерій, як це було показано вище, кисень є основним акцептором і за його присутності вилучення ОЗ за рахунок сполук N, тобто, денітрифікація, може не відбуватись.

В даній роботі питання, пов'язані із вилученням ОЗ для умов аноксидного режиму очищення згідно з кінетичною реакцією (1) за рахунок нітратів (нітритів), а саме, визначення необхідних умов і критеріїв її використання при вилученні ОЗ не розглядались, вони потребують проведення окремих досліджень, в тому числі процесів денітрифікації.

Як відомо, загальне рівняння матеріального балансу забруднень ОЗ і N в секції 2 аеротенка-змішувача має наступний вигляд:

$$V_a \frac{dS}{dt} = Q_a (S_0 - S_a) - A_\delta I_S - P_{a0} V_a . \qquad (10)$$

Так як вилучення субстратів в цьому випадку переважно відбувається закріпленим біоценозом, то рівняння (10) можна спростити і для подальшого використання і аналізу прийняти у такому вигляді:

$$QS_0 - I_S A_F = QS_a , \qquad (11)$$

де S_a — концентрація субстрату у вхідній рідині; S_0 — концентрація субстрату на виході; A_F — загальна площа поверхні біоплівки в секції 2 аеротенка; — потік субстрата в біоплівку.

Для визначення потоків субстрата на поверхні біоплівки із об'єму рідини, що проходить через рідинну плівку (пограничний шар), для подальшої їх реалізації закріпленим біоценозом (біоплівкою) використовуємо наступне рівняння [4,5,7]:

$$I_S = -D_S \frac{\partial S}{dz} = K_C (S_a - S|_{z=0}), \quad S|_{z=0} = S_\delta \quad \text{при} \quad z = 0.$$

Так, для умов прийнятої кінетичної реакції нульового порядку для визначення потоків I_N і I_L при сумісному очищенні забруднень, коли лімітуючим фактором буде концентрація органічного субстрату, наведені в табл. 2. Дані розрахунків потоків для ОЗ і N, а також параметри біоплівки S_δ для інших кінетик реакцій взяті із раніше опублікованих нами робіт [4—7, 12].

Висновки. В роботі обґрунтована можливість і технологічна доцільність сумісного вилучення ОЗ і N шляхом біологічного очищення в біореакторі-змішувачі закріпленим біоценозом (біоплівкою). При цьому біореактор-змішувач повинен бути конструктивно облаштованим у вигляді кількох секцій, в яких відбувається очищення ОЗ і N, за обґрунтованими трьома стадіями.

Запропоновано критеріальні параметри та інженерні методи розрахунку з визначення концентрації ОЗ, N і їх потоків I_N і I_L, за яких відбувається сумісне вилучення ОЗ і N в другій секції біореактора біоплівкою складної гетерогенної структури із різних мікроорганізмів, а також проведена оцінка різних факторів та процесів, у тому числі, субстратів ОЗ, N, O_2, які впливають на процеси їх сумісного очищення.

ЦИТОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Henze M., van Loosdrecht M.E., Ekama G.A., Brdjanovic D. Biological Wastewater Treatment. London: IWA Publishing London, 2008. 511p.
2. Henze M., Harremoes P., Jansen C., Arwin E. Wastewater Treatment. Berlin, New York: Springer, 2002. 430 p.
3. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод. Москва: АСВ, 2002. 704 с.
4. Айрапетян Т.С., Телима С.В., Олійник О.Я. Моделювання кисневого режиму в біореакторах-аеротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень. *Допов. Нац. акад. наук Укр.* 2017. № 6. С. 21—27. https://doi.org/10.15407/dopovidi2017.06.021
5. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С., Курганська С.М. Аналіз і деякі рекомендації до розрахунку кисневого режиму в аеротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом. *Наук. вісник будівництва*. 2016. №**3** (15). С. 177—184.
6. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Моделювання і розрахунки кисневого режиму при вилученні органічних забруднень в аеротенках-змішувачах зі зваженою і закріпленою біомасою. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2016. Вип. 27. С. 269—279.
7. Келарева Д.А., Кравчук А.М., Олійник О.Я. Моделювання сумісного вилучення органічних забруднень і азоту при очистці стічних вод біофільтрацією. *Допов. Нац. акад. наук Укр.* 2012. № 5.С. 179—183.
8. Viotti P., Eramo B., Boni M.R., Carucci A., Leccese M., Sbaffoni S. Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process. Advan. Envir. Res. 2002. № 7. P. 11—33. https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00106-X
9. Elenter D., Milferstedt K., Zhang W., Hausner M., Morgenroth E. Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic / autotrophic biofilm. *Water Res.* 2007. **41.** P. 4657—4671. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.050
10. Eberl N., Morgenroth E., Noguerra D., Picioreanu C., Rittman B., van Loosdrecht M., Wanner O. Mathematical modeling of biofilms. *Scientific and Technical report*. № 18. London: IWA Publishing, 2006. 208 p.
11. Tsuno H., Hidaka T., Nishimura F. A simple biofilm model of bacterial competition for attached surface. *Wat. Res.* 2002. **36.** P. 996—1006. https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00291-3
12. Олійник О.Я., Телима С.В., Калугін Ю.І., Олійник Є.О. Моделювання і розрахунки очистки стічних вод від сполук азоту в біореакторах з використанням біоплівкових моделей. *Допов. Нац. акад. наук Укр.* 2021. № 5. С. 39—49. https://doi.org/10.15407/dopovidi2021.05.039

Надійшло до редакції 08.07.2022

REFERENCES

1. Henze, M., van Loosdrecht, M. E., Ekama, G. A. & Brdjanovic, D. (2008). Biological Wastewater Treatment. London: IWA Publishing London.
2. Henze, M., Harremoes, P., Jansen, C. & Arwin, E. (2002). Wastewater Treatment. Berlin, New York: Springer.
3. Yakovlev, S. V. & Voronov, Yu. V. (2002). Drainage and wastewater treatment. Moscow: ACB (in Russian).

4. Airapetyan, T. S., Telyma, S. V. & Oliynyk, O. Ya. (2017). A modeling of the oxygen regime in bioreactors-aerotanks at the purification of waste waters from organic pollutants. Dopov. Nac. akad. nauk Ukr., No. 6, pp. 21-27 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15407/dopovidi2017.06.021
5. Oliynyk, O. Ya., Kurganska, S. M. & Airapetyan, T. S. (2016). Analysis and some recommendations to calculation of the oxygen regime in aerotanks at the waste water treatment from organic contaminations by rhe suspended and fixed biocenosis. Scientific visnyk of building, No. **3** (15), pp. 177-184 (in Ukrainian).
6. Oliynyk, O. Ya. & Airapetyan, T. S. (2016). Modeling and calculations of the oxygen regime at the removing of the organic contaminations in the aerotanks-mixers with suspended and fixed biomass. Problems of water supply, water sewage and hydraulics, Iss.27, pp. 269-279 (in Ukrainian).
7. Kelareva, D. A., Kravchyk, A. M. & Oliynyk, O. Ya. (2012). Modeling of the joint removing of the organic contaminations and nitrogen at the waste water treatment by biofiltration. Dopov. Nac. akad. nauk Ukr., No. 5, pp. 179-183 (in Ukrainian).
8. Viotti, P., Eramo, B., Boni, M. R., Carucci, A., Leccese, M. & Sbaffoni, S. (2002). Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process. Advan. Envir. Res., No. 7, pp. 11-33. https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00106-X
9. Elenter, D., Milferstedt, K., Zhang, W., Hausner, M. & Morgenroth, E. (2007). Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic / autotrophic biofilm. Water Res., 41, pp. 4657-4671. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.050
10. Eberl, N., Morgenroth, E., Noguerra, D., Picioreanu, C., Rittman, B., van Loosdrecht, M. & Wanner, O. (2006). Mathematical modeling of biofilms. Scientific and Technical report, No. 18, London: IWA Publishing.
11. Tsuno, H., Hidaka, T. & Nishimura, F. (2002). A simple biofilm model of bacterial competition for attached surface . Water Res., 36, pp. 996-1006. https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00291-3
12. Oliynyk, O. Ya., Telyma, S. V., Kalugin, Yu. I. & Oliynyk, Ye. O. (2021). Modeling and calculations of waste water treatment from nitrogen compounds in bioreactors with the use of biofilm models. Dopov. Nac. akad. nauk Ukr., No. 5, pp. 39-49 (in Ukrainian). https://doi.org/10.15407/dopovidi2021.05.039

Received 08.07.2022

O.Ya. Oliynyk
S.V. Telyma, https://orcid.org/0000-0003-0109-0696
Yu.I. Kalugin, https://orcid.org/0000-0003-0720-0665
Ye.O. Oliynyk

Institute of Hydromechanics of the NAS of Ukraine, Kyiv
E-mail: sertelyma@gmail.com

THEORETICAL ANALYSIS OF THE PROCESSES OF THE SIMULTANEOUS WASTEWATER TREATMENT FROM THE ORGANIC CONTAMINANTS AND NITROGEN COMPOUNDS USING OF THE BIOFILM MODELS

The mathematical models and the parameter calculations of the simultaneous wastewater treatment from the organic contaminants and ammonium nitrogen compounds in the bioreactors-aerotanks with additional fixed biocenosis as a biofilm in their volume are proposed. The questions connected with the heterogeneous structure of biofilm from different bacteria and the substantiation of the balance equations system with kinetic reactions for following their realization which is describing the simultaneous removal OC and N in biofilm taking into account the oxygen regime O_2 are considered. As a result of the realization of the created models taking into account the influence of the different factors on the simultaneous wastewater treatment from OC and N processes the recommendations for parameter calculations are proposed. Besides the boundary conditions of necessary bacteria presence at which the simultaneous removing of the OC and N have occurred and at which conditions some of the substrates will limit the wastewater treatment processes are determined.

Keywords: *simultaneous wastewater treatment,* OC, N, O_2 *compounds, model, biofilm, concentration, bacteria, bioreactor-aerotank.*