

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ENVIRONMENTAL SAFETY AND NATURAL RESOURCES

УДК 628.35

Oleksandr Oliynyk, Corresponding member of NASU, D.S. (Technical), Professor, Chief of the Department of Applied Hydrodynamics

Sergiy Telyma, PhD, Senior Research Associate
ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-0109-0696> *e-mail*: sertelyma@gmail.com

Yuriy Kalugin, PhD, Senior Research Associate
ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-0720-0665> *e-mail*: forkalugin@ukr.net

Yevheniy Oliynyk, Principal engineer

Institute of Hydromechanics of NASU, Kyiv, Ukraine

AN ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF THE BIOFILM HETEROGENEITY ON THE EFFECTIVENESS OF ORGANIC POLLUTION REMOVAL IN BIOREACTORS

***Abstract.** A mathematical model of biological purification of wastewater from organic pollutants in the conditions of an aeration tank with a fixed biocenosis (biofilm of microorganisms) is presented. At the same time the peculiarities of the formation and modeling of a complex heterogeneous stratified structure of a biofilm with variable processes and parameters along its thickness are considered and taken into account on in particular the processes of mass transfer and concentration of microorganisms. It shown that the treatment processes in heterogeneous stratified biofilm are designated by the effective diffusion coefficient which is depended on the pollutions concentration. Owing to that the pollutions concentration is changing of along the biofilm thickness and increase from the surface to the biofilm bottom the decreasing of the effective diffusion coefficient is observed. On the base of the provided experimental investigations the change of the effective diffusion parameter along the biofilm thickness may be specified according to linear law. The quantity criteria of the first and zero order kinetic and Monod equation were used in the practical calculations. Ascertain that the substrate removal have a place on the early part of the biofilm which amounts to 20–25% from the its full thickness. On the base of the created biofilm model of the heterogeneous-stratified structure the comparative analysis and valuation of the different investigations of the pollutions removal during the treatment processes at using of the homogeneous and heterogeneous structure of the biofilm were treated. It was designated that the pollutions removal effectiveness depends on the biofilm features. So at the some main parameters the homogeneous and stratified biofilms indicate almost the same microbial activity and the difference depends on the effective diffusion coefficient*

on the biofilm output. In the dependence on the hydrodynamic conditions of the treatment processes the homogeneous biofilm activity may be lower, higher or similar one of the stratified biofilm. Heterogeneous biofilm has the lower activity near the biofilm bottom at the high values of the effectiveness coefficient than the homogeneous one at the average values of this coefficient and the substrate against of the which the microorganisms growth is depended on to penetrate more in depth in stratified biofilm than in homogeneous one.

Key words: stratified model; biofilm; organic pollution; concentrations; treatment; effectiveness.

О.Я. Олійник, С.В. Телима, Ю.І. Калугін, Є.О. Олійник

Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ, Україна

АНАЛІЗ ВПЛИВУ ГЕТЕРОГЕННОСТІ БІОПЛІВКИ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИЛУЧЕННЯ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЕНЬ В БІОРЕАКТОРАХ

Анотація. Наведена математична модель біологічної очистки стічних вод від органічних забруднень в умовах аеротенка з закріпленим біоценозом (біоплівкою мікроорганізмів). При цьому розглядаються і враховані особливості формування і моделювання складної неоднорідної стратифікованої структури біоплівки зі змінними процесами і параметрами по її товщині, зокрема, процеси масопереносу і концентрації мікроорганізмів. Показано, що ці процеси в гетерогенній стратифікованій біоплівці визначаються коефіцієнтом ефективної дифузії, який залежить від концентрації забруднень. В зв'язку зі зміною концентрації забруднень по товщині біоплівки із збільшенням від поверхні до дна спостерігається зменшення значення коефіцієнта ефективної дифузії по її товщині. На основі проведених експериментальних досліджень зміна параметра ефективної дифузії по товщині біоплівки може прийматись по лінійному закону. Наведено кількісні критерії застосування кінетики першого та нульового порядків в практичних результатах та використання рівняння Моно. З'ясовано, що вилучення субстрату відбувається переважно на початковій ділянці біоплівки, яка складає наближено 20–25% від загальної її товщини. На основі створеної моделі гетерогенно стратифікованої структури біоплівки виконано порівняльний аналіз і оцінку різних досліджень вилучення забруднень в процесі очистки при гомогенній та гетерогенній структурі біоплівки. Визначено, що ефективність вилучення забруднень залежить від основних характеристик біоплівок. Так, при деяких значеннях основних параметрів гомогенна і стратифікована біоплівки показують майже однакові значення мікробної активності і ця різниця залежить в основному від коефіцієнта ефективної дифузії на виході із біоплівки. В залежності від гідродинамічних умов процесу очистки активність гомогенної біоплівки може бути нижча, вища і аналогічна активності стратифікованої біоплівки. Стратифікована біоплівка при великих значеннях коефіцієнта ефективної дифузії в кінці біоплівки має меншу активність, ніж гомогенна при середньому його значенні, а субстрат, від якого залежить зростання мікроорганізмів, проникає глибше в стратифікованій біоплівці, ніж в гомогенній.

Ключові слова: стратифікована модель; біоплівка; органічне забруднення; концентрації; очистка; ефективність.

<https://doi.org/10.32347/2411-4049.2023.3.5-20>

Вступ

Як відомо, облаштування додаткового завантаження із закріпленим біоценозом на його поверхні з високою концентрацією мікроорганізмів (біоплівкою) поряд із завислим біоценозом (активним мулом) при біологічній очистці стічних вод в біореакторах-аеротенках дозволяє значно підвищити ефективність вилучення органічних забруднень біологічними методами. При цьому в попередніх дослідженнях активні частини біоплівки приймалися як однорідні, гомогенні структури, а параметри, які в основному визначають вилучення забруднень, приймалися постійними по товщині біоплівки [1–3]. Проте, в реальних умовах біоплівка має неоднорідну гетерогенно стратифіковану структуру зі змінними основними параметрами по її товщині, що доведено багатьма експериментальними дослідженнями.

Таким чином, при дослідженні в реальних умовах очистки стічних вод в біореакторах з закріпленим біоценозом (біоплівкою) однорідність структури біоплівки потребує подальшого обґрунтування та врахування неоднорідної по її товщині стратифікованої структури, яка в основному залежить від зміни концентрацій (щільності) мікроорганізмів X_L (ХПК) по товщині біоплівки. При цьому вважається, що концентрація X_L і параметр ефективної дифузії D_L будуть основними факторами стосовно оцінки ефективності роботи біоплівки. При вилученні субстрату в біореакторах формується гетерогенна стратифікована структура біоплівки із змінною концентрацією (щільністю) мікроорганізмів по її товщині, яка буде більш щільна біля дна і менш щільна біля поверхні, через яку поступає субстрат в біоплівку із біореактора через пограничний шар рідини. І в такій біоплівці при вирішенні задач очистки буде також змінюватись ефективна дифузія, яка в загальному випадку залежить від щільності біоплівки X_L .

Мета роботи

Мета роботи полягає в розробці інженерних методів розрахунку вилучення органічних забруднень (ОЗ) біоплівкою в біореакторах на основі запропонованої моделі стратифікованої біоплівки. При цьому враховуються особливості і фактори формування структури цієї біоплівки, які є основними параметрами в розрахунках.

Результати досліджень

Проведені дослідження показали, що основними факторами і параметрами ефективності роботи такої біоплівки являються змінна концентрація мікроорганізмів X_L і змінний параметр ефективної дифузії D_L , який формує цю концентрацію і залежить від неї згідно з рівнянням, одержаним експериментальним шляхом [1, 2]:

$$D_L = D_w \left(1 - \frac{0,48 X_L^{0,93}}{11,19 + 0,27 X_L^{0,99}} \right), \quad (1)$$

де D_w – коефіцієнт ефективної дифузії субстрату в рідинному середовищі.

Із рівняння (1) видно, що при збільшенні концентрації X_L відбувається зменшення рідинної фази, тобто, пористості по товщині біоплівки, що призводить до зменшення коефіцієнта дифузії D_L . Тому в деяких роботах при визначенні коефіцієнта дифузії D_L приймається його безпосередня залежність від пористості ε , тобто, $D_L = f(\varepsilon_L)$.

На основі моделі (1) коефіцієнт дифузії D_L буде зменшуватись по товщині біоплівки і за даними існуючих експериментальних досліджень це зменшення можна прийняти по лінійному закону, а саме:

$$D_L(z) = D_{L_0} - D_{L_i} z, \quad (2)$$

а невідомі коефіцієнти D_{L_0} і D_{L_i} визначаються з прийнятої моделі при $z = 0$ $D_L = D_{L_0}$, а при $z = \delta$ $D_L = D_{L_0} - \delta D_{L_i}$.

Реалізація запропонованих рівнянь з визначення змін параметра D_L по товщині біоплівки базується на підставі використання даних дослідів, наведених в роботах [3, 4]. У даному випадку рівняння (2) можна записати у наступному вигляді:

$$\bar{D}_L(z) = \bar{D}_{L_0} - 0,001z = 0,6 - 0,001\delta. \quad (3)$$

Як приклад розрахунку в Таблиці 1 наведені дані величини ефективної дифузії в залежності від товщини біоплівки.

Таблиця 1. Значення коефіцієнта ефективної дифузії в залежності від товщини біоплівки

δ мкм	0	50	100	150	200	250	300
\bar{D}_L	0,60	0,55	0,48	0,44	0,40	0,36	0,30

де $\bar{D}_L(z) = \frac{D_L(z)}{D_w}$, $\bar{D}_{L_0} = \frac{D_{L_0}}{D_w}$.

При оцінці роботи біореакторів з біоплівкою, крім коефіцієнта дифузії, важливим параметром являється щільність (концентрація) мікроорганізмів X_L . В умовах неоднорідної стратифікованої структури біоплівки, на відміну від гомогенної структури, концентрація X_L залежить від коефіцієнта дифузії D_L і δ , змінюється по товщині біоплівки і буде більш ущільнена біля її дна при $z = \delta$ і значно менш ущільнена на проникній поверхні, на якій вона формується ($z = 0$) і через яку субстрат поступає в біоплівку. Використовуючи для визначення концентрації залежність (1), після деяких перетворень одержимо наступне рівняння:

$$X_L = -38,856 + 38,976(\bar{D}_L)^{-0,7782}, \quad (4)$$

яке для подальшого застосування доцільно переписати у наступному вигляді:

$$X_L = -38,856 + 38,976 \left(\frac{1 - \bar{z}}{k} \right), \quad (5)$$

де $\bar{z} = \frac{z}{\delta}$, $\psi = \frac{D_{L_0}}{\delta D_L}$, $\bar{D}_L = \frac{D_L}{D_W}$, $K = \frac{D_W}{D_{0L}}$.

Так як в запропонованій моделі використовуються відношення $\bar{X}_L = \frac{X_L}{X_{Lcp}}$, то для визначення середнього значення концентрації X_{Lcp} в біоплівці приймаємо, що

$$X_{Lcp} = \frac{1}{\delta} \int_0^\delta X_L(z) dz = -38,856 - 175,7258 \psi k^{0,7282} \cdot \left[\left(1 - \frac{1}{\psi} \right)^{0,2218} - 1 \right]. \quad (6)$$

Як уже зазначалось в попередніх дослідженнях, ефективність вилучення забруднень різного походження біоплівкою в значній мірі буде залежати від прийнятої в розрахунках товщини біоплівки δ [5, 6]. У випадку одного субстрату гетеротрофними мікроорганізмами формується однорідна по властивості біоценозу структура активної біоплівки товщиною δ . Крім того, на формування біоплівки впливають різні процеси, які враховуються в прийнятих кінетичних реакціях очистки, зокрема Моно, і доповнені за рахунок врахування таких важливих факторів, як її розпад і відрив [6]. В розрахунках товщини біоплівки доцільно визначати також час, коли настає стаціонарний режим роботи біоплівки товщиною δ . На відміну від інших процесів, досягнення дії стаціонарного стану для мікроорганізмів всередині біоплівки буде складати від декількох діб до тижнів. Так, в роботі [6] для характерних параметрів кінетичних моделей очистки ОЗ біоплівкою на рис. 1 наведені графіки з визначення товщини біоплівки при вилученні ОЗ в стаціонарних умовах, а на рис. 2 – формування товщини біоплівки в нестаціонарних умовах.

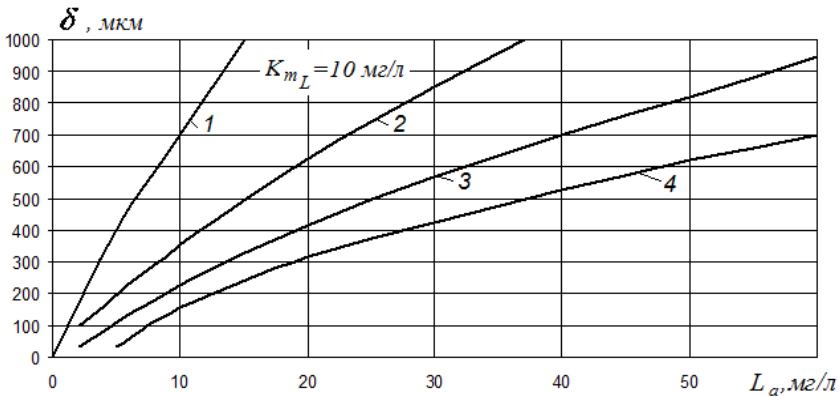


Рис. 1. Графіки для визначення активної товщини біоплівки δ в стаціонарних умовах для різних значень b , год⁻¹: 1 – 0,01; 2 – 0,02; 3 – 0,03; 4 – 0,04

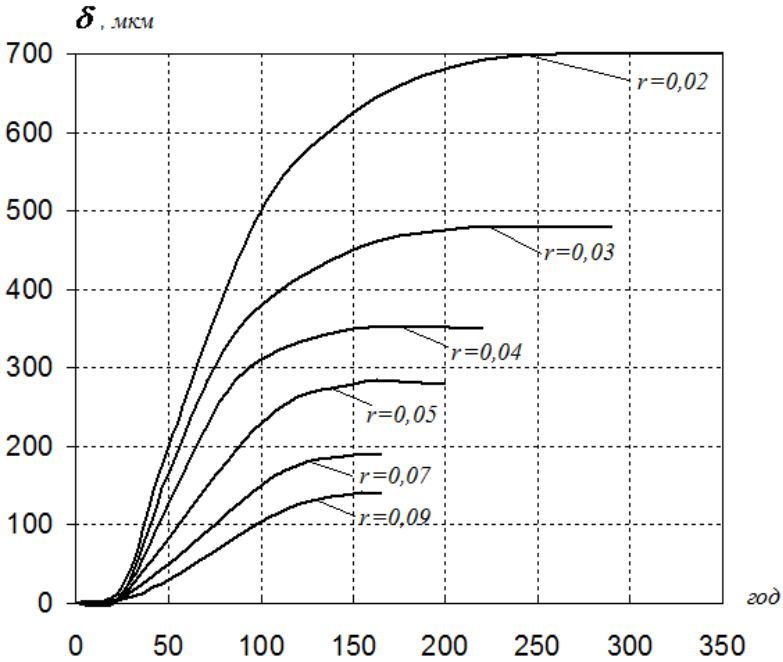


Рис. 2. Графіки формування товщини біоплівки в нестационарних умовах при різних значеннях $r = b$

З деяким наближенням запропоновані рекомендації з визначення товщини δ можуть бути прийняті і враховані в моделях і розрахунках очистки стратифікованою біоплівкою. Для визначення активної товщини біоплівки можна також скористатися даними, наведеними в Таблиці 2.

В Таблиці 2 показана зміна товщини активної біоплівки в залежності від зміни концентрації субстрату L_a , який поступає в біоплівку при різній щільності (концентрації) X_L в біоплівці. Так, при значній концентрації X_L товщина біоплівки збільшується, але повільно, ніж при меншій концентрації X_L при однаковому збільшенні концентрації субстрату L_a , який поступає в біоплівку.

Таблиця 2. Значення товщини біоплівки $\delta = f(L_\delta, X_L)$

X_L мг/см ³	$L_\delta = 0,01$	$L_\delta = 0,02$	$L_\delta = 0,04$	$L_\delta = 0,06$	$L_\delta = 0,08$	$L_\delta = 0,1$
	мг/см ³ δ , см	мг/см ³ δ , см	мг/см ³ δ , см	мг/см ³ δ , см	мг/см ³ δ , см	мг/см ³ δ , см
5	0,045	0,055	0,068	0,072	0,078	0,083
15	0,022	0,028	0,034	0,038	0,041	0,043
25	0,014	0,018	0,029	0,025	0,030	0,028
50	0,010	0,08	0,013	0,014	0,016	0,017

При розрахунках товщини біоплівки використано співвідношення $100 \text{ мкм} = 0,01 \text{ см} = 10^{-4} \text{ м}$

В проведених дослідженнях при вилученні забруднень біоплівкою, яка утворюється на облаштованих завантаженнях в різних біореакторах, профіль вилучених концентрацій по товщині біоплівки і її основні параметри визначались при умові, що концентрація поступаючих забруднень в біоплівку L_{δ_0} дорівнює концентрації забруднень в об'ємі рідини в біореакторі L_a .

Структура гідродинаміки потоку при визначенні L_a в різних біореакторах була різною і не приймалась до уваги в дослідженнях. Проте, навіть при повному перемішуванні рідини в біореакторах з біоплівкою спостерігалось утворення на її зовнішній поверхні пограничного шару у вигляді рідинної плівки товщиною δ_p , із якої забруднення поступають в біоплівку. Тому при реалізації біоплівкових моделей очистки існує необхідність врахування зазначених процесів масопереносу забруднень в біоплівку через пограничний шар, який значно впливає на одержані результати очистки. Деякі питання, пов'язані з формуванням пограничного шару і необхідності при цьому врахування можливих різних гідродинамічних режимів руху рідини в ньому, структури пограничного шару, зокрема в умовах його формування на криволінійній поверхні, розглянуті в попередніх роботах [5, 6, 10]. В цілому, активність гомогенної біоплівки може бути нижча, вища і дорівнювати активності стратифікованої біоплівки. Стратифікована біоплівка зі значним коефіцієнтом ефективної дифузії D_{L} (в кінці біоплівки) має меншу активність, ніж гомогенна із середнім значенням коефіцієнта дифузії

$$D_{L_{\text{гом}}} = \frac{D_{L0} + D_{L1}}{2},$$

а субстрат, від якого залежить зростання мікроорганізмів,

проникає глибше в стратифікованій біоплівці, ніж в гомогенній.

Наведений порівняльний аналіз виконано на основі використання кінетики реакції нульового порядку. В подальшому доцільно буде провести зазначений аналіз для умов використання нелінійної кінетичної реакції Моно.

У загальному випадку величина потоку забруднень, які поступають в біоплівку через її поверхню, визначається при $z = 0$ як:

$$I_L = -D_L \cdot \frac{dL}{dz}. \quad (7)$$

Рівняння (7) свідчить про те, що масоперенос забруднень в пограничному шарі відбувається за рахунок дифузії.

Для використання (7) у подальших розрахунках його доцільно переписати у вигляді:

$$I_L = -D_{Lp} \frac{L_{\delta_0} - L_a}{\delta_p} = K_{\delta p} (L_a - L_{\delta_0}) = \frac{1}{R_p} (L_a - L_{\delta_0}), \quad (8)$$

а в якості граничної умови при реалізації запропонованих моделей наступний вираз:

$$\frac{dL}{dz} = \frac{K_{\delta p}}{D_{L_0}} (L - L_a).$$

В наведених рівняннях також прийнято

$$K_{\delta p} = \frac{1}{R_p} = \frac{D_p}{\delta_p}, \quad (9)$$

де $K_{\delta p}$ – коефіцієнт масопереносу, який залежить від товщини рідинної плівки (пограничного шару) δ_p і коефіцієнта дифузії в рідинній плівці D_p . В процесі досліджень було проведено обґрунтування зовнішнього опору R_p коефіцієнта масопереносу $K_{\delta p}$ в залежності від гідродинаміки потоку в рідинній плівці, яка формується на різних формах елементів завантаження з біоплівкою. Так, на рис. 3 як приклад для оцінки впливу δ_p наведено графік $I_L = f(L_a, \delta_p)$, побудований для випадку $\delta = 200$ мкм за кінетикою Моно в біореакторі-змішувачі, тобто, при $L_{\delta} = const$ [5, 6].

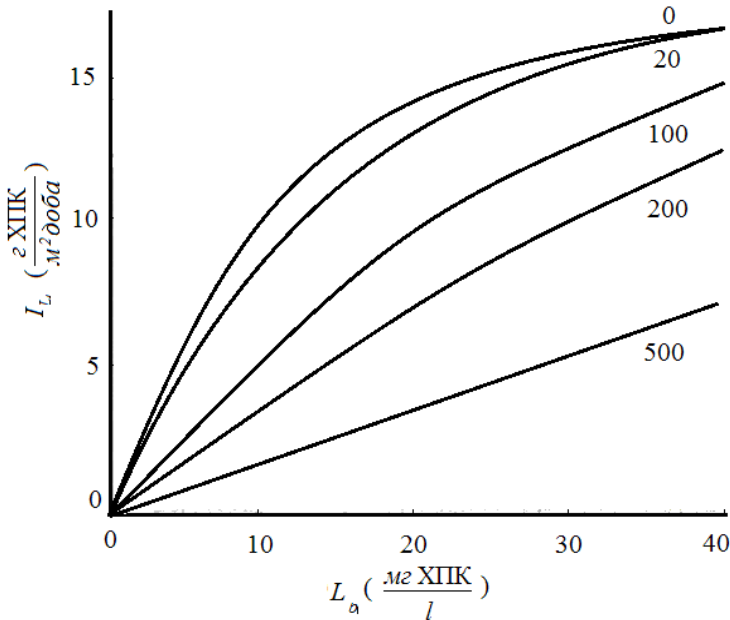


Рис. 3. Графік залежності потоку $I_L = \int L_a \delta_p$ за кінетикою Моно при $\delta = 200$ мкм

Як видно з графіка, при значній товщині пограничного шару $\delta_p = 500$ мкм, потік ОЗ зменшується майже на 70%. Значні і досить ґрунтовні експериментальні дослідження параметра I_L при формуванні рідинної плівки проведені в трубчатому реакторі, в якому у порівнянні з іншими біореакторами більш ґрунтовно описані гідродинамічні процеси [6, 7]. Вплив і аналіз цих процесів на обґрунтування параметра K_p і товщини δ_p проведено в попередніх роботах [7, 8]. В результаті досліджень побудовані розрахункові графіки з визначення товщини пограничного шару δ_p , а в окремих випадках і біоплівки δ при різних значеннях завантаження B_A і гідродинамічних умовах

в пограничному шарі R_δ і в трубчатому реакторі Re_T . На рис. 3 в якості прикладу наведені результати цих досліджень при $B_A = 10 \frac{z}{m^2 \text{ доба}}$.

Проведений аналіз одержаних досліджень показав, що при низьких завантаженнях $B_A > 2,5 \frac{z}{m^2 \text{ доба}}$ гідродинамічні умови в пограничному шарі майже не впливають на зростання його товщини δ_p .

Методи розрахунку очистки забруднень різного походження в біореакторах з біоплівкою з використанням параметра B_A наведені в роботах [2, 9]. В цих роботах розглянуто спроби визначення товщини δ_p і коефіцієнта K_p теоретичним шляхом на основі відомих параметрів (чисел), які характеризують режим потоку в пограничному шарі.

Слід зауважити, що в багатьох роботах товщина δ_p приймається десь в межах $\delta_p = 100\text{-}300$ мкм без достатнього обґрунтування і розглядається переважно ламінарний режим потоку в рідинній плівці.

Як правило, біоплівка формується на непроникному завантаженні і в кінці біоплівки швидкість зростання мікроорганізмів різко зменшується і практично відсутня утилізація субстрату, тобто, на нижній поверхні біоплівки подальше вилучення субстрату не відбувається і дифузійний потік дорівнює нулю, що і прийнято в граничній умові при $z = \delta \quad \frac{dL}{dz} = 0$. В роботах [6, 8] проведено визначення мінімальної концентрації L_{\min} , нижче якої потік субстрату дорівнює нулю і вище якої відбувається нормальний позитивний процес очистки:

$$L_{\min} = \frac{K_{ML}b}{Y_L \mu_{\max} - b}. \quad (10)$$

Таким чином, в реальних умовах при очистці стічних вод, зокрема органічного походження, в біореакторах зі зваженим біоценозом очистка буде відбуватись, як правило, гетерогенною стратифікованою біоплівкою. В зазначених умовах для гетерогенної стратифікованої біоплівки використовується рівняння, яке описує утилізацію органічних забруднень при одиночному лімітуючому субстраті в стаціонарних умовах і має наступний вигляд:

$$D_L(z) \frac{d^2L}{dz^2} - D_{L1} \frac{dL}{dz} - \frac{\mu_{\max} X_L}{Y} \cdot \frac{L}{K_{mL} + L} = 0. \quad (11)$$

Дане балансове рівняння описує швидкість утилізації субстрату в умовах нелінійної кінетики реакції Моно. Позначення прийнятих величин в рівнянні (11) наводиться в роботах [1-3].

В запропонованій математичній моделі стратифікованої біоплівки приймається [4]:

1. Зв'язок між коефіцієнтом ефективної дифузії D_L і щільністю біоплівки X_L згідно з рівнянням (1) у наступному вигляді:

$$\frac{D_L}{D_w} = 1 - \frac{0.48X_L^{0.93}}{11.19 + 0.27X_L^{0.99}}. \quad (12)$$

2. Коефіцієнт D_L в якості функції, яка залежить від концентрації L по лінійному закону,

$$D_L(z) = D_{L0} - D_{L1}z, \quad (13)$$

де невідомі коефіцієнти D_{L0} і D_{L1} приймаються згідно з виразами:

$$D_L(z) = D_{L0} - D_{L1}\delta, \quad (14)$$

тобто, при $z = 0$ $D_L = D_{L0}$, а при $z = \delta$ маємо $D_L = D_{L0} - D_{L1}\delta$.

Нижче, в Таблиці 3, наведені значення ефективної дифузії в гетерогенній стратифікованій біоплівці \bar{D}_{Lz} по її товщині z для $\delta = 300$ мкм, одержані експериментальним шляхом [4].

Таблиця 3. Значення $\bar{D}_{L\delta} = \frac{D_{Lz}}{D_w}$, одержані по товщині біоплівки $\delta = 300$ мкм експериментальним шляхом

$z, \text{мкм}$	0	50	100	150	200	250	300
\bar{D}_{Lz}	0,65	0,60	0,56	0,48	0,44	0,37	0,30

Виходячи з даних Таблиці 3, одержана наступна залежність для визначення коефіцієнта дифузії \bar{D}_{Lz} по товщині біоплівки z при $\bar{D}_{L0} = 0.65$:

$$\bar{D}_{Lz} = 0.65 - 0.001z. \quad (15)$$

Слід відмітити, що в прийнятій і реалізованій моделі забруднення поступають в біоплівку із біореактора через пограничний шар (рідинну плівку).

У цьому випадку значення коефіцієнта ефективної дифузії рекомендується приймати в середньому $D_{L0} = 0.8D_w$ [1, 2]. При реалізації моделі було прийнято наступне відношення:

$$k = \frac{D_w}{D_{0\delta}} = 1.25. \quad (16)$$

Запишемо рівняння (11) в безрозмірній формі у вигляді:

$$\frac{d^2\bar{L}}{dz^2} + \frac{1}{\bar{z} - \psi} \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} - \frac{\mu_{\max}\delta^2 X_{L\bar{n}\delta} \bar{X}_L}{Y L_a D_w \bar{D}_L} \cdot \frac{\bar{L}}{\bar{K}_{mL} + \bar{L}} = 0, \quad (17)$$

в якому прийнято

$$\bar{z} = \frac{z}{\delta}, \quad \bar{L} = \frac{L}{L_a}, \quad \bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a}, \quad \bar{X}_L = \frac{X_L}{X_{Lcp}}, \quad \bar{D}_L = \frac{D_L}{D_w}, \quad \psi = \frac{D_{L0}}{\delta D_{L1}}$$

Для подальшого аналізу приймаємо:

$$\bar{D}_L = \frac{D_{LO}}{D_W} - \frac{D_{L1}}{D_W} \bar{z} = \frac{1}{k} \left(1 - \frac{\bar{z}}{\psi} \right), \quad k = \frac{D_W}{D_{LO}}. \quad (18)$$

Із врахуванням рівняння (17) після деяких перетворень для визначення концентрацій \bar{X}_L одержимо:

$$X_L = -38,85 + 38,98 \left(\frac{1 - \frac{\bar{z}}{\psi}}{k} \right)^{-0,78}. \quad (19)$$

Використовуючи залежність (19), можна визначити середнє значення концентрації в біоплівці $\bar{X}_{L\bar{n}\delta}$ за наступною формулою:

$$X_{Lcp} = \frac{1}{\delta} \int_0^\delta X_L(z) dz = -38,85 - 175,73 \psi k^{0,78} \left[\left(1 - \frac{1}{\psi} \right)^{0,22} - 1 \right], \quad (20)$$

де k – коефіцієнт масопереносу забруднень в рідинній плівці.

На підставі одержаних результатів з визначення концентрацій X_L і X_{Lcp} можна визначити значення концентрацій $\bar{X}_L = \frac{X_L}{X_{Lcp}}$ в основному рівнянні (17).

Після деяких перетворень основне рівняння для вирішення і аналізу буде мати в безрозмірній формі наступний вигляд:

$$\frac{d^2 \bar{L}}{d\bar{z}^2} + \frac{1}{\bar{z} - \psi} \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} - \Phi^2 F(\bar{z}) \frac{\bar{L}}{K_m + \bar{L}} = 0, \quad (21)$$

де $F(\bar{z}) = \frac{\bar{X}_L}{D_L}$, а відомий модуль Tile буде визначатись за формулою:

$$\Phi = \sqrt{\frac{\mu_{\max} X_{Lcp} \delta^2}{Y L_a D_W}}. \quad (22)$$

Рішення рівняння (21) виконується при наступних граничних умовах:

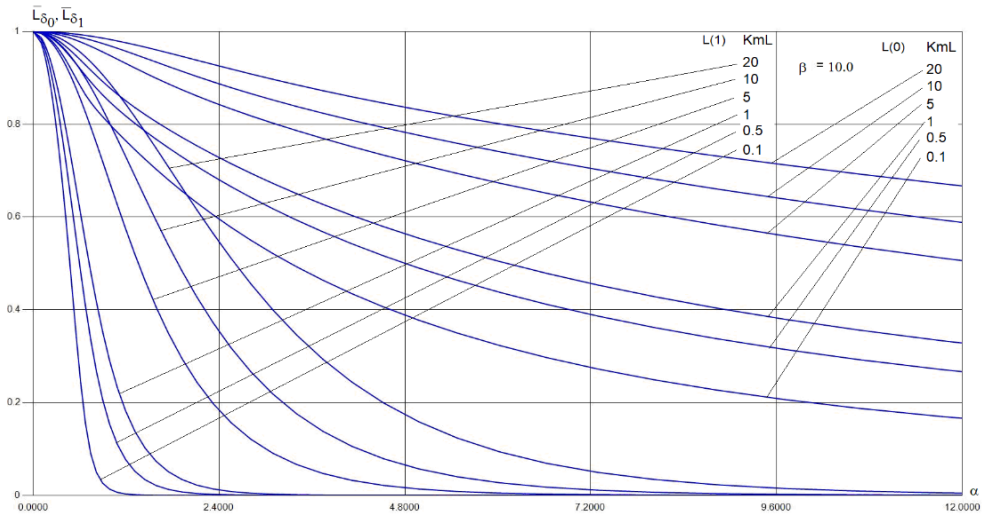
$$\text{при } \bar{z} = 0 \quad \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = -\beta_L (1 - \bar{L}) \quad (23)$$

$$\text{при } \bar{z} = 1 \quad \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = 0 \quad (24)$$

$$\beta_L = k \frac{K_L}{D_W} \delta = \frac{K_L}{D_{L0}} \delta, \quad (25)$$

де K_L – коефіцієнт масопереносу забруднень в рідинній плівці.

В результаті рішення рівняння (21) чисельними методами побудовані розрахункові графіки і таблиці для визначення концентрацій на зовнішній поверхні біоплівки $L_z = L_{\delta_0}(z = 0)$ та на внутрішній поверхні біоплівки $L_z = L_{\delta_1}(z = \delta)$, а також графіки і таблиці для визначення зміни концентрацій L_z по товщині біоплівки z (рис. 4). Наведені на графіках і таблицях результати розрахунків одержані для прийнятих різних, достатньо обґрунтованих характеристик $\beta_L, \Phi, \alpha_L, \psi$. Так, при визначенні параметра переносу забруднень рідинною плівкою β_L приймалось згідно з виразом (25), який також характеризує значення потоку забруднень, які безпосередньо поступають в біоплівку на очистку, а при визначенні модуля Φ прийнято $\Phi^2 = 1,25\alpha_L$, $\alpha_L = \frac{\mu_{\max} X_{Lcp} \delta^2}{\psi D_{L0} L_a}$ для різних значень параметра $\psi = \frac{D_{L0}}{D_{L1}}$.



А

Рис. 4. Графіки для визначення концентрацій на зовнішній $\bar{L}_{\delta_0} = \frac{L_{\delta_0}}{L_a}$ ($\delta \neq 0$) і

внутрішній $\bar{L}_{\delta_1} = \frac{L_{\delta_1}}{L_a}$ ($z = \delta$) поверхнях біоплівки при $\beta_L = 10,0$, значенні параметра

$\psi = 3,0$ і різних значеннях $\bar{K}_{ml} = \frac{K_{ml}}{L_a}$

В якості прикладу в Таблиці 4 наведені результати розрахунку концентрацій $\bar{L}_{0\delta} = \frac{L_{0\delta}}{L_a}$, $\bar{L}_{\delta_1} = \frac{L_{\delta_1}}{L_a}$, одержаних при значеннях параметрів $\beta_L = 5,2$ і $\psi = 3,0$.

Таблиця 4. Результати розрахунку концентрацій $\bar{L}_{0\delta}$ і \bar{L}_{δ_1}

$\bar{K}_{m_L} = \frac{K_{m_L}}{L_a}$		20	10	5	1	0,5	0,1
$\alpha_L = 2.5$	$\bar{L}_{0\delta}$	0,87	0,80	0,78	0,57	0,50	0,40
	\bar{L}_{δ_1}	0,65	0,32	0,18	0,03	0,01	0,0
$\alpha_L = 9.5$	$\bar{L}_{0\delta}$	0,57	0,47	0,40	0,25	0,18	0,10
	\bar{L}_{δ_1}	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00

Так як параметр β_L формується і залежить від складових, які визначаються структурою і характеристиками рідинної плівки (пограничного шару), то він не буде залежати від структури біоплівки. Тому для обох структур біоплівки значення коефіцієнта ефективної дифузії D_{L0} , який визначає потоки забруднень, що поступають в різні по структурі біоплівки, приймаємо як [2, 3]:

$$D_{L0} = 0,8D_W . \tag{26}$$

При побудові наведених вище графіків було використано і враховано діапазон змін параметра \bar{K}_L в межах $\bar{K}_{mL} = 0 \div 20$, значення якого визначає межі прийнятих в моделях очистки стічних вод різних рівнянь кінетичних реакцій, зокрема нульового і першого порядків.

Так, кінетика реакцій першого і нульового порядків в практичних розрахунках може відповідати відношенням $\bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a} > 2 \div 3$ і

$\bar{K}_m < 0,15 \div 0,2$, тобто, десь в межах $0,15 < \bar{K}_m < 3$ і при розрахунках можна приймати відоме нелінійне рівняння Моно. Також на результати вилучення ОЗ біоплівкою має вплив комплексний параметр α_L , який пов'язаний з відомим в літературі модулем Тіля $\Phi = \sqrt{1,25\alpha_L}$. Більші значення α_L показують, що процеси реакції більше впливають, ніж процеси дифузії, що в цілому суттєво обумовлює складність оцінки параметра α_L . Процеси масопереносу в гетерогенній стратифікованій біоплівці залежать також від коефіцієнта ефективної дифузії D_L і від концентрації X_L , що враховано, як вже зазначалось вище, параметром $\psi = \frac{D_0}{D_{L1}\delta}$. При $\psi > 1,5$ в зміні концентрацій на

виході із біоплівки \bar{L}_{δ_1} суттєвих змін не спостерігалось.

Висновки

Проведені теоретичні дослідження вилучення ОЗ неоднорідною (стратифікованою) гетерогенною біоплівкою дозволили зробити наступні висновки:

1. В реальних умовах вилучення забруднень біологічними методами в різних біореакторах за рахунок закріпленого біоценозу відбувається переважно біоплівкою складної неоднорідної структури.

2. Для оцінки роботи такої біоплівки необхідно дослідити фактори та визначити параметри, що характеризують її активність і структуру, а саме: процеси масопереносу забруднень в об'ємі біоплівки та активність їх вилучення змінною щільністю мікроорганізмів по товщині біоплівки.

3. Процеси масопереносу в гетерогенній стратифікованій біоплівці визначаються коефіцієнтом ефективної дифузії D_L , який залежить від щільності (концентрації) X_L . В зв'язку зі зміною концентрації X_L по товщині біоплівки із збільшенням від поверхні до дна спостерігається зменшення параметра D_L по товщині біоплівки. На основі проведених експериментальних досліджень зміна параметра D_L по товщині біоплівки

приймалась по лінійному закону і враховувалась параметром $\psi = \frac{D_o}{D_L \delta}$. При

цьому значне зменшення коефіцієнта D_L по товщині біоплівки характеризує відповідне збільшення параметра ψ . Слід зазначити, що при значенні $\psi > 1.5$, згідно з одержаними значеннями концентрацій на виході із біоплівки \bar{L}_{δ_1} , суттєвих змін в очистці не відбувається.

4. Значний вплив на результати вилучення ОЗ біоплівкою має комплексний параметр α_L , який пов'язаний з відомим в літературі модулем Гіля $\Phi = \sqrt{1,25 d_L}$, що використовувався при реалізації моделей. Так, більші значення параметра α_L показують, що процеси реакції більше впливають, ніж процеси дифузії. Проте, складність проведення оцінки впливу параметра α_L полягає у тому, що процеси реакції залежать від щільності X_L в біоплівці, в свою чергу коефіцієнт дифузії D_L також залежить від щільності X_L , зменшуючись зі збільшенням X_L .

5. Згідно з проведеними попередніми дослідженнями з деяким наближенням можна вважати, що кінетика реакцій першого та нульового порядків в практичних розрахунках може відповідати відношенням $\bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a} > 2 \div 3$ і $\bar{K}_{mL} < 0,15-0,2$, тобто, в межах $0,15 < \bar{K}_{mL} < 3$ і при розрахунках кінетик реакцій R_L необхідно приймати рівняння Моно.

6. Проведений аналіз теоретичних досліджень показав, що переважне вилучення субстрату відбувається на початковій ділянці біоплівки, яка складає наближено 20–25% від загальної товщини біоплівки δ .

Створена модель гетерогенно стратифікованої структури біоплівки дозволила провести порівняльний аналіз і оцінку різних досліджень вилучення забруднень в процесі очистки в гомогенній по структурі біоплівці по її товщині.

Встановлено, що ефективність вилучення забруднень в значній мірі залежить від параметра ψ . Так, при високих значеннях ψ гомогенна і стратифікована біоплівки показують майже однакові значення мікробної активності, тобто, при стратифікованій біоплівці з низьким значенням D_{1L} загальна її активність наближається до активності гомогенної, а при низьких значеннях ψ гомогенна і стратифікована біоплівки показують різні активності і ця різниця залежить в основному від коефіцієнта ефективної дифузії на виході із біоплівки D_{1L} .

В цілому активність гомогенної біоплівки може бути нижча, вища і дорівнювати активності стратифікованої біоплівки. Стратифікована біоплівка зі значним коефіцієнтом ефективної дифузії D_{1L} (в кінці біоплівки) має меншу активність, ніж гомогенна із середнім значенням коефіцієнта дифузії $D_{L, \text{с.ом}} = \frac{D_{L0} + D_{L1}}{2}$, а субстрат, від якого залежить зростання мікроорганізмів, проникає глибше в стратифікованій біоплівці, ніж в гомогенній.

Наведений порівняльний аналіз виконано на основі використання кінетики реакції нульового порядку. В перспективі доцільно буде провести зазначений аналіз для умов використання нелінійної кінетичної реакції Моно.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Beyenal H., Lewandowski Z. (2005). Modeling mass transport and microbial activity in stratified biofilms. *Chemical Engin. Science*. №60. P. 4337–4348.
2. 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. *Nat.Resour.* 41. P. 4657–4671.
3. Henze M.M., van Loodsdresht M., Ekama G.A., Brdjanovic D. *Biological Wastewater Treatment* (2008). IWA Publishing. 511 p.
4. Lee M.W., Park I.M. (2007). One-dimensional mixed-culture biofilm model considering different space occupancies of particle components. *Water Res.* No. 1-41-1-44. P. 4317–4328.
5. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С., Курганська С.М. (2016). Аналіз і деякі рекомендації до розрахунку кисневого режиму в аеротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом. *Наук. вісник будівництва, ХНУБА*, №3 (15). С. 177–184.
6. Wanner O., Ebert N.I., Rittman B.E. (2006). *Mathematical modeling of biofilms*. Scientific Technical Report, №18. 208 p.
7. Henze M., Harrenoes P., Jansen C., Arwin E. (2002) *Wastewater Treatment*. Springer: Berlin – New-York, 430 p.
8. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С., Калугин Ю.І. (2019). Моделювання і розрахунки очистки стічних вод в аеротенках-змішувачах завислим і закріпленим біоценозом з використанням нелінійної кінетики Моно. *Науковий вісник будівництва, Харків*, т.97, №3. С. 113–122.
9. Beyenal H., Tanyolag A. (1994). A mathematical model for hollow biofilm reactors. *Chem. Engin. Journal*, 56. P. 853–859.
10. Wasche S., Horn H., Hempel D.C. (2002). Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface. *Water. Res.*, vol. 36. P. 4775–4784.

Стаття надійшла до редакції 21.02.2023 і прийнята до друку після рецензування 19.06.2023

REFERENCES

1. Beyenal, H., & Lewandowski, Z. (2005). Modeling mass transport and microbial activity in stratified biofilms. *Chemical Engin. Science*, 60, 4337-4348.
2. 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. *Nat.Resour.*, 41, 4657-4671.
3. Henze, M.M., van Loodsdresht, M., Ekama, G.A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing.
4. Lee, M.W., & Park, I.M. (2007). One-dimensional mixed-culture biofilm model considering different space occupancies of particle components. *Water Res.*, 1-41-1-44, 4317-4328.
5. Oliynyk, O.Ya., Airapetian, T.S., & Kurganska, S.M. (2016). Analysis and some recommendations due calculation of the oxygene regime in aerotanks at the treatment of the waste waters with organic pollutions by the suspended and fixed biocenosis. *Scient. Visnyk of Building*. Kharkiv, 3(15), 177-184 [in Ukrainian].
6. Wanner, O., Ebert, N.I., & Rittman, B.E. (2006). Mathematical modeling of biofilms. Scientific Technical report. №18. 208 p.
7. Henze, M., Harrenoes, P., Jansen, C., & Arwin, E. (2002). *Wastewater Treatment*. Springer: Berlin - New-York.
8. Oliynyk, O.Ya., Airapetian, T.S., & Kalugin, Yu.I. (2019). Modeling and calculations of the waste waters treatment in aerotanks-mixers by suspended and fixed biocenosis using of the nonlinear Monod kinetic. *Scient. Visnyk of Building*, Kharkiv, 3 (97), 113-122 [in Ukrainian].
9. Beyenal, H., & Tanyolag, A. (1994). A mathematical model for hollow biofilm reactors. *Chem. Engin. Journal*, 56, 853-859.
10. Wasche, S., Horn, H., & Hempel, D.C. (2002). Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface. *Water.Res.*, 36, 4775-4784.

The article was received 21.02.2023 and was accepted after revision 19.06.2023

Олійник Олександр Якович

член-кореспондент Національної академії наук України, доктор технічних наук, професор, завідувачий відділом прикладної гідродинаміки Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст, 8/4

Телима Сергій Васильович

кандидат технічних наук, старший науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст 8/4

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-0109-0696> **e-mail:** sertelyma@gmail.com

Калугін Юрій Іванович

кандидат фіз.-мат наук, старший науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст, 8/4

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-00030720-0665> **e-mail:** forkalugin@ukr.net

Олійник Євген Олександрович

провідний інженер Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст, 8/4