

УДК 504.06+577.1
DOI: 10.15587/1729-4061.2016.59508

РОЗРОБКА МАТЕМАТИЧНОЇ МОДЕЛІ ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ ГАЗОПОДІБНИХ ВИКИДІВ ВІД ФОРМАЛЬДЕГІДУ

У результаті лабораторних експериментальних досліджень очищення газоподібних викидів у біореакторі в аеробних та анаеробних умовах показана можливість очищення забруднених формальдегідом газоподібних викидів. У результаті одержаних емпіричних залежностей та теоретичних уявлень про процес біохімічного очищення розроблена математична модель детоксикації формальдегіду у газоподібних викидах, 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, формальдегід, концентрація, шкідлива речовина, біореактор

В результате лабораторных экспериментальных исследований очистки газообразных выбросов в аэробных и анаэробных условиях показана возможность очистки загрязненных формальдегидом газообразных выбросов. В результате полученных эмпирических зависимостей и теоретических представлений о процессе биохимической очистки разработана математическая модель детоксикации формальдегида в газообразных выбросах, учитывающая колебания концентраций загрязняющего вещества и воздействие окружающей среды в нестационарных условиях. Получены зависимости, позволяющие адекватно описать процесс очистки и рассчитать параметры биореактора

Ключевые слова: математическая модель, биологическая очистка выбросов, формальдегид, концентрация, вредное вещество, биореактор

Г. Ю. Бахарєва
Кандидат технічних наук, доцент*
E-mail: baharevaann@gmail.com

О. В. Шестопаєв
Кандидат технічних наук, доцент**
E-mail: pheonix_alex@mail.ru

О. М. Філенко
Кандидат технічних наук, доцент**
**Кафедра хімічної техніки та промислової екології
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

1. Вступ

Значне місце у формуванні токсикологічної небезпеки в мегаполісах багатьох країн світу займає формальдегід. Перевищення гранично-дозволеної концентрації (ГДК) саме за формальдегідом в містах України є найвищим в порівнянні з іншими забруднювачами повітря і складає 2–10 ГДК.

Великі обсяги газоподібних викидів, забруднених формальдегідом, утворюються в процесах отримання і переробки фенолформальдегідних і сечовиноформальдегідних смол. Іншими джерелами формальдегіду є підприємства хімічної, харчової і переробної промисловості, виробництва будівельних матеріалів (меблів, толю, руберойду, лінолеуму), тваринницькі ферми, каналізаційні мережі, автотранспорт.

Фізико-хімічні методи очищення викидів від формальдегіду, які використовуються на багатьох сучасних підприємствах, не вирішують задачу їх екологічного знешкодження, тому що не перетворюють ці з'єднання в екологічно безпечні речовини, а переводять з газоподібного середовища в рідке (при абсорбції) або в тверду фазу (при адсорбції), що вимагає додаткової регенерації і утилізації відпрацьованих розчинів та адсорбенту.

Сьогодні як перспективний і відносно недорогий метод очищення газоподібних викидів від органічних сполук вважається їх біологічна деструкція мікроорганізмами до простих нетоксичних речовин. На жаль, біологічні методи детоксикації формальдегіду і інших органічних забруднювачів повітря в нашій країні ще не застосовуються із-за слабкої вивченої біологічних процесів і відсутності методології розрахунку і проек-

тування очисного устаткування. Саме тому, проведення експериментальних досліджень методів біологічної деструкції формальдегіду і розробка математичної моделі процесу, що дозволяє розраховувати очисне устаткування, є актуальним науковим завданням.

2. Аналіз літературних даних та постановка проблеми

Біологічні методи очищення повітря, які зараз ефективно розвиваються та вважаються перспективнішими за традиційні методи, базуються на здатності мікроорганізмів перетворювати у аеробних умовах широке коло речовин та сполук до кінцевих продуктів, CO_2 та H_2O [1]. Однією з переваг біодеструкції є проведення процесу без витрат реагентів, утворення побічних відходів та відсутність потреби у підвищенні температури та тиску. Широко відома здатність мікроорганізмів до метаболізму аліфатичних, ароматичних, гетероциклічних, ациклічних та різних сполук вуглецю [2].

Окрім органічних сполук, мікроорганізми також здатні утилізувати аміак, окиснюють сірчистий газ, сірководень, метилмеркаптан [3], дисульфід вуглецю CS_2 [4], диметилсульфід [5], а також органічні сполуки, що містять хлор, наприклад, дихлорметан [6].

У даний час в світі для очищення повітря біологічними методами широкого використання набули біофільтри за природним (торф'яні, ґрунтові, компостні) та інертним завантаженням, біоскубери та біореактори із шаром, що омивається [7]. Усі зазначені апарати працюють за схожим принципом: газоподібні забруднюючі речовини, що підлягають очищенню з повітря, проходячи крізь шар біокаталізатора, нанесеного на насадку у вигляді біоплівки або диспергованого у воді, та затримуються водним середовищем (плівковою вологою, змоченою насадкою, аерозолем). Потім відбувається регенерація – з рідини забруднюючі речовини поглинаються мікроорганізмами та піддаються мікробіологічній деструкції завдяки біохімічним реакціям внутрішньоклітинного метаболізму. Мікроорганізми використовують енергію хімічних зв'язків забруднювачів для задоволення своїх енергетичних потреб та росту біомаси [8].

Відомі закордонні джерела інформації, які доводять високу ефективність біотехнологічних методів очищення газів. У [9] доповідається, що у мембранних біореакторах можливо здійснювати очищення від стійких органічних сполук на рівні $200 \text{ г/м}^3\text{-год}$. Біофільтрація дозволяє зменшити викиди етанолу та здійснювати очищення на рівні $587 \text{ г}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ [10]. Біологічні методи очищення, як зазначено у [11], використовують для знешкодження викидів деревопереробних підприємств з ефективністю до 90 %. Високу ефективність від органічних сполук змінного складу та концентрації довела біофільтрація, яку використовують для очищення викидів на меблевих підприємствах [12]. Використання біофільтрів довело високу ефективність для очищення викидів від стирулу [13].

Щодо детоксикації формальдегіду існують дані ефективності біологічних методів його біодеструкції в умовах нітрифікації-денітрифікації [14]. У [15] відзначається, що цей метод придатний для детоксикації достатньо високих концентрацій формальдегіду, проте, утворення продуктів реакції та зростання концентрації супутнього метанолу гальмує процес детоксикації

та призводить до зростання лаг-фази і потребує адаптації денітрифікуючого біоценозу.

Аналіз літературних джерел інформації свідчить, що наразі методи біологічної детоксикації органічних забруднювачів повітря хоча і активно розвиваються, проте ще не достатньо досліджені. Так, наприклад, не має інформації щодо найкращих умов детоксикації формальдегіду та проведення процесу, відсутні дані кінетики деструкції в аеробних та анаеробних умовах. Тому представляється доцільним порівняти ефективність аеробного методу біотехнологічного очищення середовища від формальдегіду із ефективністю видалення цього забруднювача в анаеробному мікробіологічному процесі – дисиміляційній денітрифікації, в якій кінцевим акцептором протонів, що знімаються з формальдегіду, є нітрат.

Крім того, біохімічний процес у заповнюваній ємності завжди нестаціонарний [16], оскільки включає комбінацію з можливих зовнішніх дій [17]:

- збільшення 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'ємі простору, у якому відбувається біохімічна реакція.

Визначення основних закономірностей нестаціонарного процесу вимагає уточнення кінетичних характеристик процесу біологічного окиснення формальдегіду в аеробних умовах та його деструкції у анаеробних.

У зв'язку з тим, що існуючі математичні моделі стаціонарного процесу описують процес біохімічної деструкції у чистому вигляді, без зовнішніх впливів та потребують доповнень при розгляді конкретного процесу біохімічної очистки, необхідні подальші дослідження та розробка математичної моделі, яку можливо використовувати для проектування газочисного обладнання.

3. Мета та задачі дослідження

Мета роботи полягає у розробці математичної моделі процесу біологічної очистки газоподібних викидів, що містять добре розчинні у воді речовини на прикладі формальдегіду, у нестаціонарних умовах.

Для досягнення встановленої мети треба вирішити наступні задачі:

- визначити в лабораторних умовах кінетичні показники біологічної детоксикації газоподібних викидів, що містять формальдегід;

- розробити математичну модель біологічної детоксикації формальдегіду із урахуванням нестаціонарних процесів, що відбуваються у реальних умовах.

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

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

Проведені в лабораторних умовах експериментальні дослідження моделювали окиснення формальдегіду

на етапі регенерації промивної води після абсорбції забрудненого повітря у біоскрубері, який складається з двох апаратів – абсорбера для поглинання формальдегіду з газової суміші та аеротенка для регенерації відпрацьованого абсорбенту.

В лабораторній установці (рис. 1) об'ємом 2 дм³ в аеробних та анаеробних умовах визначали показники біохімічної деградації формальдегіду.

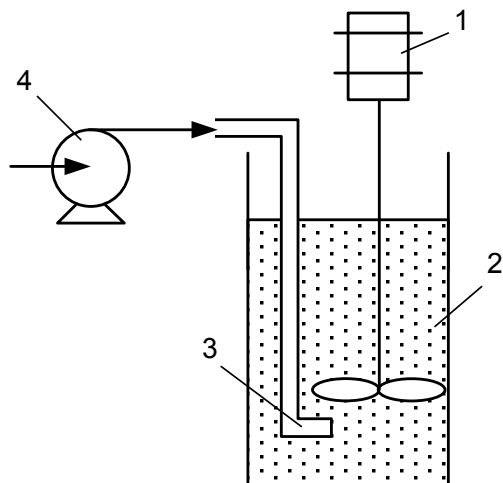


Рис. 1. Принципова схема лабораторної установки для біотехнологічного очищення води від формальдегіду в аеробних та анаеробних умовах: 1 – механічна мішалка; 2 – рідина активного мулу; 3 – диспергатор; 4 – компресор

Експерименти з біологічного очищення водного середовища від формальдегіду проводили із вільноплаваючою мікрофлорою (активним мулом). При дослідженні аеробного окиснення формальдегіду в установку через диспергуючий пристрій подавали повітря. Умови дисиміляційної денітрифікації – анаеробного окиснення формальдегіду – забезпечували за рахунок зниження концентрації кисню. Для цього при анаеробному очищенні води від формальдегіду використовували механічне перемішування суміші, мула, що запобігало утворенню газоподібних продуктів, які б заважали процесу біохімічного окиснення.

Цілий ряд видів мікроорганізмів здатний окиснювати органічні сполуки, не використовуючи кисень у якості кінцевого акцептору протонів, у процесах так званого «анаеробного дихання». Найпоширенішим процесом «анаеробного дихання» є денітрифікація.

До денітрифікації спроможні до 75 % видів мікроорганізмів, що здійснюють дихальний метаболізм органічних субстратів. Для проведення досліджень активний мул протягом одного місяця адаптували до формальдегіду у водному середовищі, починаючи з концентрації 20 мг/дм³ та поступово доводячи її до 200 мг/дм³. У водне середовище (водопровідну воду) вводили біогенні елементи – азот та фосфор ((NH₄)₂SO₄ і KH₂PO₄ – по 200 мг/дм³). Концентрація біомаси при дослідженні кінетичних характеристик аеробного окиснення складала 2,3 г/дм³.

Формування денітрифікуючого мікробіоценозу виконали шляхом автоселекції з активного мулу в середовищі, що містить формальдегід та біогенні елементи у складі солей середовища Ворошилової та Діанової, рекомендованого для інтенсифікації мікробіологічної деструкції формальдегіду. Додатково у середовище вводили NaNO₃ для створення співвідношень ХПК: N–NO₃ рівного 6:1. Концентрація біомаси при анаеробному окисненні складала 2,2 г/дм³. Мікробіологічні характеристики мікробіоценозу мула, сформованого шляхом автоселекції, надано у табл. 1.

Таблиця 1

Концентрація мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп у мікробіоценозі, селекціонованому для окиснення формальдегіду

Еколого-трофічна група	Концентрація, кл/г сухої речовини
Сапрофіти	10 ⁹
Метилотрофні бактерії	10 ¹⁰
Нітрифікуючі бактерії першої фази нітрифікації	10 ³

Концентрація формальдегіду у водному середовищі дорівнювала 1 г/дм³ та відповідала 50 г/дм³ формальдегіду у газоповітряному середовищі.

4. 2. Припущення моделі нестационарного процесу біохімічної очистки викидів від формальдегіду

Біоокиснення забруднення у ємності в загальному випадку проходить через наступні стадії: початковий стан, нестационарний та стаціонарний процеси. У початковому стані забруднення не надходить і ємність частково заповнена водою із певною кількістю біомаси. Нестационарний процес характеризується заповненням ємності водним розчином шкідливої речовини. При стаціонарному процесі ємність заповнена і забруднення в неї не надходить.

Для забезпечення технологічної безперервності, установка біохімічного очищення від забруднення, розчиненого у воді, що надходить з одного джерела, повинна складатися з двох ємностей, в яких по черзі відбувається процес біодеградації шкідливої речовини. При цьому сумарний час, що включає тривалість стаціонарного процесу біодеструктування до заданого ступеня очищення і час, необхідний для видалення регенованої води і технічного обслуговування однієї ємності, не може бути більше тривалості нестационарного процесу заповнення ємності.

Основним вхідним параметром установки біохімічної регенерації води, як об'єкту проектування, є інтенсивність надходження об'єму водного розчину шкідливої речовини і інтенсивність надходження маси забруднення у заповнювану ємність. Для ємності основним параметром прийнята середня за об'ємом концентрація забруднення. Основні вихідні параметри – загальна тривалість процесу біоочищення і досягнута в результаті середня за об'ємом концентрація шкідливої речовини у ємності.

5. Результати досліджень кінетичних характеристик біохімічного окиснення формальдегіду

Результати експериментального дослідження аеробного мікробіологічного окиснення формальдегіду наведено на рис. 2, 3. Дані експерименту свідчать про те, що концентрація формальдегіду протягом восьми годин знижувалася за практично лінійним законом з 1000 до приблизно 250 мг/дм³ (рис. 3).

Через зміни концентрації, близьких до лінійних, питома швидкість аеробного окиснення формальдегіду слабо змінювалася у досліджуваному діапазоні концентрацій (рис. 2). Разом з тим, результати статистичної обробки вказують на наявність залежності із максимумом. Середня питома швидкість аеробного окиснення формальдегіду складала в експериментальних дослідженнях 40 мг/г за годину.

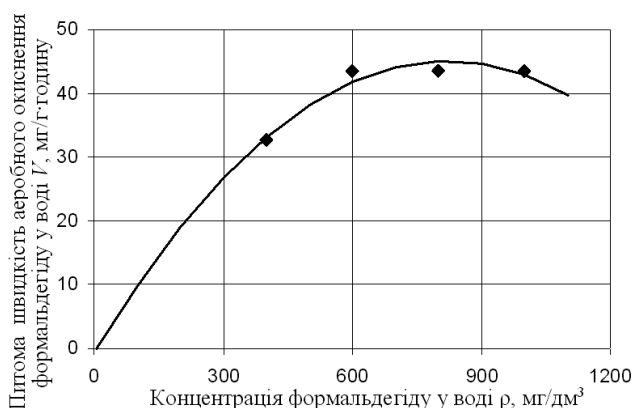


Рис. 2. Вплив концентрації формальдегіду у воді на швидкість аеробного біосорбційного окиснення ($V = -0.00006794\rho^2 + 0.1114\rho - 0.5435$, коефіцієнт детермінації $R^2 = 0.9333$, відношення розрахункового F-критерія до табличного 1.51)

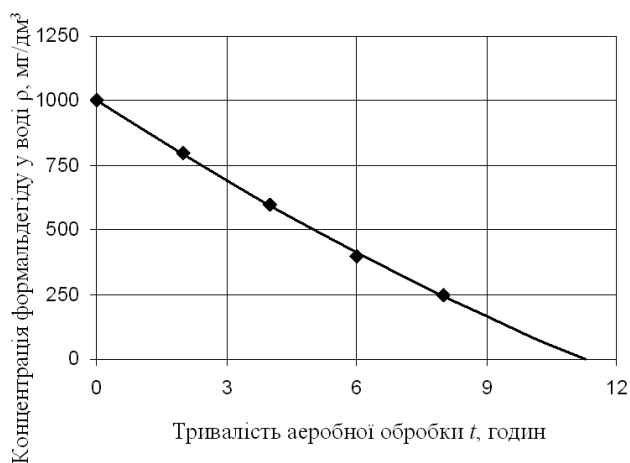


Рис. 3. Вплив тривалості обробки на концентрацію формальдегіду у воді ($\rho = 1.7857t^2 - 109.29t + 1004.3$, коефіцієнт детермінації $R^2 = 0.9992$, відношення розрахункового F-критерія до табличного 195.5)

Результати експериментального дослідження анаеробного мікробіологічного окиснення формальдегіду наведено на рис. 4 та 5.

Мінімальна питома швидкість анаеробного окиснення формальдегіду спостерігалася при малих концентраціях та складала 50 мг/г на годину. Із збільшенням концентрації питома швидкість окиснення зростала до максимальних значень, що перевищують 270 мг/г на годину (рис. 4). Значна зміна питомої швидкості анаеробного окиснення формальдегіду свідчить про наявність залежності вигляду «питома швидкість – концентрація» у даному процесі. Використання статистичних оцінок у даному випадку некоректно через рівність кількості експериментальних крапок числу коефіцієнтів у рівнянні регресії. Проте, одержана на основі рівняння регресії розрахункова крива (рис. 4) має максимум у діапазоні експериментальних даних.

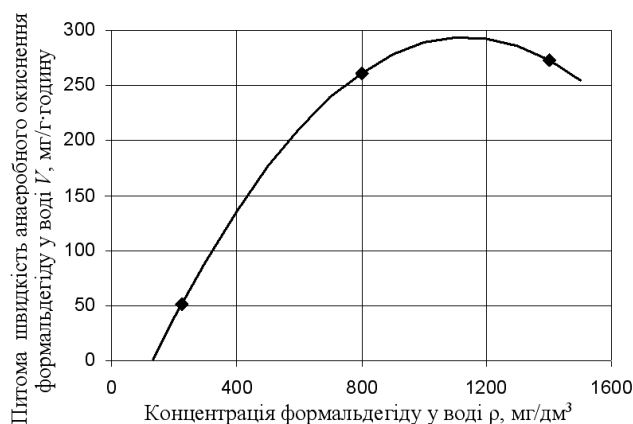


Рис. 4. Вплив концентрації формальдегіду у воді на швидкість анаеробного біосорбційного окиснення ($V = -0.0002950\rho^2 + 0.6680\rho - 84.234$, коефіцієнт детермінації $R^2 = 0.99999$, відношення розрахункового F-критерія до табличного > 1000)

Одержані дані (рис. 5) свідчать про те, що протягом чотирьох годин відбулося повне окиснення початкової концентрації формальдегіду, яка дорівнювала 1400 мг/дм³. При цьому досліджувана залежність характеризується істотною нелінійністю наприкінці процесу, що підтверджується порівнянням даних статистичної обробки.

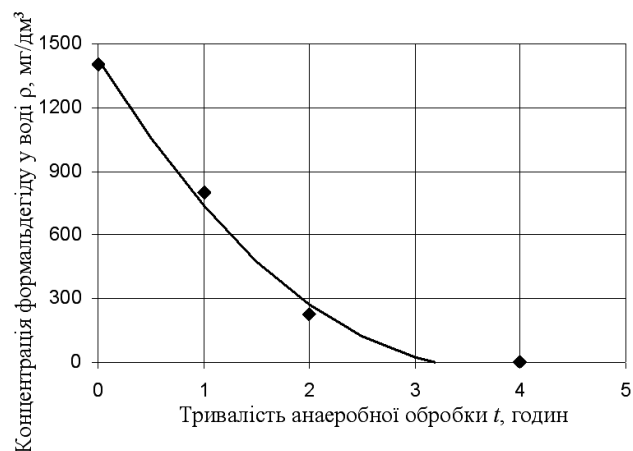


Рис. 5. Вплив тривалості обробки на концентрацію формальдегіду у воді ($\rho = 109.09t^2 - 794.09t + 1423.2$, коефіцієнт детермінації $R^2 = 0.9944$, відношення розрахункового F-критерія до табличного 19.1)

Порівняння отриманих результатів для двох біохімічних процесів дозволяє зробити висновок про значно більшу ефективність анаеробного окиснення формальдегіду у порівнянні з аеробним. Максимальна питома швидкість мікробіологічного анаеробного окиснення формальдегіду більш ніж у шість разів перевищує значення цього параметру в аеробному процесі.

В цілому, проведений комплекс експериментів дозволяє зробити деякі узагальнення про характер зміни параметрів в процесі біотехнологічного очищення.

За результатами попередніх експериментальних досліджень [18] отримано універсальну формулу макрокінетичної математичної моделі, яка адекватно описує процес деструкції мікроорганізмами:

$$V_p = a \cdot \rho^b \cdot e^{-c\rho}, \tag{1}$$

де a, b, c – емпіричні коефіцієнти; V_p – залежність питомої швидкості окиснення від концентрації забруднення, $\text{мл/г} \cdot \text{год.}$; ρ – концентрація забруднення, г/м^3 .

Залежність вигляду «концентрація – тривалість обробки» на значній частині діапазону може бути описана прямою лінією. В області малих концентрацій, більшою чи меншою мірою, з'являється викривлення, надаючи кривій вигляду гіперболи і, тим самим, збільшуючи тривалість обробки, необхідну для повного видалення забруднення. При цьому простота зовнішнього вигляду залежності не є підтвердженням простоти її дійсної структури. Поліном другого ступеня і, тим більше, лінійна залежність, не можуть моделювати складний внутрішній зміст процесів біохімічного очищення і тому не придатні для їх опису.

Статистична значущість опису кривих вигляду «питома швидкість – концентрація» поліномом другого ступеня доводить тільки наявність функціональної залежності із максимумом. Рівняння регресії у вигляді полінома другого ступеня у загальному випадку не відповідає очевидній умові проходження кривої через початок координат. При нульовій концентрації питома швидкість окиснення дорівнює нулю, оскільки окиснювана речовина відсутня. Структура емпіричної залежності «питома швидкість – концентрація» повинна не тільки адекватно описувати експериментальні дані, але і у компактній формі на макрорівні відображати зміст кінетики біохімічного процесу.

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

Розглянемо закономірності нестационарного процесу в умовах заповнення ємності. Для цього представимо дискретну зміну балансу мас забруднення у ємності за кінцевий проміжок часу δt_i та зміні концентрації при цьому рівній $\delta \rho_i$. Тоді, визначивши подальші значення часу t_{i+1} , концентрації ρ_{i+1} та об'єму заповнення ємності R_{i+1} за їх попередніх значень як:

$$t_{i+1} = t_i + \delta t_i, \tag{2}$$

$$\rho_{i+1} = \rho_i + \delta \rho_i, \tag{3}$$

$$R_{i+1} = R_i + r \cdot \delta t_i, \tag{4}$$

баланс мас можна записати:

$$G_{i+1} = G_i + \delta G_{ri} - \delta G_{vi}, \tag{5}$$

$$G_{i+1} = \rho_{i+1} \cdot R_{i+1}, \tag{6}$$

$$G_i = \rho_i \cdot R_i, \tag{7}$$

$$\delta G_{ri} = g \cdot \delta t_i, \tag{8}$$

$$\delta G_{vi} = m_0 \cdot V_{ci} \delta t_i, \tag{9}$$

де G_i – маса забруднення у ємності на момент t_i , г; δG_{vi} – зміна маси забруднення у ємності на момент t_i за рахунок біодеструкції, г; δG_{ri} – збільшення маси забруднення у ємності на момент t_i за рахунок надходження, г; m_0 – кількість біомаси, г; V_{ci} – питома швидкість біоокиснення, розрахована за концентрацією ρ_i , що змінюється, для нестационарного процесу $\text{г/г} \cdot \text{год.}$; g – інтенсивність надходження водного розчину забруднення, $\text{м}^3/\text{год.}$; g – інтенсивність надходження шкідливої речовини, г/год.

У виразі (9) використовується усереднена питома швидкість біоокиснення:

$$V_{ci} = \frac{V_{i+1} + V_i}{2}, \tag{10}$$

де V_{i+1} та V_i – питомі швидкості біоокиснення, визначені за концентраціями ρ_{i+1} та ρ_i відповідно, $\text{г/г} \cdot \text{год.}$

Після перетворень одержимо наближену рекурентну формулу для розрахунку відрізка часу δt_i , необхідного для зміни концентрації у ємності на величину $\delta \rho_i$:

$$\delta t_i = \frac{\delta \rho_i \cdot (t_0 + t_i)}{\rho_g \cdot (1 - \frac{V_{ci}}{V}) - \rho_i - \delta \rho_i}; \tag{11}$$

$$V_g = \frac{g}{m_0}; \tag{12}$$

$$\rho_g = \frac{g}{r}. \tag{13}$$

Як показали результати розрахунків, наведені на рис. 6, 7, залежність (11) добре описує зміну концентрації за період часу до стану дуже близького до динамічної рівноваги.

Практично достатня для інженерних розрахунків точність досягнута при розділенні на вісім інтервалів можливої зміни концентрації від її початкового значення ρ_0 (рівного нулю, за відсутності повторного використання води) до значення меншого, ніж рівноважне ρ_p на дуже малу величину. При цьому для отримання рівномірного розподілу розрахункових крапок, останні три інтервали повинні складати в сумі близько одного відсотка вказаного максимального діапазону зміни концентрації.

Таким чином, у разі недостатньої для досягнення рівноважного стану тривалості j -тої стадії нестационарного процесу t_j , шуканий параметр – концентрація забруднення у ємності по завершенні даної стадії ρ_j – може бути визначена із використанням рекурентної наближеної

формули (11). Практично для п'яти – семи інтервалів задаються такі рівні значення $\delta\rho_i$, для яких при послідовному розрахунку за формулою (10), виконується умова:

$$t_i = \sum \delta t_i \quad (14)$$

і тоді шуканий параметр дорівнює:

$$\rho_j = \sum \delta\rho_i. \quad (15)$$



Рис. 6. Вплив тривалості нестационарного процесу на концентрацію формальдегіду у заповнюваній ємності (початкова концентрація формальдегіду $\rho_0=2000$ г/м³, умовний час початкового заповнення $t_0=1$ год., початкова концентрація біомаси у заповнюваній ємності $\mu_0=7,5$ г/дм³, концентрація формальдегіду у воді, що надходить, $\rho_g=1000$ г/м³); крива – розрахунки із великим числом інтервалів

Значення концентрації забруднення при завершенні j-тої стадії є початковою умовою, необхідною для розрахунку або подальшої нестационарної стадії з іншими параметрами, або завершуючого стаціонарного процесу.

Викладений вище підхід, заснований на наближеній рекурентній формулі (11), може бути рекомендований для інженерних розрахунків, що поєднує достатню точність та простоту методики.

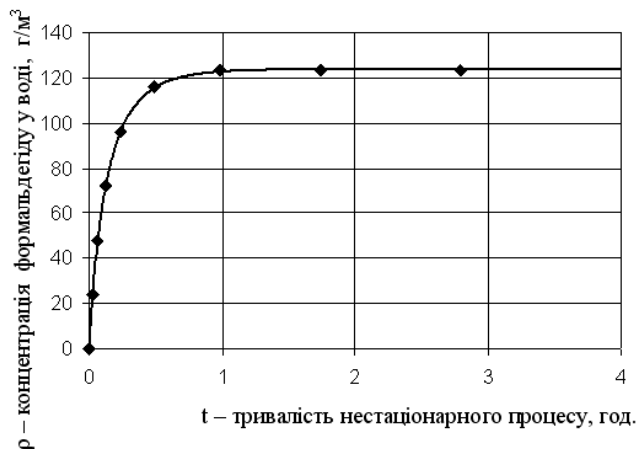


Рис. 7. Вплив тривалості нестационарного процесу на концентрацію формальдегіду у заповнюваній ємності (початкова концентрація формальдегіду $\rho_0=0$ г/м³, умовний час початкового заповнення $t_0=1$ год., початкова концентрація біомаси у заповнюваній ємності $\mu_0=7,5$ г/дм³, концентрація формальдегіду у воді, що надходить, $\rho_g=1000$ г/м³); крива – розрахунки із великим числом інтервалів

7. Висновки

1. Експериментальна залежність питомої швидкості окиснення формальдегіду від його концентрації має максимум і досягає 45 та 275 мг/г біомаси на годину для аеробного та анаеробного процесів відповідно. Характер залежності та її якісні і кількісні параметри обґрунтовують технологічну можливість біохімічної очистки формальдегіду у заповнюваних ємностях.

2. Розроблено математичну модель біологічної детоксикації формальдегіду із урахуванням нестационарності процесу при заповненні ємності. Вона являє собою алгоритм, заснований на балансі мас та емпіричній залежності питомої швидкості окиснення від концентрації формальдегіду. Її особливістю є можливість розрахунку середньої концентрації забруднення при його безперервному надходженні.

Література

1. 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
2. Estrada, J. M. Biocatalytic coatings for air pollution control: A proof of concept study on VOC biodegradation [Text] / J. M. Estrada, O. I. Bernal, M. C. Flickinger, R. Muñoz, M. A. Deshusses // Biotechnology and Bioengineering. – 2014. – Vol. 112, Issue 2. – P. 263–271 doi: 10.1002/bit.25353
3. Liu, D. Modeling removal of volatile sulfur compounds in a full-scale biological air filter [Text] / D. Liu, A. Feilberg, M. J. Hansen, C. L. Pedersen, A. M. // Journal of Chemical Technology and Biotechnology. – 2015. doi: 10.1002/jctb.4696
4. 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. Elías // Journal of Chemical Technology and Biotechnology. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 764–771. doi: 10.1002/jctb.3743
5. 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. – Vol. 91, Issue 2. – P. 426–430. doi: 10.1002/jctb.4593
6. 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. doi: 10.1002/9783527620968.ch12

7. Chan, W.-C. Biodegradation of Methyl Ethyl Ketone and Methyl Isopropyl Ketone in a Composite Bead Biofilter [Text] / W.-C. Chan, K.-H. Peng // *Engineering in Life Sciences*. – 2008. – Vol. 8, Issue 2. – P. 167–174. doi: 10.1002/elsc.200720231
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. – Т. 3, № 5 (17). – С. 49–52. doi: 10.15587/2312–8372.2014.25373
9. Álvarez–Hornos, F.J. Removal of ethyl acetate, n–hexane and toluene from waste air in a membrane bioreactor under continuous and intermittent feeding conditions [Text] / F. J. Álvarez–Hornos, D. Volckaert, P. M. Heynderickx, H. V. Langenhove // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 739–745. doi: 10.1002/jctb.3734
10. Rizzolo, J. A. Biofiltration of increasing concentration gasoline vapors with different ethanol proportions [Text] / J. A. Rizzolo, A. L. Woiciechowski, V. C. Castro dos Santos, M. Soares, J. Páca, C. R. Soccol // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 791–796. doi: 10.1002/jctb.3780
11. Karre1, A. Evaluation of VOC emissions control and opacity removal using a biological sequential treatment system for forest products applications [Text] / A. Karre1, K. Jones1, J. Boswell, J. Paca // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 797–805. doi: 10.1002/jctb.3779
12. Lafita, C. Full–scale biotrickling filtration of volatile organic compounds from air emission in wood–coating activities [Text] / C. Lafita, J.-M. Peña-Roja, C. Gabaldón, V. Martínez-Soria // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 732–738. doi: 10.1002/jctb.3716
13. Song, T. Effect of surfactant on styrene removal from waste gas streams in biotrickling filters [Text] / T. Song, C. Yang, G. Zeng, G. Yu, C. Xu // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2012. – Vol. 87, Issue 6. – P. 785–790. doi: 10.1002/jctb.3717
14. Eiroa, M. Formaldehyde biodegradation in the presence of methanol under denitrifying conditions [Text] / M. Eiroa, A. Villar, C. Kennes, M. C Veiga // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2006. – Vol. 81, Issue 3. – P. 312–317. doi: 10.1002/jctb.1395
15. Eiroa, M. Formaldehyde biodegradation and its inhibitory effect on nitrification [Text] / M. Eiroa, C. Kennes, M. C Veiga // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. – 2004. – Vol. 79, Issue 5. – P. 499–504. doi: 10.1002/jctb.1011
16. 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.
17. 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.
18. 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