

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДІВ ДЕСТРУКЦІЇ АКТИВНОГО МУЛУ В БІОХІМІЧНОМУ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД

Ю.М. Садова, А.О. Дичко

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут", Київ
e-mail: L-y@mail.ru

З метою інтенсифікації процесу біохімічного очищення стічних вод використовують методи деструкції активного мулу. Експериментальні дослідження підвищення ефективності очищення з використанням деструктованої біомаси в аеробних та анаеробних умовах показують позитивні результати. У статті розглянутий вплив хімічної та механічної дезінтеграції, термолізу мулу на процес очищення та проаналізовано можливість використання вказаних методів для отримання біогазу.

Ключові слова: стічні води, активний мул, деструкція біомаси, аеробні, анаеробні умови, біогаз.

Вступ

На сьогоднішній час система водопровідно-каналізаційного господарства перебуває в кризовому стані з багатьох причин, таких як: недостатнє фінансування комунальних підприємств; зростання аварійності водопровідних об'єктів; недосконалість комунальних очисних споруд; скидання неочищених і недостатньо очищених стічних вод; неефективність комплексних програм екологізації технологій у промисловості, енергетиці, будівництві, сільському господарстві та ін.

Постановка задачі

Великий вклад в розвиток біологічної очистки промислових стічних вод внесли С.М. Строганов, Н. А. Базякіна, Ц. І. Роговська, С.В. Яковлев, Е.В. Соколова та ін. Ними вперше були уточнені показники складу стічних вод, що визначають можливість їх біохімічного очищення. Були досліджені значення адаптації мікроорганізмів до складу стічних вод, зміни температури і реакції середовища; виявлена роль комплексу мікроорганізмів і окремих культур активного мулу в процесах очистки; розроблений метод визначення токсичності окремих компонентів забруднення стічних вод та ін. [1].

Попередні обробка стічних вод і вплив на активний мул, а також конструкційні зміни в обладнанні дозволяють інтенсифікувати процеси життєдіяльності мікроорганізмів мулу, тим самим прискорюючи і поглиблюючи біотрансформацію забруднюючих речовин у стоках [2]. Суть багатьох методів інтенсифікації біохімічного очищення стічних вод полягає в тому, що частина біомаси піддається деструкції, при цьому зменшується її приріст. Крім того, істотно зростає інтенсивність процесів за рахунок того, що із зруйнованих клітин вивільняються ферменти, вітаміни, білки, полісахариди та інші біологічно активні речовини, що сприяють стимулюванню процесів життєдіяльності активного мулу і, таким чином, процесів біорозкладання складних органічних сполук високої концентрації, що присутні в стічних водах. Основними методами деструкції біомаси є термічний (термоліз), хімічний (хлорування, озонування, додавання реагентів), фізичний (обробка ультразвуком, вплив магнітного та електричного полів) [3].

При біохімічному окисленні роль окислювача виконують бактерії, які використовують органічні сполуки стічних вод в якості джерела харчування. Органічні сполуки перероблюються бактеріями в процесах обміну (окислюються ними з використанням кисню чи мінералізуються), при цьому частина сполук окислюється до кінця (використовується на енергетичні потреби клітини), а частина – не повністю (використовується на приріст біомаси) [4].

Вік активного мулу по-різному впливає на процеси розкладання органічних сполук і вилучення важких металів. Наприклад, ефективність видалення кадмію зменшується із збільшенням віку біомаси, в той час як на ефективність видалення свинцю цей параметр майже не впливає. Ксенобіотики не піддаються деструкції в процесах біорозкладання, а також пригнічують активність мула. Встановлено, що ступінь дії ксенобіотиків може бути пов'язана з віком активного мула, а при безперервному дозуванні може спостерігатися адаптація до їх дії [5].

Збільшується вік активного мулу з одночасним зменшенням мулового індексу і кількістю надлишкового активного мулу при введенні у очисні споруди коагулянтів і флокулянтів (порошкоподібний тальк). Такий процес сприяє покращенню седиментаційних властивостей активного мулу та відокремленню освітлених стічних вод від осаду. Так, при використанні тальку його витрата в аеротенках становить 0,7 г/г біомаси. За 8 годин вміст зважених сполук зменшується з 3380 до 26 мг/л. Ефективність очищення при цьому становить 77-99% [6].

Останні 5 років в практиці біохімічної очистки використовується якісний реагент алюмокремнієвий флокулянт-коагулянт. Перевагою цього застосування є висока ефективність очищення при низьких температурах, підвищена механохімічна стійкість і низький залишковий вміст алюмінію в очищених водах та можливість поєднання коагулюючих і флокулюючих властивостей [7].

Для зниження об'ємів надлишкової біомаси і інтенсифікації роботи біореакторів станцій біохімічного очищення пропонується надлишковий активний мул інтенсивно змішувати з поверхнево-активними речовинами (до 200 мг на 1 кг сухої речовини) з аерацією отриманої суміші. Внутрішньоклітинна рідина, що вивільняється в результаті лізису клітин, легко зброджується в біореакторах або виділяється методом екстракції для подальшого використання в якості добрива або компонента кормового раціону для сільськогосподарських тварин [8].

При випадкових, періодичних і нерегулярних порушеннях в роботі очисних споруд використовують біологічні активатори, зокрема, полісахарид рослинного походження [9]. Це дозволяє пом'якшити вплив несприятливих значень реакції середовища. Так, перший реагент рослинного походження, який з'явився вже у цьому тисячолітті, завдяки своїм сильним овідним властивостям здатний повністю знешкодити паразитарну основу. В якості стимулятора росту активного мулу, з метою скорочення запуску біологічних очисних споруд та в цілях запобігання аварійним ситуаціям на спорудах, може бути використаний препарат „Біостим”, який є концентрованою водною витяжкою з високоефективного органічного добрива „Біогумус” і в складі якого підвищений вміст калію, фосфору і азоту. При внесенні препарату "Біостим" в кількості 2 г на 1 кг ваги активного мулу концентрація мулу збільшується в 1,3 рази, при цьому якість очищення стічних вод зростає до 99% [10].

Введення до біореактору підігрітого до 30...50°C розчину амонійної селітри в кількості 0,002...0,003% від його об'єму сприяє підвищенню ступеня очищення, зменшенню часу очистки, а також збільшенню екологічності та економічності [11].

Збільшення вмісту біомаси в різноманітних біореакторах призводить до підвищення їх окислювальної потужності без значних витрат на реконструкцію. З цією метою на виході з реактору в місці відбору мулової суміші для перекачування її у вторинний відстійник встановлюють модуль тонкошарового відстоювання так, щоб відокремлена на полицях біомаса поверталася в об'єм реактору (при цьому її концентрація збільшується до 8 г/л) [12].

Серед фізичних чинників впливу на біомасу особлива увага приділяється ультразвуковій обробці мулу. В більшості випадків обробку ультразвуком використовують для зменшення кількості надлишкового активного мулу. Сутність процесу полягає в тому, що під впливом тривалої дії ультразвуку руйнується клітинна мембрана, і вміст клітини переходить в розчин, наслідком чого є те, що речовини, які звільнилися, стають більш доступними для біодеструкції [13].

Дослідження [14] промислового мулу зрілого віку після ультразвукової обробки показали збільшення його дегідрогеназної активності в 2,5 і 4,5 рази залежно від інтенсивності і тривалості акустичної обробки. Кращі результати були отримані при

озвучуванні мулу протягом 0,5 і 2 хв. відповідно при інтенсивності обробки 8 і 6 Вт/см². Отримані результати пояснюють збагаченням мулової суміші легкоокислюваним субстратом, підвищенням клітинної проникності і посиленням активності ферментів незруйнованих мікроорганізмів. Підтвердженням цього є дані досліджень, що показали значне зростання вмісту біогенних елементів, білків і амінокислот в очищуваному середовищі. Використання ультразвукової обробки в процесі біохімічного очищення багатокомпонентних стоків дозволяє підвищити ефективність методу за ХСК (хімічне споживання кисню) до 55%, БСК – до 99%, ПАРами – на 14% [14].

Можливими недоліками відомих способів активізації процесів очистки стічних вод впливом на активний мул є: великі затрати на необхідні для обробки реагенти, недостатня ступінь обробки заданих об'ємів активного мулу, неможливість використання при аварійних, залпових скидах стічних вод на очисні споруди чи прилади очищення.

Аналіз науково-технічної літератури показав, що більшість методів поглиблення якості очищення стоків застосовується в аеробних процесах. Водночас біологічно активні речовини, звільнені з клітин мікроорганізмів, є стимуляторами росту і життєдіяльності останніх. Тому доцільним є дослідження методів інтенсифікації процесу в анаеробних умовах з отриманням біогазу. Біогаз, як результат біотрансформації органічних забруднень при метановому бродінні стічних вод, є альтернативним джерелом енергії на підприємстві. Так на 1 кг ХСК утворюється до 0,4 м³ метану. Важливою перевагою отримання біогазу є можливість забезпечення автономним енергозабезпеченням станцій біологічного очищення при аварійних режимах в енергомережах.

Сучасна технологія очищення міських стічних вод пов'язана зі споживанням значних кількостей електричної та теплової енергії. На комунальних очисних спорудах щорічно витрачається понад 735 млн. кВт/год. електроенергії і близько 1 млн. Гкал тепла [15].

Вирішити дану проблему дозволить технологія анаеробного очищення стічних вод із використанням деструктованого активного мулу.

Метою роботи є дослідження методів інтенсифікації аеробної та анаеробної біотрансформації забруднюючих речовин в стічних водах для забезпечення високої ефективності їх очищення.

Результати досліджень та їх обговорення

Нами проведені експериментальні дослідження вивчення впливу деструктованого активного мулу в аеробних та анаеробних умовах на процес біологічної очистки стічних вод. Частина біомаси піддавалася обробці перексидом водню, механічній дезінтеграції, термолізу при 90°C, висушуванню. При аеробній обробці стічних вод була виявлена висока ефективність застосування хімічної деструкції активного мулу (Табл. 1).

Таблиця 1. Ефективність очищення стічних вод (за даними експериментів)

Спосіб очищення	Ефективність очищення, %		
	ХСК	Азот	Фосфати
Контроль	67...88	71...73	61
З активним мулом, частково підданим хімічній деструкції	94	80	80
З активним мулом, частково підданим механічній дезінтеграції	93	78	65
З активним мулом, частково підданим деструкції термолізом	77	67	20
З активним мулом, частково підданим деструкції висушенням (у кількості 1% і 3% від <i>V</i> -му споруди)	78	82	74
	44	56	50

Ступінь очищення за ХСК, азотом, фосфатами становила 80..94%. Обробка частини біомаси перексидом водню та додавання її у суміш стічних вод дає можливість не тільки збільшити метаболічну активність мулу, але й посилити процес руйнування клітин до

засвоюваних продуктів, про що свідчить найбільша ефективність очищення за показником ХСК, азотом та фосфатами.

Задовільна робота аеротенків в значній мірі визначається технологічним режимом експлуатації, де одним з основних значень є оптимальне співвідношення між концентрацією забруднень в воді, що поступає, і робочою дозою активного мулу. Для того, щоб забезпечити високу якість очистки, необхідно контролювати зміну мулового індексу. Тому нами були проаналізовані показники якості активного мулу при застосуванні методів деструкції (Табл. 2).

Таблиця 2. Показники якості активного мулу

Показники		Кисень, мгО ₂ /л	Доза мулу по об'єму, мл	Доза мулу по масі, г	Індексу мулу, мл/г
Час, доба					
при хімічній дезінтеграції					
Вихідний мул		4,08	92	11,57	80
1	К	3,67	25	3,25	77
	Е	4,12	18	2,14	84
2	К	4,05	36	4,02	90
	Е	4,56	45	3,97	113
3	К	4,36	31	3,56	87
	Е	5,87	24	2,58	93
4	К	2,6	34	4,17	82
	Е	4,28	14	1,88	74
5	К	3,12	35	4,05	86
	Е	4,39	12	1,75	69
при механічній дезінтеграції					
Вихідний мул		3,62	78	5,45	143
1	К	4,56	18	2,01	90
	Е	3,12	17	2,21	92
2	К	6,17	21	2,34	90
	Е	1,54	15	2,00	85
3	К	3,56	29	2,12	167
	Е	3,48	17	2,51	68
при термічній дезінтеграції (90°C)					
Вихідний мул		2,34	85	8,12	93,2
1	К	3,04	17	3,12	51,2
	Е	1,54	17	1,98	85,9
2	К	4,02	28	3,03	92
	Е	2,48	13	3,10	42
3	К	2,96	16	1,54	103
	Е	5,26	18	1,11	162
при додаванні висушеного активованого шלאму					
Вихідний мул		1,15	90	7,12	126
1	К	2,34	20	2,52	79
	Е 1	3,05	19	2,29	83
	Е 2	1,58	17	1,81	94
2	К	2,54	17	2,0	85
	Е 1	2,89	16	2,34	68
	Е 2	1,45	15	1,53	98
3	К	3,02	16	2,31	69
	Е 1	2,98	17	1,98	86
	Е 2	1,12	13	1,22	107

Примітка: К - контроль; Е - експеримент; Е1, Е2 - варіанти експериментів з 1 і 3% висушеного мулу, відповідно.

В результаті синтезу речовин збільшується біомаса мулу та число мікроорганізмів. Доза мулу за масою слугує орієнтовним показником того, скільки у мулові суміші споживачів забруднення. При збільшенні надходження забруднюючих речовин зі стічними водами, необхідно збільшувати дозу мулу по масі, тоді питоме навантаження на мул залишиться стабільним. Для задовільної роботи при очищенні міських стічних вод доза мулу в аеротенка

не повинна перевищувати 4 г/дм^3 . У досліджуваних нами аеротенках спостерігали коливання цього показника від 1,5 до 4 г. Значення показника менше 2 г свідчить про збій в роботі аеротенку, недостатню кількість споживачів забруднення. Результат вихідного активного мулу коливається від 5 до 11 г, це означає, що присутня велика кількість брудних включень. Причиною цього є незадовільна робота механічної очистки або несвоєчасне відкачування первинних відстійників.

При порушенні оптимального співвідношення між концентрацією забруднень, що поступають в аеротенк зі стоками, і робочою дозою активного мулу, тобто при підвищенні питомого навантаження на мул, порушуються його седиментаційні властивості і підвищується муловий індекс, найбільш важливий показник його стану. В активному мулі з пониженим значенням індексу підвищений вміст зольних, більш важких елементів через високу мінералізацію кліткової речовини або через присутність важких сполук. Такий мул може давати недостатній приріст біомаси, що не дозволяє підтримувати оптимальні навантаження на мул в аеротенках. При зниженні здатності мулу до седиментації, муловий індекс збільшується, розподіл мулу і очищеної води порушується і призводить до надлишкового виносу зважених речовин з вторинних відстійників. Індекс мулу повинен лежати у межах від 60 до $160 \text{ см}^3/\text{г}$, що у наших випадках, з використанням дезінтегрованої біомаси, повністю відповідає вимогам. Оптимальним значенням мулового індексу є від 80 до $120 \text{ см}^3/\text{г}$. Середнє значення мулового індексу у експериментальних аеротенках становить $80\text{...}90 \text{ см}^3/\text{г}$, тобто мул добре осідає і не утворює мілкої мути у відстояній воді.

Однією з основних вимог до мулового індексу є стабільність його значень, яка вказує на задовільні умови життєдіяльності мулу і задовільний режим експлуатації споруд.

Застосування аеробного способу очищення дозволило виявити найбільш ефективний метод деструкції - хімічна обробка біомаси, при якому відбувається підвищення видалення біогенних елементів зі стічних вод.

Отримані залежності зниження концентрації забруднюючих речовин від концентрації розчиненого кисню у біореакторі. Результати представлені на рис. 1.

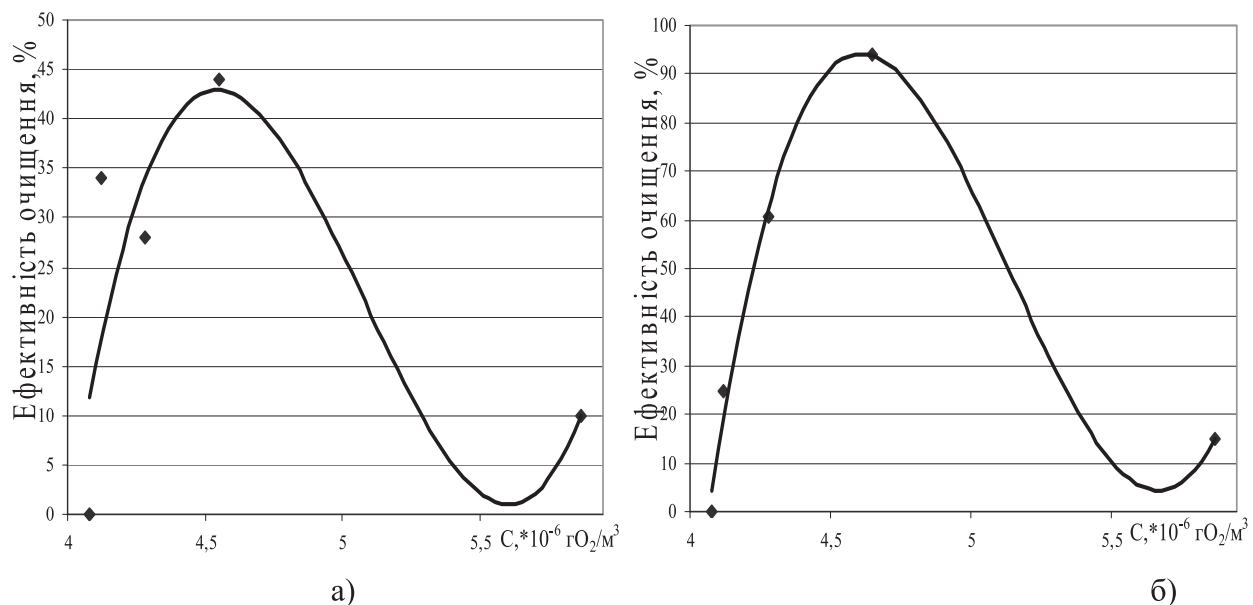


Рис.1 Динаміка зміни концентрації забруднюючих речовин від концентрації розчинного кисню ($C, \text{гO}_2/\text{м}^3$) у біореакторі: а) за азотом; б) за фосфатами.

Аналіз динаміки ефективності очищення показав існування певного діапазону вмісту розчинного кисню у біореакторі, де найбільш інтенсивно відбувається видалення органічних речовин зі стічних вод. У випадку азоту і фосфатів ефективність очищення найбільша при вмісті розчинного кисню у межах $4,25\text{...}4,75 \text{ гO}_2/\text{м}^3$. При відхиленні показника у більшу чи меншу сторону ефективність очищення за азотом та фосфатами різко знижується.

Отримана залежність зниження концентрації забруднюючих речовин від концентрації

розчиненого кисню описується рівняннями (1):

$$\text{а) } \eta = 69,9C^3 - 1064,4C^2 + 5343,4C - 8818,4$$

$$R^2 = 0,6508$$

$$\text{б) } \eta = 150,52C^3 - 2321,2C^2 + 11805C - 19742$$

$$R^2 = 0,9895$$

(1)

де: η - ефективність очищення, %;
 C - концентрація розчинного кисню, $\text{гO}_2/\text{м}^3$;
 R^2 - коефіцієнт кореляції.

Коефіцієнт кореляції залежності ефективності очищення стічних вод за фосфатами від концентрації розчинного кисню вказує на міцність зв'язку між показниками (η і C).

Дані експериментальних досліджень вивчення впливу хімічної, механічної дезінтеграції та термолізу на процес анаеробного біологічного очищення стічних вод були описані відповідними поліноміальними рівняннями (2), які представляють криволінійну залежність виділеного біогазу від зміни показника ХСК (Рис. 2).

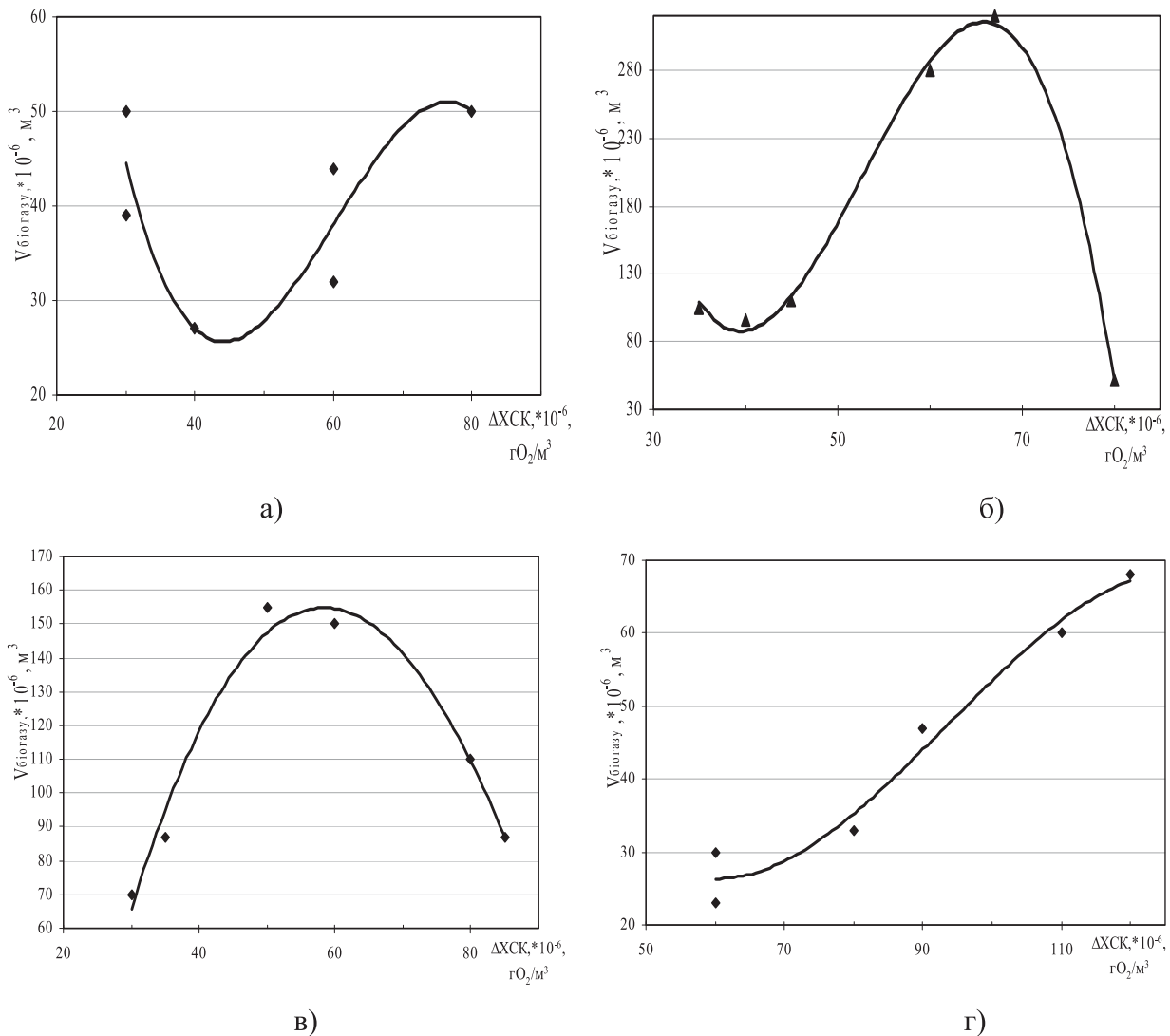


Рис. 2 Залежність виділення біогазу (V біогазу, м^3) від зміни показника ХСК ($\Delta\text{XСК}$, $\text{гO}_2/\text{м}^3$) при деструкції активного мулу: а) контроль; б) при хімічній дезінтеграції; в) при механічній дезінтеграції; г) при термічній дезінтеграції.

Обробка експериментальних даних виявила основні кінетичні залежності швидкості виділення біогазу від ХСК та тривалості процесу очищення від застосування хімічно-, механічно-, термічно-дезінтегрованого мулу. При додаванні у метантенк частини обробленого пероксидом водню активного мулу вихід біогазу суттєво збільшується. Кількість отриманого біогазу в досліджуваному метантенку була майже в 3,5 рази більшою, ніж у контрольному.

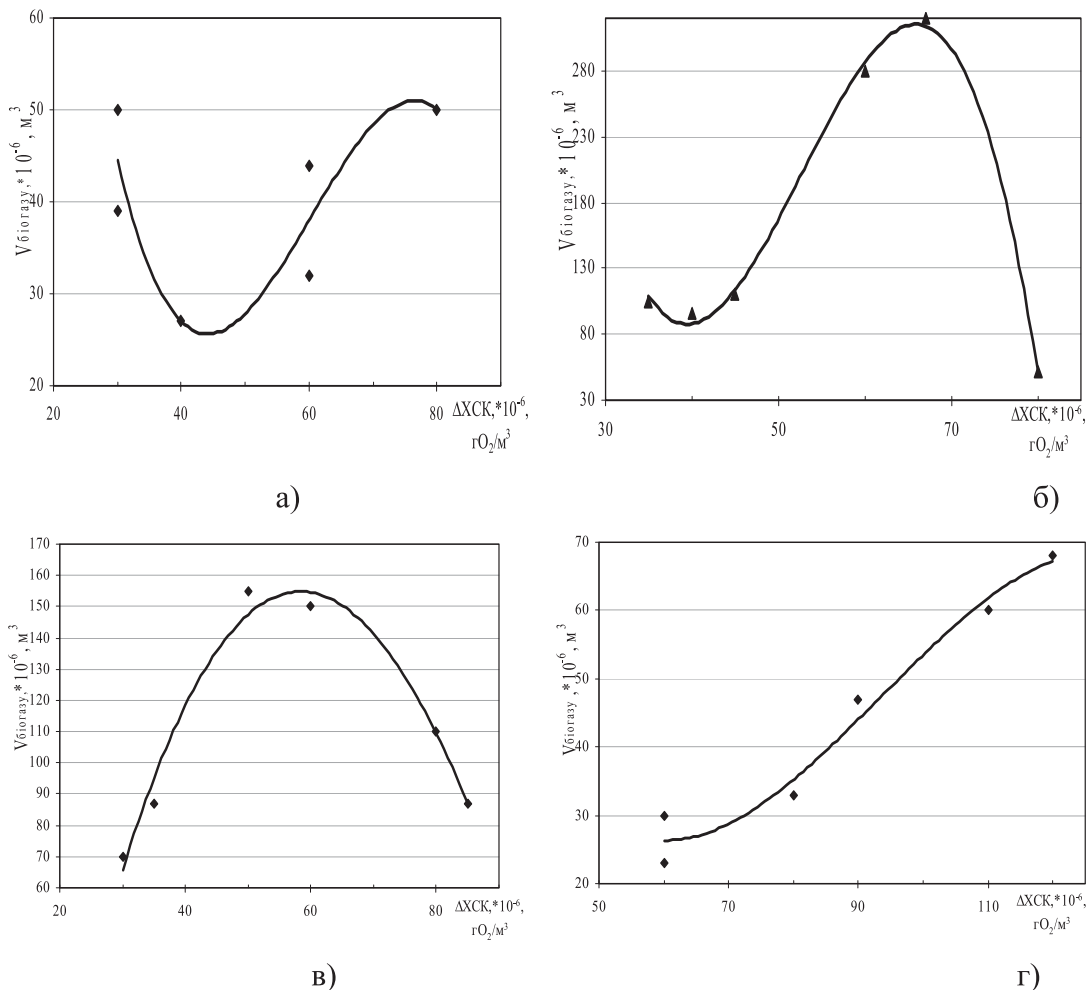


Рис. 2 Залежність виділення біогазу (V біогазу, м^3) від зміни показника ХСК ($\Delta X_{\text{СК}}, \text{гO}_2/\text{м}^3$) при деструкції активного мулу: а) контроль; б) при хімічній дезінтеграції; в) при механічній дезінтеграції; г) при термічній дезінтеграції.

$$\text{А) } V = -0,0015\Delta X_{\text{СК}}^3 + 0,2727\Delta X_{\text{СК}}^2 - 15,262\Delta X_{\text{СК}} + 297,6, \\ R^2 = 0,7051,$$

$$\text{б) } V = -0,0246\Delta X_{\text{СК}}^3 + 3,8787\Delta X_{\text{СК}}^2 - 191,35\Delta X_{\text{СК}} + 3107,4, \\ R^2 = 0,9973,$$

$$\text{в) } V = 0,0003\Delta X_{\text{СК}}^3 - 0,1524\Delta X_{\text{СК}}^2 + 14,908\Delta X_{\text{СК}} - 252,18, \\ R^2 = 0,9742,$$

$$\text{г) } V = -0,0003\Delta X_{\text{СК}}^3 + 0,0808\Delta X_{\text{СК}}^2 - 6,6041\Delta X_{\text{СК}} + 194,03, \\ R^2 = 0,9737,$$

(2)

де: V - об'єм біогазу, м³;
 $\Delta X_{СК}$ - зняте ХСК, гО₂/м³,
 $R^2=0,7...0,99$ - залежність вказує на міцність зв'язку між показниками V і $\Delta X_{СК}$.

Присутність в складі субстрату біорозкладаємих і біорезистентних компонент і використання в якості окисника пероксиду водню має залежність S-подібного характеру, який відображає кінетику окислення біорезистентних сполук в стадії глибокого очищення. Кінетика окислення в цій зоні описується рівнянням типу Міхаеліса-Ментен з кінетичними параметрами, які залежать від природи екзоферментів, які виділяються у суміш стічних вод, з урахуванням впливу на ці параметри специфічних взаємодій з пероксидом водню [16].

На стадії глибокого очищення процес розкладання органічних сполук проходить глибше, відбувається окислення консервативних і важкоокислювальних сполук, тому виділення біогазу йде інтенсивніше на другу та третю добу експерименту.

Таким чином, отримані рівняння описують вплив концентрації забруднюючих речовин та технологічних умов на процеси очищення, а також можуть бути застосовані для визначення оптимальних характеристик процесу бродіння. Використання математичного опису процесу дозволить подолати основні складнощі роботи станцій з біохімічного очищення, а саме: необхідність забезпечення задовільної роботи очисних споруд в постійно змінних умовах (зміна складу та об'єму стічних вод, аварійні ситуації, нестабільна робота і т.д.), а також прогнозувати поведінку системи за умови проведення постійного моніторингу її технологічних параметрів.

Висновки:

1. Найбільш ефективними методами інтенсифікації біологічної очистки стічних вод, що застосовуються на практиці, є хімічний, фізичний, термічний та механічний, що дозволяють підвищити ступінь видалення небезпечних речовин зі стоків.

2. Аеробна обробка стічних вод з додаванням хімічно обробленого мулу дозволяє підвищити ступінь очистки за показниками ХСК, азотом і фосфатами на 80...94%; з додаванням механічно обробленого мулу – на 65...93%; з додаванням термічно обробленого мулу – на 67...77%, (однак, очищення за фосфатами за даним способом майже не відбувається); з додаванням висушеного мулу – на 74...82%.

3. За допомогою анаеробної обробки досягнуто збільшення кількості виділеного біогазу в 2,5-3,5 рази.

4. Запропоновані для опису процесу поліноміальні рівняння можуть бути використані для прогнозування процесу біохімічної очистки стічних вод і кількості виділення біогазу.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ ДЕСТРУКЦИИ АКТИВНОГО ИЛА В БИОХИМИЧЕСКОЙ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД

Ю.М. Садовая, А.О. Дичко

Национальный технический университет Украины "Киевский политехнический институт", Киев
e-mail: L-y@mail.ru

С целью интенсификации процесса биохимической очистки сточных вод используют методы деструкции активного ила. Экспериментальные исследования повышения эффективности очистки с использованием деструктированной биомассы в аэробных и анаэробных условиях показывают положительные результаты. В статье рассмотрено влияние химической и механической дезинтеграции, термолиза ила на процесс очистки и проанализирована возможность использования указанных методов для получения биогаза.

Ключевые слова: сточные воды, активный ил, деструкция биомассы, аэробные и анаэробные условия, биогаз.

APPLYING OF THE DESTRUCTION METHODS OF ACTIVATED SLUDGE IN BIOCHEMICAL WASTEWATER TREATMENT

Y.M. Sadova, A.O. Dichko

National Technical University of Ukraine "Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv

E-mail: L-y@mail.ru

In order to intensify the process of biochemical treatment of wastewater destruction method of activated sludge is being used. Good results are shown in experimental research on increasing the purification efficiency, which apply destructive biomass in aerobic and anaerobic conditions. The article examined the influence of chemical and mechanical disintegration thermolysis process for sludge treatment and analyzed the possibility of using these methods for biogas.

Key words: sewage active sludge, degradation of biomass, aerobic, anaerobic conditions, biogas.

Список літератури:

1. Научная школа НИИ ВОДГЕО биологическая очистка сточных вод // ВСТ: Водоснабжение и санитарная техника. — 2009. — № 1. — С. 20 — 21.
2. Хангильдин Р. П. Методы повышения дозы активного ила в аэротенках / Р. П. Хангильдин, Г. М. Шарафутдинова, Ю. Р. Абдрахимов // Проблемы строительного комплекса России : Материалы 7 Международной научно-технической конференции при 7 Международной специализированной выставке «Строительство, коммунальное хозяйство, энерго- и ресурсосбережение — 2003», Уфа, 26 — 28 февр., 2003. — Уфа : Изд-во УГНТУ. — 2003. — С. 152.
3. Дослідження впливу деструкції мікроорганізмів активного мулу на процес біохімічного очищення стічних вод: зб. тез доп., 27-29 квітня 2010 р., м. Київ / редкол. : А.М. Тугай та ін. — К.: КНУБА, 2010. — С. 113 — 115.
4. Карюхина Т.А. Контроль качества воды: учеб. для техникумов / Т.А. Карюхина, И.Н. Чурбанова— 2-е изд., перераб. и доп. — М.: Стройиздат, 1986. — 160 с.
5. Dionisi D. Theoretical and experimental analysis of the role of sludge age on the removal of adsorbed micropollutants in activated sludge processes / Dionisi Davide, Bornoroni Lorena, Mainelli Sara, [et al.] // Ind. and Eng. Chem. Res. —2008. — Т. 47, № 17. — С. 6775 — 6782.
6. Cantet J. Upgrading performance of an activated-sludge process through addition of talqueous powder / Cantet J., Paul E., Clauss F. // Water Sci. and Technol. — 1996. — 3, № 4. — С. 75 — 83.
7. Sinegribova O. A. Intensification of sewage-treatment by flocculating agents / Sinegribova O. A., Kim V., Boukar N. V., [et al.] // Metallurgy of Nonferrous and Rare Metals: Proceedings of Russian-Indian Symposium. — Moscow, 2002. — С. 306 — 310.
8. Verfahren und Einrichtung zum Aufbereiten von Klarschlamm (Спосіб та пристрій для обробки осаду): Заявка 4404393 ФРГ, МКИ6 С 02 F 11/14, С 02 F 11/06 / Lenski Volker; Erich Kieserling GmbH+Co. KG. — № 4404393.7; Заявл. 11.2.94; Опубл. 29.6.95.
9. Изжеурова В. В. Биотехнологические аспекты очистки нефтесодержащих сточных вод / В. В. Изжеурова, Н. И. Павленко // Химия и технология воды. — 1995. — 17, № 2. — С. 181 — 197.
10. Галеева Г. Р. Исследование влияния препарата "Биостим" на качество очистки сточных вод / Г. Р. Галеева, Г. Д. Губанова // Промышленная экология. Проблемы и перспективы: Материалы научно-практической конференции, Уфа, 21 нояб., 2001. — Уфа: Изд-во Ин-та нефтехимперераб. — 2001. — С. 184 — 188.
11. Способ биохимической очистки сточных вод: Пат. 217662 Россия, МПК7 С 02 F 3/02, С 02 F 103/32. Гончаров В. И., Ставроп. гос. мед. акад., Гончаров В. И.,

- Смолин В. Я., Калькой С. М., Евченко Ю. М. № 2000101701/10. Заявл. 28.02.2000; Оpubл. 10.10.2001.
12. *Rudiger A.* Augmentation de la teneur en biomasse dans les bassins de boues activees // Rudiger Andreas, Plaf Rainer, Sekoulov Ivan, Pineau Claire // Eau, ind., nuisances. — 2001. — № 246. — С. 105 — 109.
 13. Wang Fen, Ji Min. Nongye huanjing kexue xuebao J. Agro-Environ. (Дезинтеграція активного мулу з використанням ультразвуку) // Sci. — 2004. — 23. № 3. — С. 584 — 587.
 14. *Закиров Р.А.* Ультразвук как способ интенсификации биокатализа в процессах водоочистки / Р. А. Закиров, Е. В. Сельмертова, Ф. Ю. Ахмадулліра, А. З. Асадуллин // 17 Менделеевский съезд по общей и прикладной химии, Казань, 21-26 сент., 2003: Тезисы докладов. [Т.] 3. Материалы и нанотехнологии. — Казань: Типогр. «Центр операт. печ.». — 2003. — С. 151.
 15. *Козловська С.Б.* Конспект лекцій з дисципліни "Спецкурс з очистки стічних вод" / С.Б. Козловська, К.Б. Сорокіна. — Харків: ХНАМГ, 2008. — 86 с.
 16. *Лаврик В.І.* Методи математичного моделювання в екології: Навч. посіб. Для студ. екол. і біол. спец. вищ. навч. закл. — К. : Вид. дім «КМ Академія», 2002. — 203 с.