УДК 628.35: 556.115

Садова Ю.М., аспірантка ІЕЕ, Дичко А.О., к.т.н., доцент (Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут", м. Київ)

ВПЛИВ ХІМІЧНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ АКТИВНОГО МУЛУ НА ОЧИЩЕННЯ СТОКІВ В АЕРОТЕНКУ

Визначено можливість інтенсифікації процесу біохімічного очищення за рахунок деструкції клітин біомаси шляхом обробки її частини пероксидом водню.
Ключові слова:активний мул, деструкція мікроорганізмів, стічні води.

The possibility of biochemical purification process at the expense of the biomass sell destruction by means of treating part of hydrogen peroxide is determined.
Key words: activated sludge, decomposition microorganism, waste water.

Определена возможность интенсификации процесса биохимической очистки за счет деструкции клеток биомассы путем обработки ее части перекисью водорода.
Ключевые слова: активный ил, деструкция микроорганизмов, сточные воды.

Надмірна концентрація екологічно небезпечних виробництв, застаріле та неефективне природоохоронне обладнання на завершальних стадіях технологічних ланцюгів, ненадійність технічних систем і недостатня кваліфікація кадрів на підприємствах підвищеного екологічного ризику – все це призводить до зниження екологічної безпеки країни [1].

У зв'язку зі змінами у промисловості виникла проблема удосконалення технологій очищення стічних вод. Відомі способи підвищення ефективності процесу біотрансформації забруднюючих речовин; раціональні, технологічно обґрунтовані схеми, нові конструкції тощо на сьогоднішній час не завжди можна реалізувати з технічних чи економічних причин. Практично здійснити встановлення нових споруд з очищення стічних вод може дуже невелика кількість підприємств. Тому необхідним є інтенсифікація процесів очистки стічних вод існуючих технологічних схем, які дозволять підвищити якість скидних стоків, збільшити ступінь їх очищення, зменшити собівартість очищеної води, скоротити тривалість біологічного процесу тощо [2].

Вирішенням питання удосконалення існуючих способів біохімічного очищення стоків займається багато вчених, спеціалістів та фірм. Найбільш вагомий внесок серед них зробили ООО фірма «Ракада», Білорусь (аератор з диспергаторами з перфорованих еластичних мембран) *(Наумович, 1999)*, НДІ

КВОВ, Росія (дискова дрібнобульбашкова система аерації „Ручей”) *(Непаридзе, 2000)*, вітчизняні вчені досліджували магнітну обробку стоків *(Квартенко, 2003)*, вплив ультразвуку *(Ткачук, 1982)*.

Російські вчені вивчали іммобілізацію активного мулу на завантаженнях з полімерів *(Анфимова, 2003)*, вплив ультразвуку *(Ахмадуллина, 2003)*, електростимуляцію життєдіяльності активного мулу *(Мещерякова, 1998)*, застосування мембран (*Швецов, 1995)*; іноземні – вплив магнітного поля *(Lavern, 1997)*, використання активованого вугілля *(Wilderer, 1997)*, погружне нерухоме завантаження у біофільтрах *(Legeron, 1994)*, вплив озону на процес очищення *(Lebrun, 2004)* та ін.

Спроможність мікроорганізмів використати для свого живлення органічні речовини, які знаходяться в стічних водах, є основою біохімічної очистки стічних вод. Необхідні для життєдіяльності азот, фосфор, калій мікроорганізми одержують з різноманітних сполук, що містяться в стоках. В процесі живлення мікроорганізми одержують матеріал для побудови свого тіла, внаслідок чого відбувається приріст маси бактерій (надлишковий активний мул). Концентрація циркулюючого активного мулу в муловій суміші аеротенків коливається від 1 до 3 грам в літрі по сухій беззольній речовині. В активному мулі аеротенку одночасно протікають процеси окислювання поступаючих зі стічними водами органічних і неорганічних забруднень; самоокислення мікроорганізмів активного мулу; окислювання метаболітів; відновлення нітратів [3].

Підвищити ефективність очистки можна за допомогою процесів деструкції біомаси, що спричиняє руйнування мембрани клітин. При цьому компоненти, які знаходились в клітині, включаючи ферменти різноманітних видів, переходять у мулову суміш і впливають на забруднювачі, розкладаючи їх. Варіантами обробки біомаси з використанням таких деструктивних процесів, в яких скорочення кількості надлишкової біомаси може досягати 80%, наведені нижче.

Для прискорення процесу очищення води біоадсорбційним методом пропонується використовувати гомогенат зруйнованих клітин, отриманих з активного мулу та окремих культур мікроорганізмів. При цьому спостерігається інтенсифікація біоадсорбційного процесу очищення за рахунок збільшення ступеню та швидкості регенерації адсорбенту [4].

Для деструкції клітин активного мулу застосовують механічний дезінтегратор при швидкості обертання ротору 12000 об/хв., а також окислювач у вигляді пероксиду водню в лужному середовищі (pH 12,5). При цьому руйнується до 70% біомаси, що оброблюється, а БСК очищеної води становить 9-12 мг/л [5]. Висушений активований шлам є альтернативним відносно більш дорогих адсорбентів при використанні його в процесах біорозкладання стоків [6]. Зменшення продукції біомаси під час аеробного очищення стічних вод, а також підвищення ступеню деструкції органічних забруднень досягають при частковій термообробці активного мулу, в результаті чого фермента-

тивна активність зростає в 4-6 разів. В результаті термодеструкції мулу приріст біомаси знижується до 25-40%, а вміст загального органічного вуглецю на виході зі споруди становить 54 мг/л та загального азоту 14 мг/л, а при відключеній схемі термолізу ці значення становлять 75 і 87 мг/л. Значення БСК та ХСК в очищеній воді становлять менше 5 і 22 мг/л відповідно [7, 8]. Для створення в біологічній системі очищення тиску величиною 700-1400 бар надлишковий активний мул продавлюють крізь мікродиспергуючий ежектор, де відбувається руйнування клітин до 70% [9]. Використання магнітного поля стимулює прискорене утворення біоплівки на поверхні завантаження, при цьому інтенсивність процесів біодеструкції забруднень стічних вод зростає [10].

Найбільш розповсюдженим способом зменшення надлишкової біомаси є її обробка озоном, для чого встановлюються спеціальні установки озонування з генератором озону та ежектором для його подачі або відбувається безпосереднє внесення озону до біореактору. При контакті з озоном спостерігається руйнування частини клітин мікроорганізмів (загальний об'єм приросту зменшується) та збільшення інтенсивності процесів окислення органічних компонентів. Внаслідок цього підвищується ефективність очищення стоків за ХСК до 93%, БСК та амонійним нітрогеном до 80...95% та значно зменшується приріст надлишкового активного мулу [11]. Механізм дії озону на активний мул пов'язаний з утворенням пероксидів жирних кислот, які, збільшуючи проникність фосфоліпідних мембран, блокують процеси окислювального фосфорилування [12].

Зменшення надлишкової біомаси здійснюється також шляхом впливу на неї електричного поля в імпульсному режимі або дією ультразвуку, внаслідок чого відбувається руйнування клітин мікроорганізмів і внутрішньоклітинний матеріал виділяється в мулову суміш. Одним з перспективних методів інтенсифікації біохімічного очищення є вплив ультразвукових коливань на мікроорганізми активного мулу. За рахунок ультразвуку відбувається збільшення ферментативної активності мікроорганізмів, що підвищує дегідрогеназну активність в 1,5...2 рази [13], протеолітичну – в 2,0...2,2 рази, гліколітичну – в 4 рази в порівнянні з неопроміненою [14].

Шляхом інтенсивної дії електричного поля на середовище, що містить мікроорганізми, може бути ініційований цілий ряд процесів, включаючи руйнування клітинних мембран, деструкцію органічних забруднень, а отже, прискорення перенесення через мембрани молекул різних сполук та наступне гравітаційне виділення біомаси, внаслідок чого загальні характеристики процесу очищення можуть бути покращені.

Мета роботи – виявити вплив деструкції активного мулу пероксидом водню на процес аеробного окислення стічних вод.

Нами були проведені експериментальні дослідження щодо вивчення впливу активного мулу, обробленого пероксидом водню, на процес біохіміч-

ного очищення стоків. Досліди проводили у безперервному режимі з натурними стічними водами (суміш побутових та промислових стоків) та регенерованим активним мулом. Контроль процесу проводили за такими показниками: прозорість, температура, ХСК (хімічне споживання кисню), водневий показник pH, азот, фосфати, гідробіологічний аналіз активного мулу, доза мулу за об'ємом, доза мулу за масою, індекс мулу, розчинений кисень. Аналіз проб води здійснювали згідно методик Лурьє Ю.Ю. "Уніфіковані методи аналізу вод", 1971 р.; "Методика технологічного контролю очисних споруд міської каналізації", 1986 р.

ХСК є одним з найбільш зручних інтегральних показників, який характеризує забрудненість води органічними речовинами. Тому визначення даного показника дало змогу проаналізувати ступінь забруднення та очистки стічних вод. Динаміку зниження значення ХСК стічних вод при очистці показано на рис. 1.

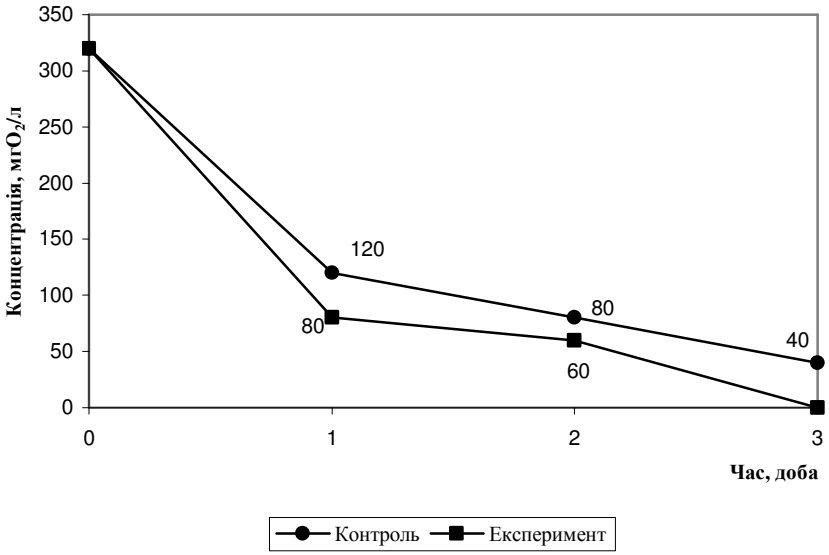

Рис. 1. Кінетика зміни концентрації ХСК

Вихідні дані за ХСК становили 320 мг O_2/л, а після очищення значення ХСК стічної води суттєво знизилися. Після 24 годин аерації ХСК стічних вод становило 120 мг O_2/л у контролі та 80 мг O_2/л у експерименті, а після 72 годин аерації – відповідно 40 та менше 40 мг O_2/л. Ступінь очистки складав у контролі 87,5%, у експерименті – 100%.

Видалення азоту і фосфору з стічних вод є дуже важливим, оскільки вони є головними біогенними елементами в стоках, і попадання їх великої кількості у водні об'єкти призводить до евтрофікації водойм. Крім того, різноманітні

сполуки цих елементів чинять шкідливий вплив на гідробіонтів і здоров'я людини. До того ж, видалення фосфору із стічних вод є більш необхідним, ніж видалення азоту [15].

Аналіз результатів дослідження (рис. 2) показав, що на першу добу показники у експерименті значно зросли. Це пояснюється тим, що під дією пероксиду водню відбулося руйнування клітин активного мулу, і це спричинило вивільнення біологічно активних речовин у водне середовище. Ферменти, вітаміни, білки, полісахариди та інші біологічно активні речовини, які потрапили у аеротенк, сприяли стимулюванню процесів життєдіяльності активного мулу, отже, і процесів біорозкладання складних органічних сполук високої концентрації, що присутні в стічних водах. Позитивні результати впливу пероксиду водню ми вже бачимо на 2 і 3 добу. Також кінцеві значення за азотом у контролі булу вищими майже вдвічі, ніж у експерименті. На 2 добу у контролі значення за азотом підвищилися. Можливою причиною є збільшення навантаження на активний мул. В той же час, активний мул в експерименті виявився більш стійким до коливань забруднень в стічній воді. Ефективність очистки у контролі та експерименті 71 і 85% відповідно.

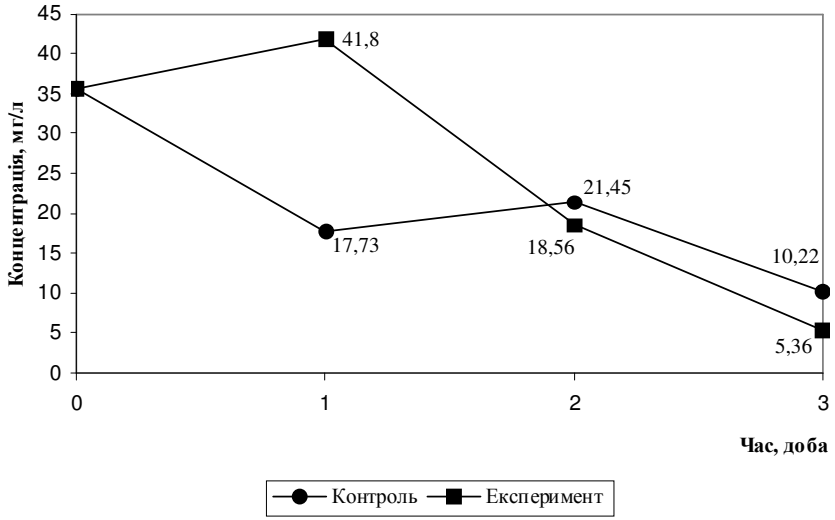

Рис. 2. Кінетика зміни концентрації азоту

Проведений аналіз зміни концентрації фосфатів при застосуванні методу деструкції активного мулу показав, що в контрольному аеротенку вміст фосфатів є більшим на 1 добу досліду (рис. 3). Підвищення концентрації фосфатів може бути пов'язаним із зміною якісного складу активного мулу, викликане підвищенням забруднюючих речовин в стоках. Проте в експерименті

значного підвищення фосфатів не виявлено, що підтверджує більшу стійкість активного мулу. При "голоданні" та самоокисленні активного мулу його клітини віддають накопичений фосфор у навколишнє середовище і вміст фосфатів з цієї причини в очищеній воді може підвищуватися. Також при зниженні pH в стічних водах розчинність фосфорних сполук підвищується, що пояснює періодичне зростання фосфору в період збільшення концентрацій забруднюючих речовин в очищуваній воді [15].

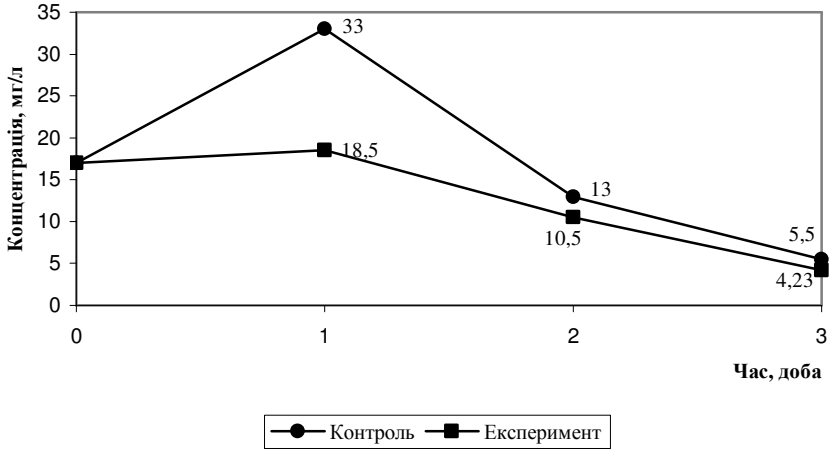

Рис. 3. Кінетика зміни концентрації фосфатів

Швидкість очищення у експериментальному аеротенку була більшою, ніж в контролі. Гранично допустимий скид за фосфатами 6,5 мг/л, тобто в результаті очистки ми досягли зменшення фосфатів до допустимих норм в обох випадках. Таким чином, ефективність очистки у контролі та експерименті становила відповідно 68 і 75%.

Підчас аеробного біологічного очищення зі стоків видаляється до 50% фосфатів. Удосконалення технологічного режиму очистки (зниження навантаження на мул за органічними забруднюючими речовинами, збільшення періоду аерації тощо) дозволяє значно підвищити ефективність видалення фосфору [15].

Визначення прозорості в експерименті дало змогу проаналізувати, як проходить процес очищення, чи не порушується якість очистки стоків. Вихідна прозорість становила 1 см, кінцеві дані у контрольній пробі 28 см, у експерименті – більше 30 см. Біологічна очистка стічних вод повинна забезпечувати не менше 12 см прозорості очищеної води. При повній задовільній біологічній очистці прозорість складає 30 і більше сантиметрів [15]. Тобто в даному досліді якість очищення була задовільною в обох випадках. В досліджуваних аеротенках підтримувалася оптимальна реакція середовища 7,4-7,8, оскільки

це важлива умова для успішного протікання процесів перетворення азоту на спорудах біологічної очистки.

Важливими характеристиками біохімічного окислення стічних вод в аеротенку є гідробіологічні показники активного мулу. Активний мул складається з пластівців, густо заселених аеробними мікроорганізмами (зооглеями), здатними в присутності кисню повітря здійснювати мінералізацію органічних забруднень стічних вод [3]. Видове різноманіття організмів мулу свідчить про благополуччя біологічної системи аеротенку, високу ефективність очистки і стійкість біоценозу до впливу зміни концентрації та якості стічних вод. Своєрідність біоценозу мулу у більшості випадків визначається навантаженням з органічними забруднюючими речовинами і ефективністю їх розкладання [15]. Виходячи з цього, формується біоценоз з певним видовим різноманіттям.

Гідробіологічний аналіз вихідного активного мулу показав, що мул придатний для очистки, індикаторні організми не загинули, активні (таблиця). У контролі та експерименті була присутня велика кількість Calledina sp і Rotaria, це свідчить про те, що в аеротенку проходять задовільно процеси нітрифікації. У експерименті спостерігали багато цистованих форм. Причиною цього є оброблення частини біомаси пероксидом водню, що спричинило руйнування клітин. Внаслідок чого не лише зменшився приріст біомаси, а ще й істотно зросла інтенсивність процесів очищення за рахунок того, що виділені ферменти та інші біологічно активні речовини зруйнованих клітин перейшли в суміш мулу і сприяли стимулюванню процесів життєдіяльності та безпосередньо впливали на забруднювачі.

Таблиця

Характеристика вихідного активного мулу

Показники	Значення
Водневий показник pH	7,5
Розчинений кисень, мг O_2/л	4,37
Доза мулу за об'ємом, %	93
Доза мулу за масою, г	9,69
Індекс мулу, мл/г	95,9
Гідробіологія: Колір Зооглеї мулу Рухомість Індикаторні організми	 темно-коричневий; задовільні; малорухомий; активні: Rotaria, Calledina vorax, Arcella, Aspidisca costata в невеликій кількості, круговійчасті – в основному Epistylis pl.; цистовані форми: Opercularia glomerata, Opercularia coarctata, Epistylis plicatilis.

Таким чином, проведені експериментальні дослідження показали, що використання пероксиду водню для обробки мікроорганізмів мулу дозволяє прискорити процес очищення стічних вод. Застосування пероксиду водню як окисника призводить до підвищення ступеню очистки стічних вод, деструкції біомаси до 50-60% та відбувається зменшення приросту біомаси.

1. Качинський А. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. – К.: НІСД, 2001. – 312 с. **2.** Никифорова Лидия Осиповна. Интенсификация работы сооружений биологической очистки сточных вод с использованием электромагнитных полей : Дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.23 : Москва, 2004 436 с. РГБ ОД, 71:04-3/200. **3.** Роговская Ц.И. Биохимический метод очистки производственных сточных вод. – М.: Стройиздат, 1967. – 140 с. **4.** Когановский А.М., Удод В.М., Лысенко В.В. Биологическая регенерация активного угля после адсорбции красителя активного угля после адсорбции красителя активного ярко-красного БСХ из водного раствора // Химия и технология воды. – 1981. – 3, №1. – С. 81-82. **5.** Ohtsuka H., Fujita K., Watanabe K. etc. Method for treating organic waste water. Заявка 1310461 ЕПВ, МПК^7 С 02 F 3/12, С 02 F 11/00. Опубл. 14.05.2003. **6.** Wang J., Horan N., Stentiford E., Qian Y. Bioadsorption of 4-chlorophenol to the activated sludge // Tsinghua Sci. and Technol.- 2000.- 5, №3.- P.241-245. **7.** Katsura K., Miura M., Hasegawa S., Shinko Pantec K.K. Method and apparatus for sludge reduction in waste treatment system. Заявка 1002768 ЕПВ, МПК^6 С 02 F 3/30. Опубл. 24.05.2000. **8.** Shinko Pantec Co., Ltd, Hasegawa S., Karsura K., etc. Method and apparatus for treating organic waste water. Пат. 6224769 США, МПК^7 С 02 F 3/00. Опубл. 01.05.2001. **9.** Paradigm Environmental Technologies Inc. Method of liquefying microorganisms derived from biological wastewater treatment processes. Пат. 6013183 США, МПК^7 С 02 F 3/00. Опубл. 11.01.2000. **10.** Uphoff C. Bioreactor. Заявка 10119939 Германия, МПК^7 С 02 F 3/10, С 02 F 1/36. Опубл. 24.10.2002. **11.** He Sheng-bing, Wong Bao-zhen, Wang Lin ets. // Sci. – 2003. – 15, № 6. – С. 749-756. **12.** Изжеурова В. В., Павленко Н. И. Биотехнологические аспекты очистки нефтесодержащих сточных вод // Химия и технология воды. – 1995. – 17, № 2. – С. 181 – 197. **13.** Ткачук Н.Г., Зелиняк М.М., Никитин Г.А. Интесификация ферментативной активности микрофлоры ила ультразвуком / 1-я Всесоюзная конференция по микробиологии очистки промышленных сточных вод, Киев, декабрь 1982. Тез. докл. – К.: Наукова думка. – 1982. – С. 198-199. **14.** Троян О.С., Саруханов Р.Г. Влияние ультразвука на дегидрогеназную активность ила / Исследование процессов и биологической очистки промышленных сточных вод. – М.: ВНИИ ВОДГЕО. – 1980. – С. 102-105. **15.** Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.

Рецензент: д.т.н., професор Водяник А.О. (Національний технічний університет "Київський політехнічний інститут")