

РОЗРОБКА МАТЕМАТИЧНОЇ МОДЕЛІ ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ ГАЗОПОДІБНИХ ВИКИДІВ

Г. Ю. Бахарєва

Кандидат технічних наук, доцент*

E-mail: baharevaann@gmail.com

О. В. Шестопапов

Кандидат технічних наук, доцент**

E-mail: pheonix_alex@mail.ru

О. М. Філенко

Кандидат технічних наук, доцент**

E-mail: olesyafilenko200@mail.ru

Т. С. Тихомирова

Кандидат технічних наук, старший викладач**

E-mail: tatikh@mail.ru

*Кафедра охорони праці та

навколишнього середовища***

**Кафедра хімічної техніки та

промислової екології***

***Національний технічний університет

«Харківський політехнічний інститут»

вул. Фрунзе, 21, м. Харків, Україна, 61002

На підставі результатів лабораторних експериментів очищення газових викидів у біореакторі із шаром, що омивається, показана можливість очищення забрудненого метаном газу. На підставі одержаних емпіричних залежностей та теоретичних уявлень про процес біохімічного очищення розроблена математична модель детоксикації метану у газоподібних викидах каналізаційних мереж, яка враховує коливання концентрацій забруднювача та дію навколишнього середовища у нестационарних умовах. Одержано залежності, що дозволяють адекватно описати процес очищення та розрахувати параметри біореактора

Ключові слова: математична модель, біологічна очистка викидів, питома швидкість окиснення, концентрація, шкідлива речовина, біореактор

На основании результатов лабораторных экспериментов очистки газовых выбросов в биореакторе с омываемым слоем показана возможность очистки загрязненного метаном газа. На основании полученных эмпирических зависимостей и теоретических представлений о процессе биохимической очистки разработана математическая модель детоксикации метана в газообразных выбросах канализационных сетей, учитывающая колебания концентраций загрязняющего вещества и воздействие окружающей среды в нестационарных условиях. Получены зависимости, позволяющие адекватно описывать процесс очистки и рассчитывать параметры биореактора

Ключевые слова: математическая модель, биологическая очистка выбросов, удельная скорость окисления, концентрация, вредное вещество, биореактор

1. Вступ

Сьогодні питання захисту навколишнього середовища від впливу забруднюючих речовин займає провідне місце в екологічній політиці кожної країни. Особлива увага приділяється очищенню викидів промислових та комунальних підприємств від парникових газів, серед яких одне з перших місць займає метан.

До стаціонарних джерел викидів метану в атмосферне повітря відносяться коксохімічні виробництва, нафто- та газопереробні заводи, процеси органічного синтезу, виробництва ацетилену, формальдегіду, аміаку, синильної кислоти, водню, освітлювальних приладів, газові та нафтові свердловини, кам'яновугільні шахти. Повітря забруднюється метаном у бункерах під час транспортування вугілля – метан накопичується у трюмах танкерів. Крім того, метан, як і інші гнильні гази, міститься у газоподібних викидах каналізаційних мереж, тваринницьких ферм, сміттєпереробних заводів.

Традиційні фізико-хімічні методи очищення газоподібних викидів від метану та інших малорозчинних у воді вуглеводнів не вирішують проблему екологічної безпеки цих сполук для навколишнього середовища: термічне спалювання ускладнюється малою концентрацією метану у багатьох викидах, адсорбція вимагає методів регенерації адсорбенту, абсорбція ускладнюється низькою розчинністю у воді метану, а газофазне окиснення вимагає витрати дорогих реагентів. Проте, сучасні установки біологічної очистки повітря від метану та інших супутніх вуглеводнів, які є екологічно чистими, дешевими та простими в експлуатації, представляють інтерес для біотехнологічної детоксикації повітря [1]. Тому, всебічне дослідження процесів біологічної очистки газоподібних викидів та їх моделювання з метою визначення найкращих умов та параметрів проектування очисного обладнання, є актуальною науковою темою, яка порушена в цій статті.

2. Аналіз літературних даних та постановка проблеми

У [2–6] розглядається широке коло питань захисту навколишнього середовища – повітряного та водного – переважно за допомогою біологічних методів.

Процес біодеструкції газоподібних шкідливих речовин досліджувався низкою вітчизняних та закордонних вчених – було наведено аналіз та узагальнення наявних технічних рішень, а також класифікацію процесів та апаратів біологічної очистки та дезодорації газових викидів промислового походження [7]. Сучасні апарати біологічної очистки газових викидів можливо класифікувати за конструктивними особливостями (фільтри, скрубери), процесами, які в них відбуваються (адсорбція, абсорбція) та видами мікроорганізмів (аеробні, анаеробні, термофільні тощо) [8].

Аналіз літературних джерел показав, що найчастіше біологічні методи детоксикації викидів використовуються для дезодорації повітря на тваринницьких фермах від комплексу органічних сполук [9] та супутніх неорганічних одорантів, таких як сірководень H_2S [10]. Проте, ці відносно нові методи також можливо використовувати і для детоксикації складних сполук, таких як бензол, толуол, етілбензин [11], дисульфід вуглецю CS_2 [12], метілмеркаптан та диметилсульфід [13], а також органічних сполук, що містять хлор, наприклад, дихлорметан [14].

Наразі відомо два мікробіологічні способи очищення газоповітряних потоків [15]: біофільтрація та біоабсорбція. Під час біоабсорбції викидів шкідливі компоненти вибірково утилізуються різними штамми мікроорганізмів, які можуть бути дисперговані у промивній рідині (абсорбенті) або імобілізовані на поверхні насадок у вигляді біологічної плівки. Під час біофільтрації забруднюючі компоненти спочатку адсорбуються у фільтруючому шарі, а потім окиснюються мікроорганізмами, які містяться в ньому. Найчастіше використовується адаптований активний мул або культури мікроорганізмів, наприклад, роду *Pseudomonas*, та цвілеві гриби [16].

Порівняльний економічний аналіз [17] різних способів очищення газоподібних викидів свідчить про те, що очищення та дезодорація викидів у біофільтрах та біоскруберах вимагає найнижчих капітальних та експлуатаційних витрат.

Шляхом біохімічного окиснення у клітинах мікроорганізмів забруднюючі повітря речовини найчастіше розкладаються до вуглекислого газу та води. Проте слід відзначити, що процеси детоксикації таких викидів є сукупністю взаємопов'язаних процесів, обумовлених складними біокінетичними реакціями, такими як, наприклад, нітрифікація та денітрифікація [18]. Складність процесів, які відбуваються у біореакторі, ускладнює процедуру моделювання, розрахунок їх апаратного оформлення та управління [19]. Ці процеси характеризуються жорсткою динамікою (широким рядом констант часу), нелінійністю, змінними із плином часу параметрами та умовами, а також, утворенням перехресних сполук тощо [20]. У зв'язку зі специфічністю, токсичністю та вибухонебезпечністю багатьох органічних вуглеводнів, наприклад метану, виникає необхідність використання у біореакторах імобілізованих [21], а також адаптованих до забруднень, штамів мікроорганізмів та їх популяцій [22].

З урахуванням вищевказаного, задля розрахунку кінетики складних процесів та конструкційних параметрів біореакторів, очевидна необхідність комплексного підходу, що включає експериментальне дослідження, розробку на цих засадах методів розробки математичних моделей біологічної очистки газоподібних викидів.

Наведена у попередніх дослідженнях [23–25] макрокінетична математична модель описує процес біохімічної очистки, що характеризується постійністю забрудненого об'єму повітряного чи водного середовища, а також відсутністю додаткового надходження забруднення. Такий процес без зовнішніх впливів можна назвати стаціонарним процесом біохімічної очистки. У реальних технологічних процесах принципово можливий зовнішній вплив у вигляді:

- збільшення або зменшення об'єму простору, у якому відбувається біохімічна реакція за рахунок надходження із певною інтенсивністю об'єму газоповітряної суміші або водного розчину;

- надходження із певною інтенсивністю кількості маси у об'єму простору, в якому відбувається біохімічна реакція;

- видалення із певною інтенсивністю маси забруднення з об'єму простору, у якому відбувається біохімічна реакція.

На практиці відбувається комбінація вказаних видів зовнішніх впливів. Процес, у якому є присутнім зовнішній вплив, можна назвати нестаціонарним процесом біохімічної очистки, який відрізняється від класичних уявлень про кінетичні характеристики біохімічних процесів.

У зв'язку з тим, що макрокінетична математична модель стаціонарного процесу описує процес біохімічної деструкції у чистому вигляді, без зовнішніх впливів та потребує доповнень при розгляді конкретного процесу біохімічної очистки, необхідні подальші дослідження та розробка математичної моделі, яку можливо використовувати для проектування газоочисного обладнання.

3. Мета та задачі дослідження

Мета роботи полягає у розробці математичної моделі процесу біологічної очистки газових викидів, що містять погано розчинні у воді речовини на прикладі метану, у нестаціонарних умовах.

Для досягнення встановленої мети було вирішено наступні задачі:

- експериментально визначити кінетичні показники біологічної детоксикації газоподібних викидів, що містять метан;

- розробити математичну модель біологічної детоксикації метану з урахуванням нестаціонарних процесів у колекторі та реакторі.

4. Матеріали та методи дослідження кінетичних характеристик біохімічного очищення викидів, що містять метан

4. 1. Досліджувані матеріали та обладнання, що було використано у експериментах

Установку для експериментального дослідження процесу біотехнологічної детоксикації метану було

виконано з оргскла об'ємом 5 дм³. На цій установці відпрацьовували технологічний режим окиснення метану CH₄ (рис. 1).

Установці реакційний об'єм був герметично ізолюваний від зовнішнього середовища. Завантажувальний матеріал для іммобілізації метаноокислюючого мікробіоценозу в установці являв собою лавсанові йорші із щільністю 150–200 мм/дм³ об'єму. Біомасу метанотрофних бактерій одержували на селективному середовищі за методикою, що надана у [1]. Інокулятором служили донні відкладення з лабораторної установки, в якій моделювали лоткову частину каналізаційного колектора.

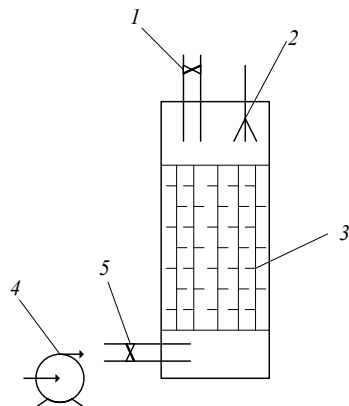


Рис. 1. Принципова схема лабораторної установки для біологічного очищення газоподібного середовища від метану: 1 – штуцер для відведення очищеного газу; 2 – спринклерний пристрій для подачі зрошувальної рідини (живильного середовища); 3 – насадка з лавсанових йоршів, на якій іммобілізовано спеціалізований мікробіоценоз; 4 – компресор; 5 – штуцер для подачі газової суміші

Накопиченою біомасою, яка містила метилотрофні та метанотрофні бактерії із концентрацією у біоплівці відповідно 10⁶–10⁷ та 10³–10⁴ кл/г сухої речовини, зрошували лавсанові йорші, щоб створити концентрацію 0,6 г/дм³ реакційного об'єму. Потім, у реакційний об'єм вводили газову суміш, що містить метан (концентрація 15–16 %). Біоплівку зрошували рідиною, сольовий склад якої імітував середовище, на якому проводили накопичення асоціації мікроорганізмів. Під час проведення експериментів із встановлення кінетичних характеристик біотехнологічного окиснення метану, вагове співвідношення розпорошеної у біоскрубері води до газу варіювали у діапазоні від 1:10 до 10:1. Газова суміш, що містила метан, надходила в установку за допомогою компресора 4, а проби відбирали через штуцер 1, через кожні 10–15 хвилин.

Концентрацію метану в пробах газоповітряної суміші контролювали на газовому хроматографі «Колір-250». У мікробіологічних дослідженнях концентрацію метанотрофних та метилотрофних груп мікроорганізмів контролювали за методикою серійних розведень при посіві на щільне середовище [26].

4. 2. Припущення моделі нестационарного процесу біохімічної очистки викидів колектору каналізаційних мереж

Під час роботи біореактора та кінцевих розмірах колектору, концентрація шкідливої речовини в остан-

ньому не може бути будь-якою, а буде залежати від продуктивності біореактора. У свою чергу, показники роботи біореактора залежатимуть від концентрації шкідливої речовини на вході в нього.

Вхідним параметром є інтенсивність надходження шкідливої речовини у колектор $g_{от}$ у загальному випадку, що змінюється у часі. Для колектору у якості основного параметру прийнята середня за об'ємом концентрація забруднення $\rho_{от}$, що також змінюється у часі. У біореакторі розглядається середня за горизонтальним перетином (біореактор розташовано вертикально) концентрація шкідливої речовини ρ_t . У кожному часу ця концентрація може мати різний розподіл за висотою біореактора. Основним вихідним параметром системи «колектор – біореактор» є середня за горизонтальним перетином концентрація газоподібного забруднення на виході з біореактора. Біореактор із шаром, що омивається, в якому відбувається очистка від газоподібних сполук, що не розчиняються у воді, може бути названо прямоточним. Видалення шкідливої речовини у такому біореакторі відбувається з контактуючого із шаром газоповітряного середовища, що омивається, яке пересувається у напрямі, що співпадає із напрямом подання газу, який очищується. Поєднані шари газу безкінечно малої товщини δu , переміщуючись за висотою, проходять процес біодеструкції забруднення від входу у біореактор до виходу з нього.

Умовний елементарний шар газу у горизонтальній площині не є суцільним. Частина площі горизонтального перетину біореактора займає окремі ділянки, що включають лавсанові ниті, біомасу та воду, що затрималася на завантаженні. Дифундування забруднення крізь плівку води до біомаси відбувається у горизонтальному напрямі крізь межу висотою δu .

У кожного елементарного шару газу, що пересувається, може бути своя початкова концентрація забруднення, яка дорівнює концентрації цього забруднення у колекторі.

Таким чином, процес у прямоточному біореакторі фактично є нестационарним, тому що включає комбінацію вказаних вище видів зовнішнього впливу. Однак, специфіка полягає в тому, що вплив першого виду врівноважується через постійність об'єму біореактора, а вплив другого виду реалізується тільки на початку процесу, що практично потребує тільки врахування зміни початкової концентрації, тобто, концентрації забруднення у колекторі.

5. Результати досліджень кінетичних характеристик біохімічного окиснення CH₄

Результати визначення кінетичних характеристик біохімічного окиснення CH₄ у біореакторі з шаром, що омивається, надано на рис. 2 та 3.

Експериментальні дані свідчать про те, що швидкість окиснення CH₄ змінювалася від приблизно 60 мл/г за годину в області мінімальних концентрацій до максимального значення близько 260 мл/г за годину (рис. 2).

Одержаний градієнт переконливо показує наявність залежності питомої швидкості окиснення метану від його концентрації у повітряному середовищі біореактора з шаром, що омивається. Взаємна відповідність

експериментальних точок (рис. 2) дозволяє з великою мірою достовірності стверджувати наявність максимуму на досліджуваній залежності.

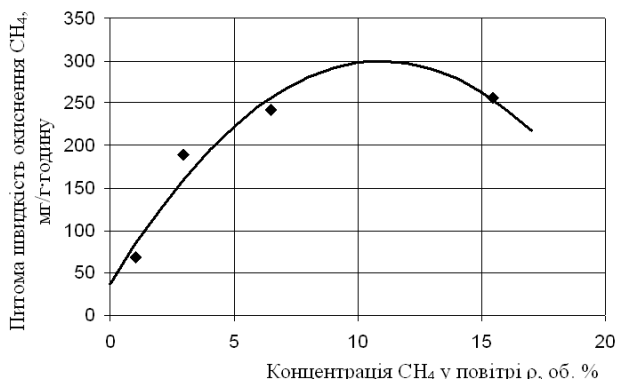


Рис. 2. Вплив концентрації CH₄ у повітрі на швидкість біосорбційного окиснення

Залежність концентрації CH₄ від тривалості обробки (рис. 3) носить слабо криволінійний характер, що підтверджується статистичною обробкою експериментальних даних. При цьому очевидно, що велика частина залежності близька до лінійної та на ній відбувається найбільш інтенсивна зміна концентрації.

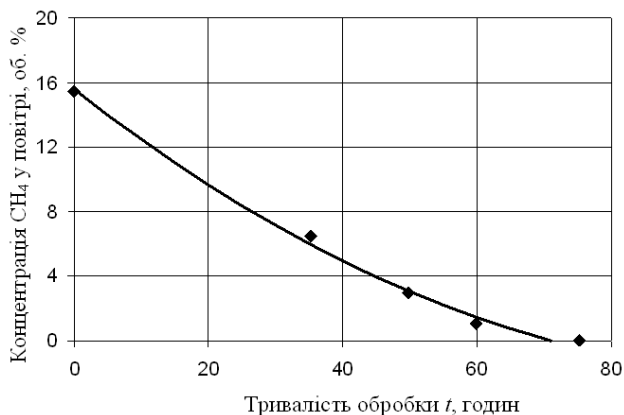


Рис. 3. Вплив тривалості обробки на концентрацію CH₄ у повітрі

Так, протягом перших 60 хвилин концентрація зменшилася з 15,5 до 1,0 %, а метан, що залишився, окиснювався протягом 15 хвилин. Після 1 години 15 хвилин обробки газової суміші, що містить метан специфічним мікробіоценозом, було досягнуто зниження концентрації метану з 15 об. % до 0. Максимальна питома швидкість окиснення метану досягла 260 мл/г·год.

За результатами експериментальних досліджень [24] отримано універсальну формулу макрокінетичної математичної моделі, яка адекватно описує процес деструкції метану мікроорганізмами, а саме:

$$V_p = a \rho^b e^{-c\rho}$$

де a, b, c – емпіричні коефіцієнти; V_p – залежність питомої швидкості окиснення від концентрації забруднення, мл/г · год.; ρ – концентрація забруднення, г/м³.

З даної формули макрокінетичної математичної моделі витікає, що існує лімітуюча гранична питома швидкість окиснення.

Лімітуючу граничну питому швидкість окиснення можна трактувати як швидкість окиснення, яку могли б забезпечувати мікроорганізми під дією тільки чинника живлення. Як показано на рис. 4, при збільшенні концентрації метану, який є харчовим ресурсом для бактерій, лімітуюча гранична швидкість окиснення безперервно зростає, але із збиваючою інтенсивністю.

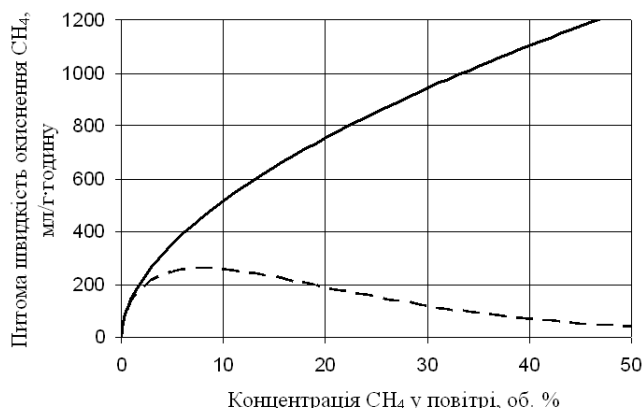


Рис. 4. Співвідношення між фактичною питомою швидкістю фактичного біосорбційного окиснення V_p (пунктирна лінія) і її лімітуючим граничним значенням V_l (суцільна лінія)

Шкідлива речовина, що видаляється, у даному процесі є не тільки харчовим ресурсом, але і середовищем незаселеним мікроорганізмами. Тому, коефіцієнт інгібування можна трактувати як кількісну оцінку впливу чинника незаселеного середовища. З даних рис. 5 витікає, що збільшення вмісту метану одночасно із збільшенням ресурсу живлення погіршує незаселене мікроорганізмами середовище. Цікаво відзначити, що при стовідсотковому вмісті метану, розрахунковий коефіцієнт інгібування практично дорівнює нулю.

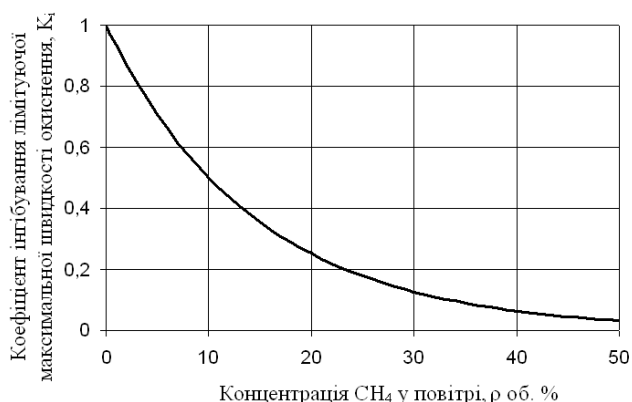


Рис. 5. Вплив концентрації CH₄ у повітрі на коефіцієнт інгібування K_i лімітуючої граничної швидкості окиснення

Таким чином, у даних процесах біохімічного очищення, взаємодія двох протиспрямованих чинників – ресурсу живлення та умов незаселеного простору реактора – призводить до появи максимуму на залежності питомої швидкості окиснення від концентрації

шкідливої речовини (рис. 4), що видаляється. Цей максимум відповідає оптимальному співвідношенню чинників живлення та незаселеного середовища для даного класу мікроорганізмів. При такому підході залежність питомої швидкості окиснення від концентрації шкідливої речовини, що видаляється, можна трактувати як своєрідну модель екології мікроорганізмів в умовах, коли харчовий ресурс робить істотний вплив на якість їх незаселеного середовища.

6. Обговорення результатів дослідження та математичне моделювання процесу біохімічного очищення викидів

Для визначення закономірностей процесів, що відбуваються у колекторі, як частини системи «колектор – біореактор», треба розглянути баланс мас забруднення:

$$G_{0t} = G_0 + \delta G_{0t} - \delta G_t, \tag{2}$$

де G_{0t} – маса забруднення у колекторі на мить часу t , г; G_0 – маса забруднення у колекторі на мить часу $t=0$, г; δG_{0t} – зміна маси забруднення у колекторі на мить часу t за рахунок його надходження, г; δG_t – зміна маси забруднення у колекторі на мить часу t за рахунок його передачі у біореактор, г.

Очевидно, що:

$$\rho_{0t} = \frac{G_{0t}}{K}, \tag{3}$$

$$\rho_0 = \frac{G_0}{K}, \tag{4}$$

де ρ_{0t} – концентрація шкідливої речовини у колекторі, що змінюється у часі, г/м³; ρ_0 – початкова концентрація шкідливої речовини у колекторі, г/м³; K – об'єм колектора, м³.

Тоді в інтегральній формі баланс мас (2) можна записати:

$$\rho_{0t} = \rho_0 + \frac{1}{K} \int_0^t g_{0t} dt - \frac{N}{K} \int_0^t \rho_{0t} dt, \tag{5}$$

де g_{0t} – інтенсивність надходження шкідливої речовини у колектор, що змінюється у часі, г/год; N – продуктивність біореактора за об'ємом газоповітряної суміші, м³/год.

Продиференціювавши рівняння (5) за часом, отримуємо диференційне рівняння:

$$\frac{d\rho_{0t}}{dt} = \frac{g_{0t}}{K} - \frac{N}{K} \rho_{0t}. \tag{6}$$

Вважаючи інтенсивність надходження забруднення на деякому часовому інтервалі постійною величиною:

$$g_{0t} = g_0 \tag{7}$$

та для початкових умов:

$$t = 0 \rightarrow \rho_{0t} = \rho_0. \tag{8}$$

отримуємо рішення рівняння (6):

$$\rho_{0t} = \frac{g_0}{N} + \left(\rho_0 - \frac{g_0}{N}\right) \cdot e^{-\frac{N}{K}t}. \tag{9}$$

Вираз (9) при підстановці перетворює у тотожність не тільки диференційне рівняння (6), але і вихідне інтегральне рівняння (5). Дробова частина показника ступеня у залежності (9) є часом, необхідним для переробки всього об'єму колектора при заданій продуктивності біореактора:

$$T_{II} = \frac{N}{K}. \tag{10}$$

Крім того, структура формули (9) дозволяє ввести поняття асимптотичної концентрації:

$$\rho_{0a} = \frac{g_0}{N}. \tag{11}$$

Під асимптотичною концентрацією розуміємо граничне значення, до якого з часом прагне концентрація забруднення у колекторі при постійній інтенсивності надходження шкідливої речовини у колектор g_0 та постійній продуктивності біореактора N .

Тоді остаточно залежність середньої концентрації забруднення у колекторі від часу запишеться як:

$$\rho_{0t} = \rho_{0a} + (\rho_0 - \rho_{0a}) \cdot e^{-\frac{t}{T_{II}}}. \tag{12}$$

Результати розрахунків за формулою (12), надані на рис. 6, свідчать про те, що концентрація шкідливої речовини у колекторі може наближатися до асимптотичного значення, зменшуючись при $\rho_0 > \rho_{0a}$ та збільшуючись при $\rho_0 < \rho_{0a}$ (штрихом зараз і надалі позначено ділянки зменшення концентрації). Концентрація не залежить від часу при $\rho_0 = \rho_{0a}$.

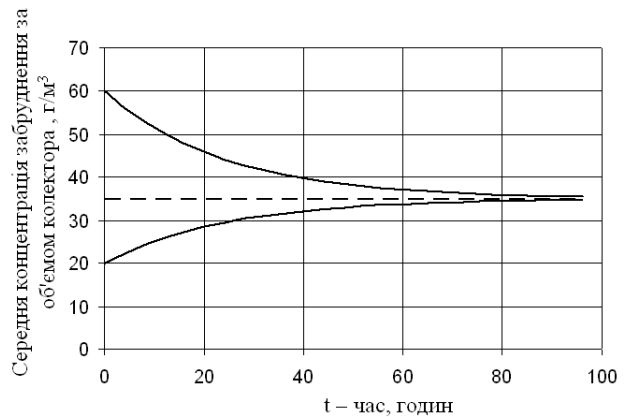


Рис. 6. Залежність середньої концентрації шкідливої речовини у колекторі від часу при постійній інтенсивності виділення забруднення: верхня крива – ρ'_{0t} , початкова концентрація $\rho'_0 = 60$ г/м³; нижня крива – ρ_{0t} , початкова концентрація $\rho_0 = 20$ г/м³; пунктирна лінія – асимптотична концентрація $\rho_{0a} = 35$ г/м³; час переробки об'єму колектора $T_{II} = 24$ годин

З наведеного аналізу виходить, що при зміні інтенсивності надходження забруднення виникатимуть

періоди збільшення та зменшення концентрації. При цьому кінцеве значення концентрації на ділянці її зменшення дорівнюватиме її початковому значенню для ділянки збільшення концентрації, та навпаки. У разі циклічної зміни інтенсивності надходження забруднення (наприклад, добового коливання), можуть сформуватися циклічні коливання концентрації.

Математично для кожного і-го циклу максимальні та мінімальні значення концентрації визначаються двома рекурентними співвідношеннями:

$$\rho_{0i} = \rho_{0a} + (\rho'_{0(i-1)} - \rho_{0a}) \cdot e^{-\frac{T}{T_n}}; \tag{13}$$

$$\rho'_{0i} = \rho'_{0a} + (\rho_{0i} - \rho'_{0a}) \cdot e^{-\frac{T}{T_n}}; \tag{14}$$

або

$$\rho'_{0i} = \rho'_{0a} + (\rho_{0(i-1)} - \rho'_{0a}) \cdot e^{-\frac{T}{T_n}}; \tag{15}$$

$$\rho_{0i} = \rho_{0a} + (\rho'_{0i} - \rho_{0a}) \cdot e^{-\frac{T}{T_n}}; \tag{16}$$

де T' та T – тривалості частин циклу із зменшенням та збільшенням концентрації відповідно, год.

Вирази (13), (14) описують цикл із збільшенням концентрації на його початку та зменшенням потім, а вирази (15), (16) – навпаки.

Очевидно, що незалежно від початкових концентрацій, процес приходить до деяких стійких максимальних ρ_{0y} та мінімальних ρ'_{0y} значень концентрацій забруднення у колекторі, тобто виникає стійкий цикл. Для такого циклу характерна рівність екстремальних значень концентрацій попереднього та подальшого циклів:

$$\rho_{0(i-1)} = \rho_{0i} = \rho_{0y}; \tag{17}$$

$$\rho'_{0(i-1)} = \rho'_{0i} = \rho'_{0y}. \tag{18}$$

Підставивши (13), (14) у (17) та (15), (16) у (18), із урахуванням того, що тривалість циклу дорівнює

$$T_{ц} = T + T', \tag{19}$$

одержуємо розрахункові формули для визначення екстремальних значень концентрації забруднення у колекторі при циклічній зміні інтенсивності надходження шкідливої речовини:

$$\rho_{0y} = \rho'_{0a} + (\rho_{0a} - \rho'_{0a}) \cdot \frac{1 - e^{-\frac{T}{T_n}}}{1 - e^{-\frac{T_{ц}}{T_n}}}; \tag{20}$$

$$\rho'_{0y} = \rho_{0a} + (\rho'_{0a} - \rho_{0a}) \cdot \frac{1 - e^{-\frac{T}{T_n}}}{1 - e^{-\frac{T_{ц}}{T_n}}}; \tag{21}$$

На рис. 7 наведено приклад стійкого циклу коливань концентрації, розрахованої за формулою (12) із початковими концентраціями, визначеними за співвідношеннями (20), (21).

В цілому, одержані вище залежності дозволяють розрахувати процеси у колекторі у взаємозв'язку з біореактором при різних закономірностях надходження забруднення у повітряне середовище. Простим варіантом є постійність інтенсивності надходження шкідливої речовини та продуктивності біореактора. В цьому випадку розрахунок концентрацію можна вважати асимптотичною, визначеною за формулою (11).

Складнішим є варіант із циклічною зміною інтенсивності надходження забруднення та постійною продуктивністю біореактора. Розрахунковими залежностями для цього випадку є формули (12) та (20), (21). При цьому, для прикладного опису коливального процесу цілком достатньо визначення екстремальних значень за співвідношеннями (20), (21).

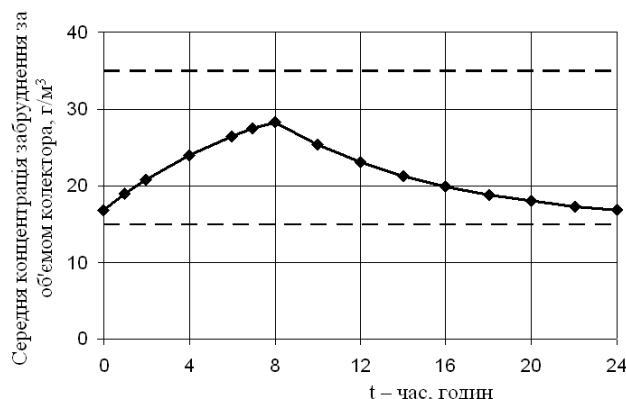


Рис. 7. Стійкий цикл зміни середньої концентрації шкідливої речовини у колекторі при різкому збільшенні інтенсивності виділення забруднення: крива – зміна концентрації забруднення у колекторі (ділянка збільшення концентрації – ρ_{0i} , ділянка зменшення концентрації – ρ'_{0i}); верхня пунктирна лінія – асимптотична концентрація $\rho_{0a}=35$ г/м³; нижня пунктирна лінія – асимптотична концентрація $\rho'_{0a}=15$ г/м³; час переробки об'єму колектора $T_n=8$ год

Найбільш складним є варіант із довільною зміною інтенсивності надходження шкідливої речовини у повітряне середовище колектора. Формула (12) у принципі дозволяє проводити розрахунки та в цьому випадку, розбиваючи часовий інтервал на скільки завгодно малі відрізки із постійною інтенсивністю надходження забруднення. Проте, використання найбільш складного варіанту під час інженерних розрахунків на тлі прийнятого допущення про усереднювання концентрації за об'ємом колектора, не може бути визнано ефективним та доцільним.

Процеси, які відбуваються у біореакторі включають переміщення газоповітряної суміші за об'ємом, який є частково заповнений завантаженням, зрошуваною водою, і, власне, процес біохімічної деструкції забруднення.

Час t плоско-паралельного рівномірного переміщення горизонтального шару газоповітряної суміші нескінченно малої товщини у просторі біореактора функціонально взаємозв'язаний із його вертикальною координатою у наступних співвідношеннях:

$$t = h \cdot t_{ц}; \tag{22}$$

$$h = \frac{y}{H}; \tag{23}$$

$$t_{\Pi} = \frac{R_{\Gamma}}{N}, \tag{24}$$

де h – відносна висота біореактора (змінна величина), м; H – висота біореактора (розмір), м; t_{Π} – тривалість процесу (час перебування газоповітряної суміші у біореакторі), год.; R_{Γ} – об’єм простору біореактора, який займає газоповітряна суміш, м³.

Повний об’єм простору біореактора дорівнює:

$$R = R_{\Gamma} + R_{\text{З}} + R_{\text{В}}, \tag{25}$$

де $R_{\text{З}}$ – об’єм простору біореактора, зайнятий завантаженням з лавсанових ниток, м³; $R_{\text{В}}$ – об’єм простору біореактора, зайнятий водою, яка утримується на нитках завантаження м³.

У співвідношенні (25) об’єм, який займає біомаса, не враховували.

Задамося коефіцієнтом, що відображає співвідношення загальної кількості біомаси та маси завантаження з лавсанових ниток, як:

$$K_{\text{М}} = \frac{m_{\text{Б}}}{m_{\text{З}}}, \tag{26}$$

де $m_{\text{Б}}$ – кількість біомаси, г; $m_{\text{З}}$ – маса завантаження з лавсанових ниток, г.

Тоді, якщо приймемо:

$$R_{\text{З}} = K_{\text{З}} \cdot R, \tag{27}$$

то коефіцієнт, що відображає співвідношення об’єму завантаження з лавсанових ниток і загального об’єму біореактора, дорівнює:

$$K_{\text{З}} = \frac{K_{\text{М}}}{K_{\text{М}} \cdot d_{\text{З}}}, \tag{28}$$

де μ_0 – початкова концентрація біомаси, г/м³; $d_{\text{З}}$ – густина матеріалу ниток завантаження, г/м³. Густина лавсану в розрахунках, прийнята 1400000 г/м³.

Представимо об’єм, який постійно займає вода, що утримується на завантаженні, у вигляді:

$$R_{\text{В}} = K_{\text{В}} \cdot R_{\text{З}}, \tag{29}$$

де $K_{\text{В}}$ – коефіцієнт, що відображає співвідношення об’ємів, які займає вода та завантаження.

Закономірності зміни коефіцієнта $K_{\text{В}}$, що визначаються такими фізичними явищами, як поверхневе натягнення та адгезія, за своєю складністю повинні бути предметом окремого дослідження. У цій моделі пропонується кількісно оцінювати його вплив за допомогою іншого параметра – співвідношення середньої товщини шару води, що покриває нитки завантаження, до діаметру цих ниток. З урахуванням цього отримаємо:

$$K_{\text{В}} = 4K_{\text{Т}}(1 + K_{\text{Т}}), \tag{30}$$

де $K_{\text{Т}}$ – коефіцієнт, який відображає співвідношення середньої товщини шару води, що утримується на нитках завантаження, до діаметру цих ниток.

Остаточно для розрахунку повного об’єму біореактора одержимо формулу:

$$R = \frac{R_{\Gamma}}{1 - K_{\text{З}} - K_{\text{З}} \cdot K_{\text{В}}}. \tag{31}$$

Об’єм кожного елементарного шару газу, у процесі його підйому від входу у біореактор до виходу з нього, залишається незмінним. Додаткове надходження забруднення у вказаний шар відсутнє. Разом з тим, у загальному випадку, кожному шару може відповідати своя початкова концентрація шкідливої речовини. Викладене дозволяє використовувати для опису процесу біохімічного очищення модель з індивідуальною для кожного шару газу початковою концентрацією:

$$t = m \cdot (\rho_{0t}^n - \rho_t^n) \cdot e^{\frac{p(\rho_{0t}^{n+1} - \rho_t^{n+1})}{(\rho_{0t}^n - \rho_t^n)}}; \tag{32}$$

$$m = \frac{1}{\mu_0 a (1-b)}; n = 1-b; p = c \frac{1-b}{2-b}, \tag{33}$$

де t – час протікання процесу біоочищення від моменту входу шару газу у біореактор до виходу з нього або по досягненні нульової концентрації забруднення (індивідуальний час кожного шару газу), год.; ρ_{0t} – початкова концентрація забруднення для певного шару газоповітряної суміші на момент входу його у біореактор, яка дорівнює середній концентрації шкідливої речовини у колекторі на момент поточного часу, г/м³; ρ_t – концентрація забруднення для шару газу із координатою h , відповідної тривалості перебування t цього шару у біореакторі, г/м³; a, b, c – емпіричні коефіцієнти.

Модель (32) отримана інтегруванням (1) [24].

Зміна, у порівнянні з експериментом, розмірів концентрацій забруднень та біомаси вимагає перерахунку емпіричних коефіцієнтів, одержаних статистичною обробкою експериментальних даних:

$$a = 10^{2(b-3)} \cdot d_{\Gamma}^{1-b} \cdot a^*; \tag{34}$$

$$c = 10^2 \cdot d_{\Gamma}^{-1} \cdot c^*, \tag{35}$$

де a^*, c^* – емпіричні коефіцієнти, одержані статистичною обробкою експериментальних даних; d_{Γ} – густина газоподібної шкідливої речовини, г/м³.

Коефіцієнт b залишається незмінним. Приймавши для метану $d_{\Gamma} = 715$ г/м³, визначені коефіцієнти набули наступні значення: $a = 0,03543$; $b = 0,5485$; $c = 0,009661$. Цього ж значення можна набути безпосередньо статистичною обробкою експериментальних даних, наданих у нових розмірностях.

На рис. 8 надано результати розрахунку миттєвого розподілу середньої за горизонтальним перетином концентрації метану за висотою біореактора. Наведені дані свідчать про те, що зміна концентрації забруднення по мірі проходження газоповітряної суміші біореактором подібна до зменшення концентрації шкідливої речовини по товщині звичайного фільтру. При цьому можливо досягнення нульової концентрації, тобто, повного очищення до виходу газоповітряної суміші з біореактора – пунктирна лінія на рис. 8.

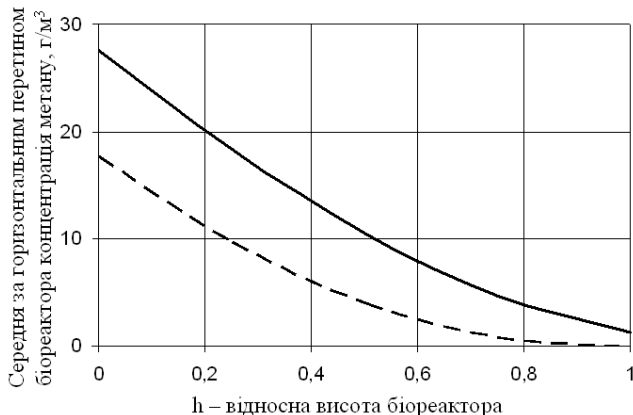


Рис. 8. Миттєвий розподіл середньої по горизонтальному перетину концентрації метану по висоті біореактора: суцільна лінія – момент часу $t=8,4$ год. на рис. 7; пунктирна лінія – момент часу $t=0,4$ год. на рис. 7; початкова концентрація біомаси $\mu_0 = 600$ г/м³

Очевидно, що концентрація забруднення на виході з біореактора дорівнює:

$$\rho_{it} = \rho_1 \tag{36}$$

при $t=t_{\pi}$. Вона змінюватиметься у залежності від початкових умов при заданих розмірах та продуктивності біореактора.

При стійких циклічних змінах концентрації на вході у біореактор виникне стійкий цикл зміни концентрації забруднення на виході з нього. Приклад розрахунку такого циклу за даними рис. 7 надано на рис. 9. Якісно результати розрахунку свідчать про трансформацію досить повільних коливань концентрації метану на вході у біореактор (рис. 7) до різкіших змін його концентрації наприкінці процесу біоочищення. Кількісно цикл коливань редукується до значно менших, аж до нульових на початку та наприкінці процесу, значень концентрацій забруднення.

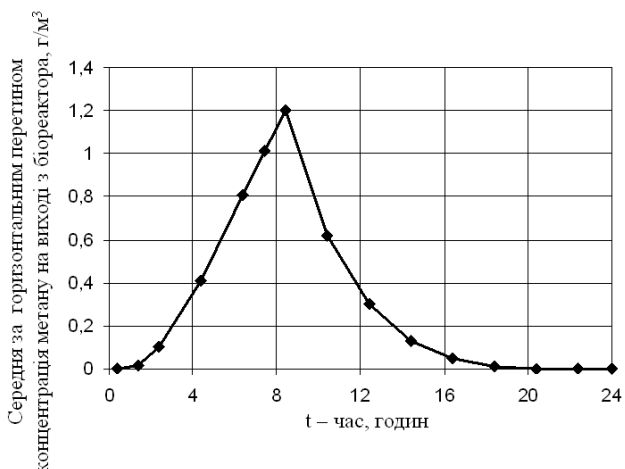


Рис. 9. Стійкий цикл зміни середньої по горизонтальному перетину концентрації метану на виході з біореактора при різкому збільшенні інтенсивності виділення забруднення: ділянка збільшення концентрації – ρ_{1t} ; ділянка зменшення концентрації – ρ'_{1t} ; початкова концентрація біомаси – $\mu=600$ г/м³; тривалість процесу – $t_{\pi}=0,4$ годин; точки відповідають точкам на рис. 7

Для наведеного опису коливального циклу концентрації забруднення на виході з біореактора цілком досить визначення максимального ρ_1 та мінімального ρ'_1 значень. Ці величини знаходяться із співвідношення (32) при $t=t_{\pi}$ для початкових концентрацій, що дорівнюють відповідно ρ_{0y} та ρ'_{0y} , розрахованих за формулами (20), (21). При допущенні про постійну інтенсивність надходження забруднення (відсутності коливань), концентрація шкідливої речовини після завершення процесу біоочищення ρ_1 , визначається із співвідношення (32) при $t=t_{\pi}$ для початкової концентрації, яка дорівнює асимптотичній ρ_{0a} , розрахованої за формулою (11).

7. Висновки

Вищенаведені дослідження дозволяють сформулювати наступне:

- експериментальна залежність питомої швидкості окиснення метану від його концентрації має максимум та змінюється у межах 60–200 мл/г(біомаси) на годину. Отримано адекватну математичну модель кінетики процесу деструкції забруднення. Характер залежності та її якісні й кількісні параметри обґрунтовують технологічну можливість біохімічної очистки метану у колекторах;
- розроблено математичну модель системи «колектор-біореактор». Знайдені аналітичні залежності дозволяють розраховувати у взаємозв'язку зміни усередненої концентрації метану у колекторі та біореакторі при постійній або циклічній інтенсивності надходження забруднення. Надані теоретичні та експериментальні результати закладають наукові засади розрахунку та проектування процесу біохімічної очистки у мережах водовідведення.

Література

1. Мякенький, В. И. Микробиологическое окисление метана угольных шахт [Текст] / В. И. Мякенький, И. К. Курдиш. – К.: Наук. думка, 1991. – 148 с.
2. Peinado, P. A. A new immobilization method and their application [Text] / P. A. Peinado, J. J. Moreno, J. M. Villaba, J. A. Gonzales-Reyes, J. M. Ortega, J. C. Mauricio // Enzyme and Microbial Technology. – 2006. – Vol. 40, Issue 1. – P. 79–84. doi: 10.1016/j.enzmictec.2005.10.040
3. Abbasi, T. Sources of Pollution in Rooftop Rainwater Harvesting Systems and Their Control [Text] / T. Abbasi, S. A. Abbasi // Critical Reviews in Environmental Science and Technology. – 2011. – Vol. 41, Issue 23. – P. 2097–2167. doi: 10.1080/10643389.2010.497438
4. Yang, J. Impact of Na+ on Biological Wastewater Treatment and the Potential of Anaerobic Membrane Bioreactors: A Review [Text] / J. Yang, H. Spanjers, D. Jeison, J. B. Van Lier // Critical Reviews in Environmental Science and Technology. – 2013. – Vol. 43, Issue 24. – P. 2722–2746. doi: 10.1080/10643389.2012.694335
5. Papirio, S. Acid Mine Drainage Treatment in Fluidized-Bed Bioreactors by Sulfate-Reducing Bacteria: A Critical Review [Text] / S. Papirio, D. K. Villa-Gomez, G. Esposito, F. Pirozzi, P.N. L. Lens // Critical Reviews in Environmental Science and Technology. – 2012. – Vol. 43, Issue 23. – P. 2545–2580. doi: 10.1080/10643389.2012.694328

6. Oturan, M. A. Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review [Text] / M. A. Oturan, J.-J. Aaron // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. – 2014. – Vol. 44, Issue 23. – P. 2577–2641. doi: 10.1080/10643389.2013.829765
7. Kennes, C. Bioprocesses for air pollution control [Text] / C. Kennes, E. R. Rene, M. C. Veiga // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2009. – Vol. 84, Issue 10. – P. 1419–1436. doi: 10.1002/jctb.2216
8. Шестопапов, О. В. Аналіз існуючих процесів та апаратів біологічної очистки газових викидів [Текст] / О. В. Шестопапов, І. В. Пітак // *Технологический аудит и резервы производства*. – 2014. – № 3.5. – С. 49–52.
9. Seedorf, J. Biological exhaust air treatment systems as a potential microbial risk for farm animals assessed with a computer simulation [Text] / J. Seedorf // *Journal of the Science of Food and Agriculture*. – 2013. – Vol. 93, Issue 12. – P. 3129–3132. doi: 10.1002/jsfa.6106
10. Iranpour, R. Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal [Text] / R. Iranpour, H. H. J. Cox, M. A. Deshusses, E. D. Schroeder // *Environmental Progress & Sustainable Energy*. – 2005. – Vol. 24, Issue 3. – P. 254–267. doi: 10.1002/ep.10077
11. Mohammad, B. T. Mesophilic and thermophilic biotreatment of BTEX-polluted air in reactors [Text] / B. T. Mohammad, M. C. Veiga, C. Kennes // *Biotechnology and Bioengineering*. – 2007. – Vol. 97, Issue 6. – P. 1423–1438. doi: 10.1002/bit.21350
12. Rojo, N. Carbon disulfide biofiltration: Influence of the accumulation of biodegradation products on biomass development [Text] / N. Rojo, R. Muñoz, G. Gallastegui, A. Barona, L. Gurtubay, F. X. Prenafeta-Boldú, A. Elias // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 764–771. doi: 10.1002/jctb.3743
13. Malhautier, L. Treatment of complex gaseous emissions emitted by a rendering facility using a semi-industrial biofilter [Text] / L. Malhautier, S. Cariou, P. Legrand, E. Touraud, P. Geiger, J. L. Fanlo // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2014. doi: 10.1002/jctb.4593
14. Engesser, K.-H. Microbiological Aspects of Biological Waste Gas Purification [Text] / K.-H. Engesser, T. Plaggemeier // *Biotechnology: Environmental Processes III*. – 2008. – Vol. 11c. – P. 275–302.
15. Banerle, V. Biologische abluftreinigung mit hilfe eines menartigen permatationsreuctoru [Text] / V. Banerle, H. Fisher, D. Baroltki // *Stand-Reinhaltung der luft*. – 1986. – Vol. 46, Issue 5. – P. 233–235.
16. Don T. A. Biofiltratie – ein milieu lijhe effectieve en relatief geedjje mamier van luchtreinigung [Text] / T. A. Don // *Innovative*. – 1983. – Vol. 13, Issue 53. – P. 4–5.
17. Gabrieland, D. Technical and economical analysis of the conversion of a ful-scale scrubber to a biotrickling filter for odour control [Text] / D. Gabrieland, M. A. Deshusses // *Water Science and Technology*. Portland: IWAPublishing. – 2004. – Vol. 4. – P. 309–318.
18. Londong, J. Strategies for optimized nitrate reduction with primary denitrification [Text] / J. Londong // *Water Science and Technology*. Portland: IWAPublishing. – 1992. – Vol. 5-6. – P. 1087–1096.
19. Sotomayor, O. A. Z. A simulation benchmark to evaluate the performance of advanced control techniques in biological wastewater treatment plant [Text] / O. A. Z. Sotomayor, S. W. Park, C. Garc // *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. – 2001. – Vol. 18, Issue 1. doi: 10.1590/s0104-66322001000100008
20. Wentzel, M. C. Processes and modeling of nitrification-denitrification biological excess phosphorus removal systems – a review [Text] / M. C. Wentzel, G. A. Ekama, G. V. R. Marais // *Water Science and Technology*. Portland: IWAPublishing. – 1992. – Vol. 6. – P. 59–82.
21. Jan, R. Bath experiment on H2S degradation by bacteria immobilised on activated carbons [Text] / R. Jan, V. L. Ng, X. G. Chen, A. L. Geng, W. D. Gouhd, H. Q. Duan, D. T. Ling, L. C. Koe // *Water Science and Technology*. – Portland: IWAPublishing. – 2004. – Vol. 4. – P. 299–308.
22. Barbosa, V. L. Hydrogen sulphide removal by activated sludge diffusion [Text] / V. L. Barbosa, D. Dufol, J. L. Callan, R. Sneath, R. M. Stuetz // *Water Science and Technology*. Portland: IWAPublishing. – 2004. – Vol. 4. – P. 199–205.
23. Кричковська, Л. В. Процеси та апарати біологічної очистки та дезодорації газоповітряних викидів [Текст]: монографія / Л. В. Кричковська, О. В. Шестопапов, Г. Ю. Бахарєва, К. В. Слісь. – Харків: НТУ «ХПІ», 2013. – 200 с.
24. Кричковська, Л. В. Проектні рішення у розробці апаратів біологічної очистки газоподібних викидів [Текст]: монографія / Л. В. Кричковська, Л. А. Васьковець, І. В. Гуренко та ін.; за ред. Л. В. Кричковської. – Харків: НТУ «ХПІ», 2014. – 208 с.
25. Бахарєва Г. Ю. Розробка макрокінетичної моделі процесу біологічної очистки газоповітряних сумішей [Текст] / Г. Ю. Бахарєва, О. В. Шестопапов, Є. О. Семенов, Н. О. Букатенко // *ScienceRise*. – 2015. – Т. 2, № 2 (7) – С. 12–15. doi: 10.15587/2313-8416.2015.37057
26. Кузнецов, С. И. Методы изучения водных микроорганизмов [Текст] / С. И. Кузнецов, Г. А. Дубинина – М.: Наука, 1989. – 286 с.