

2. ЕКОЛОГІЯ ТА ДОВКІЛЛЯ

ISSN 1994-7836 (print)
ISSN 2519-2477 (online)

УДК 628.[316+356.23]

Article info
Received 10.04.2017 p.

**О. І. Мороз¹, М. С. Мальований¹, В. М. Жук¹, В. Т. Слюсар¹, А. С. Серета¹, С. Б. Мараховська¹,
О. В. Стокалюк², Н. Ю. Чорномаз³**

¹Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна

²Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, м. Львів, Україна

³Тернопільський національний технічний університет ім. Івана Полюя, м. Львів, Україна

АНАЛІЗ ПЕРСПЕКТИВ АЕРОБНОГО ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТІВ СМІТТЄЗВАЛИЩ ТА ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

Проаналізовано перспективи аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ і полігонів твердих побутових відходів. Встановлено, що у проблемі ліквідації екологічної небезпеки, спричиненої фільтратами Грибовицького сміттєзвалища, потрібно виділити етап очищення накопичених фільтратів з метою реалізації рекультивациі сміттєзвалища та етап очищення фільтратів, які постійно будуть утворюватись в тілі рекультивованого сміттєзвалища. Ці етапи істотно відрізняються за об'ємами фільтрату, який надходить на перероблення, його фізико-хімічними характеристиками та часом реалізації кожного із етапів, тому передбачувати для реалізації цих двох етапів одну технологію неефективно із технологічної та фінансової позицій. Запропоновано попереднє очищення інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища здійснювати в аеробній лагуні, а доочищення – на каналізаційних очисних спорудах Львова. У лабораторних умовах досліджено аеробну стадію (у статичних та динамічних умовах). Аналіз результатів дослідження аеробного біологічного очищення в динамічному режимі свідчить про оптимальний час затримки фільтрату в аеробній лагуні 8-10 днів. Унаслідок цього досягається зменшення ХСК майже вдвічі та очищення від амонійного азоту на 35 %. На основі проведених досліджень на пілотній установці, що імітує роботу Львівських каналізаційних очисних споруд, встановлено мінімально допустимий рівень розведення фільтратів міськими стоками з метою забезпечення ефективної роботи цих очисних споруд.

Ключові слова: аеробна лагуна; очисні споруди; пілотна установка; статичні умови; динамічні умови.

Вступ. Проблеми очищення інфільтратів звалищ та полігонів (які на відміну від сміттєзвалищ є інженерними спорудами, що обладнані захисним протифільтраційним екраном, системою збирання та утилізації інфільтратів та звалищного газу, спланованою системою технічної та біологічної рекультивациі заповнених сміттям карт, системою збирання та відведення умовно чистих атмосферних вод) твердих побутових відходів (ТПВ) постають на всьому періоді проектування, експлуатації та планового закриття цих об'єктів. На стадії проектування, як звикло, закладається інноваційна технологія очищення зібраних дренажною системою інфільтратів, продуктивність якої відповідає розрахунковій. У період експлуатації пріоритети у виборі системи очищення фільтратів залежать від історії експлуатації, стану системи збирання інфільтрату та виду об'єкта (звалище чи полігон). Треба відрізнити функціонування систем очищення інфільтратів полігонів ТПВ, які відповідають вимогам ДБН В.2.4-2-05 та Директиві ЄК 91/271/ЕЕС і в плановому режимі експлуатують запроєктовані та інсталювані установки, та функціонування систем очищення інфільтратів звалищ ТПВ, які нечасто присутні взагалі, а наявні працюють неефективно і не забезпечують потрібного ступеня очищення. Щодо функціонування систем очищення інфільтратів на стадії закриття звалищ ТПВ, то варто зауважити, що система

очищення на більшості таких об'єктів відсутня взагалі, і досить часто неконтрольований витік інфільтратів спричиняє накопичення значних об'ємів інфільтратів, які потребують очищення, у ставках та накопичувачах. Проблема особливо гостра для України, хоча і актуальна дещо меншою мірою для Швеції, Норвегії, Фінляндії та інших держав.

Ефективність очищення таких інфільтратів досліджували із використанням як об'єкта досліджень інфільтратів Грибовицького (Львівського) сміттєзвалища. Інфільтрат Грибовицького звалища ТПВ формується у сміттєвому тілі внаслідок інфільтрації атмосферних опадів, виходу неогенових та ґрунтових вод у бортах ярів, а також внаслідок складних біохімічних процесів розкладання органічної частки сміття. Середній хімічний склад фільтратів Львівського сміттєзвалища представлено в табл. 1.

Проблема утилізації фільтрату Грибовицького звалища ТПВ ускладнюється із таких причин:

- існування великих об'ємів фільтрату (порядку 100 тис. м³) внаслідок накопичення його у 6 ставках фільтрату впродовж значного періоду часу;
- потреба утилізації фільтрату за порівняно короткий час (внаслідок нагальної потреби звільнення площ, які займають ставки-накопичувачі фільтрату) для уможливлення реалізації технології технічної рекультивациі

Цитування за ДСТУ: Мороз О. І. Аналіз перспектив аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів / О. І. Мороз, М. С. Мальований, В. М. Жук, В. Т. Слюсар, А. С. Серета, С. Б. Мараховська, О. В. Стокалюк, Н. Ю. Чорномаз // Науковий вісник НЛТУ України. – 2017. – Вип. 27(3). – С. 83–88

Citation APA: Moroz, O. I., Malovanyu, M. S., Zhuk, V. M., Sljusar, V. T., Sereda, A. S., Marashovska, S. B., Stockaluk, O. V., & Chornomaz, N. Yu. (2017). The Analysis of the Prospects for Aerobic Treatment of Garbage Dumps and Solid Waste Landfills Infiltrates. *Scientific Bulletin of UNFU*, 27(3), 83–88. Retrieved from: <http://nv.nltu.edu.ua/index.php/journal/article/view/473>

Львівського полігону твердих побутових відходів (виположування схилу).

Табл. 1. Середній хімічний склад фільтратів Грибовицького сміттєзвалища, мг/дм³

№	Назва показника	Концентрація, мг/л (у 20015 р.)					
		29.01	23.02	20.04	18.05	ГН	ГДК
1	NH ₄ (за N)	180	1160	690,4	–	30	2
2	БСК ₅	3760	7650	–	–	325	15
3	Завислі речовини	301	4647	122	–	380	–
4	Залізо	10	166	29,8	–	2,5	0,3
5	Кадмій	–	–	0,045	0,047	0,01	0,001
6	Кобальт	–	–	0,26	0,22	1	0,1
7	Марганець	–	–	0,017	0,042	30	0,1
8	Нікель	–	–	0,25	0,13	0,5	0,1
9	Свинець	–	–	0,11	0,14	0,1	0,03
10	Стронцій	–	–	0,03	0,048	26	7
11	Сухий залишок	1524	29524	19176	–	1000	–
12	Фенол	–	–	6,24	–	10	0,001
13	Хлориди	3900	5672	5964	–	350	350
14	Хром (загальний)	–	–	1	0,7	2,5	0,5
15	ХСК	6500	12000	7345	–	810	80

Примітка: ГН – гранична норма на скид у міську каналізацію; ГДК – гранично допустимі концентрації; ХСК – хімічно спожитий кисень; БСК₅ – біологічно спожитий кисень.

На нашу думку, у вирішенні проблеми ліквідації екологічної небезпеки, спричиненої фільтратами Грибовицького сміттєзвалища, потрібно виокремити 2 етапи:

Етап 1: очищення накопичених фільтратів з метою реалізації рекультивативної сміттєзвалища;

Етап 2: очищення фільтратів, які постійно впродовж десятиліть будуть утворюватися у тілі сміттєзвалища внаслідок перебігу там біологічних процесів розкладу органічної складової сміття.

Оскільки ці етапи істотно відрізняються за об'ємами фільтрату, який надходить на перероблення, його фізико-хімічними характеристиками та часом реалізації кожного із етапів, на нашу думку, передбачувати для реалізації цих двох етапів одну технологію неефективно із технологічної (неможливість забезпечення повного навантаження та ефективної роботи обладнання) та фінансової (значні перевитрати коштів) позицій.

Для вибору оптимальної стратегії уникнення екологічної небезпеки фільтратів проведемо огляд відомих технологій очищення фільтратів полігонів твердих побутових відходів.

Найбільшого поширення набули такі рекомендовані в Україні (Robutovi vidkhody, 2012) технології:

- технологія зворотного осмосу;
- технологія хімічного та біологічного окиснення;
- технологія електроплазмового очищення фільтрату;
- технологія випарювання та сушіння;
- технологія зв'язування фільтрату;
- технологія біологічного очищення в анаеробному та аеробному середовищах.

Усі ці технології за умови їх впровадження дають змогу досягти потрібного ступеня очищення, але із позицій мінімізації витрат на очищення величезного об'єму накопичених інфільтратів нашу увагу привернула технологія очищення в аеробному середовищі в умовах аеробної лагуни (Robinson & Grantham, 1988; Mehmood et al., 2009; Maehlum, 1995), практика застосуван-

ня якої дає змогу стверджувати про перспективність її застосування як однієї із стадій технології попереднього очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища із спрямуванням їх у подальшому, за відповідного розведення на доочищення, на міські каналізаційні очисні споруди.

У роботі (Robinson & Grantham, 1988) наведено результати успішного застосування натурної аерованої лагуни для очищення фільтратів полігону Bryn Posteg (Уельс), експлуатацію якого розпочали у 1982 р. За 30 місяців неперервної експлуатації (з липня 1983 р. по січень 1986 р.) в аерованій лагуні було очищено близько 26000 м³ фільтратів, що становить в середньому 900 м³/місяць або 30 м³/добу. Максимальний добовий притік інфільтрату становив 150 м³/добу. Об'єм аерованої лагуни становив 1000 м³. Дно і стінки лагуни були покриті водонепроникною мембраною із поліетилену низького тиску. Лагуну обладнали двома плавучими поверхневими аераторами потужністю 11 кВт кожен. Період очищення інфільтратів у аерованій лагуні становив, як правило, не менше 10 діб, процес здійснювали практично повністю в автоматичному режимі (Robinson & Grantham, 1988). Очищені в аерованій лагуні стоки автоматизованою каналізаційною насосною станцією (КНС) напірним трубопроводом довжиною 3 км перепомпували в каналізаційний колектор і далі вони надходили на малі сільські комунальні очисні споруди Llanidloes. Після спільного очищення з побутовими стічними водами відбувався скид зворотних вод у річку Severn Powys (малу річку рибогосподарського виду водокористування де розводили лососеві риби).

За 30 місяців роботи середнє значення БСК₅ інфільтратів на вході становило 3700 мг О₂/дм³, тоді як очищених інфільтратів – 18 мг О₂/дм³, тобто середній ефект очищення інфільтратів за БСК₅ становив 99,5 %. ХСК інфільтратів на вході аеробної лагуни в середньому становило 5500 мг О₂/дм³ за максимальних значень у літні місяці до 15-20 г О₂/дм³. Отримано середнє значення ХСК на виході 153 мг О₂/дм³, тобто ефект очищення за ХСК перевищував 97 %. Середній вміст амонійного азоту у вхідному інфільтраті за досліджуваний період становив 130 мг/дм³, протягом літніх місяців – у діапазоні близько 400-500 мг/дм³, а максимальнє значення становило 600 мг/дм³. Температура інфільтрату в аерованій лагуні змінювалася від 0-7 °С зимою до 5-15 °С на весні та восени і до 15-22 °С влітку. Лагуна навіть замерзала і товщина льоду становила кілька дюймів, але вже за 2-3 тижні після танення льоду знову отримували високу якість очищення інфільтрату. Загалом, автори (Robinson & Grantham, 1988) констатували, що аеробна лагуна ефективно працює навіть за низьких температур інфільтрату. Вологість отриманого внаслідок очищення осаду змінювалася в діапазоні 96,5-97,35 %.

Типовим прикладом використання аерованих лагун для очищення "старих" фільтратів може бути очисна станція полігону Bell House (Англія), введена в дію у 1995 р. Результати систематичного дослідження параметрів роботи цієї станції за період з травня 1999 р. по грудень 2000 р. наведено у (Mehmood et al., 2009). Очищення відбувалося у чотирьох послідовно з'єднаних аерованих лагунах загальним об'ємом 254 м³. Аерацію

інфільтратів здійснювали впродовж 4-6 год на добу за допомогою повітродувок та аераційних труб, укладених біля дна лагун. Притік інфільтрату на очисну станцію змінювався в дуже широкому діапазоні – від 1,0 м³/добу до 22,1 м³/добу, а в середньому становив близько 11 м³/добу. Відповідно, час гідравлічного затримання інфільтратів у комплексі з чотирьох лагун змінювався від 254 діб до 11,5 діб, а в середньому становив 23 доби. Середня температура інфільтратів за час дослідження відповідала температурі повітря і становила 13,5 С, тоді як середня температура "сирого" інфільтрату перед подачею на лагуну № 1 була помітно вищою – 16,7 С (Mehmood et al., 2009). Значення ХСК інфільтратів на вході у систему лагун за період спостережень змінювалося у діапазоні від 800 до 3400 мг О₂/дм³. Сумарний ефект очищення за ХСК, виражений у відсотках від його вхідного значення, становив 75,5 %. Середня концентрація амонійного азоту в інфільтратах полігону Bell House, отримана за період досліджень, – 965,2 мг/дм³, сумарний ефект видалення амонійного азоту становив 99,0%.

Досвід використання біологічних методів очищення інфільтратів у холодних кліматичних умовах Норвегії описано у (Maehlum, 1995). Інформативною є статистика, що станом на 1995 р. із 365 норвезьких полігонів ТПВ на 35 просто скидали "сирий", неочищений інфільтрат у каналізаційні мережі, а менше ніж на 10 полігонах використовували системи біологічного очищення. У роботі (Maehlum, 1995) детально описано дослідження роботи станції біологічного очищення інфільтрату Esva Treatment Park, яка приймає інфільтрати від полігону ТПВ Esva загальною площею 5 га, який розташований за 50 км на північний схід від Осло. Середня температура сніжна у цій місцевості становить -7 С, середня річна висота шару опадів – 800 мм. Очисна станція Esva Treatment Park, що експлуатується з 1993 р., включає 4 стадії біологічного очищення інфільтратів: 1) анаеробне очищення в резервуарі об'ємом 400 м³; 2) очищення в аерованій лагуні об'ємом 4000 м³; 3) очищення на двох паралельних штучних фільтрувальних мочарах площею 400 м² кожен; 4) очищення у штучному мочарі з вільною поверхнею площею 2000 м². Об'ємна витрата інфільтрату, що надходить на очищення, змінювалася від 30 до 300 м³/добу за середнього добового значення 120 м³/добу. Отже, середній гідравлічний час затримки інфільтратів в аерованій лагуні становив 33 доби. Насичення інфільтрату повітрям здійснювали за допомогою трьох плавучих аспіраційних пропелерних аераторів-змішувачів типу AIRE-O₂ потужністю 2,6 кВт кожен (Maehlum, 1995). Середнє значення ХСК "сирого" інфільтрату становило 1260 мг О₂/дм³, після анаеробної стадії цей показник зменшувався у середньому до 1180 мг О₂/дм³, а після аерованої лагуни – до 380 мг О₂/дм³.

З аналізу результатів попередніх натурних досліджень можна зробити висновок, що очищення інфільтратів в аерованій лагуні (чи послідовно з'єднаних лагунах) є простим, низькозатратним та достатньо ефективним методом попереднього очищення інфільтратів. На всіх трьох розглянутих очисних станціях за допомогою біологічного очищення в аеробних умовах було досягнуто значень основних показників органічного забруднення у інфільтратах (ХСК, БСК₅, амо-

нійний азот), нижчих за відповідні граничні норми (ГН) на скид у міську каналізацію Львова.

Мета дослідження – розроблення раціональної технології попереднього очищення інфільтратів, накопичених у значних об'ємах у ставках та накопичувачах за час неконтрольованої експлуатації звалищ ТПВ, до ступеня, який дав би змогу їх доочишувати за відповідного рівня розведення міськими стоками до нормованих параметрів.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження аеробного очищення проводили на установці (рис. 1) за такою методикою. У колбу заливали фільтрат Грибовицького сміттєзвалища, відібраний із ставка-накопичувача в кількості 4 л. Для створення потрібного мікробіологічного середовища додавали 10 мл активного мулу каналізаційних очисних споруд Львова. Через лабораторний аератор у нижню частину колби подавали повітря із витратою 4,2·10⁻⁵ м³/с. Початкові параметри фільтрату: концентрація розчиненого кисню (С_{РК}) – 1,87 мг/дм³; рН – 8,64; концентрація іонів амонію – 900 мг/л; хімічне споживання кисню – 11 000 мг/О₂/л.

Концентрацію розчиненого кисню вимірювали портативним киснеміром *sensIon6*TM, концентрацію амонійного азоту визначали фотометрично за методикою (KND 211.1.4.030-95, 1995). Для визначення хімічного споживання кисню використовували відому методику (DSTU ISO 6060, 2003), рН визначали потенціометрично за допомогою портативного рН/ISE/mB/°C-метра марки *sensIon*TM2 (Produkcija Hach, n.d.).



Рис. 1. Схема експериментальної установки для дослідження аеробного очищення фільтрату

Аерація здійснювалась у безперервному режимі за сталої температури досліджень – 20⁰С. Через певні періоди часу відбирали проби, в яких визначали зазначені вище параметри.

Досліджували 2 стадії аеробного очищення фільтрату: у статичному режимі, коли будь-яких змін щодо об'єму фільтрату в колбі не здійснювали, і в динамічному, коли через певні проміжки часу із колби відливали визначену кількість фільтрату, доливаючи взамін таку ж порцію свіжого фільтрату. На стадії статичного режиму встановлювали максимальний ступінь очищення інфільтрату, яка може бути досягнута в процесі аеробного біологічного окиснення за умов реалізації експерименту. Динамічний режим моделював очищення в натурних умовах, коли в аеробну лагуну постійно подається новий фільтрат і відводиться очищений на наступну стадію очищення технології попереднього очищення. В описаних дослідженнях фільтрат доливали і

відповідно відводили в кількостях 250, 350, 400 і 500 мл/день. У кожній серії динамічних досліджень доливання свіжого, відливання очищеного фільтрату, відбір та аналіз проб здійснювали до досягнення постійних показників упродовж трьох діб, після цього переходили до наступної серії досліджень.

Дослідження впливу фільтратів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах Львова проводили на дослідній установці, наведеній на рис. 2, що імітувала каналізаційні очисні споруди. Очищення суміші стічних вод з фільтратами у неперервно-

му режимі відбувалося на експериментальній аераційній установці 1 в поліетиленовому корпусі діаметром $D = 1,2$ м. На дні ємкості 1 було встановлено трубчастий аератор 2 для насичення киснем та забезпечення перемішування водомулової суміші. Подача повітря здійснювалась від компресорної станції КОС-I. Концентрацію розчиненого кисню підтримували на такому ж рівні, як і в натурному аеротенку, та контролювали за допомогою переносного киснеміра. Регулювання кількості повітря здійснювалося за допомогою вентиля 3, встановленого на подавальному трубопроводі.

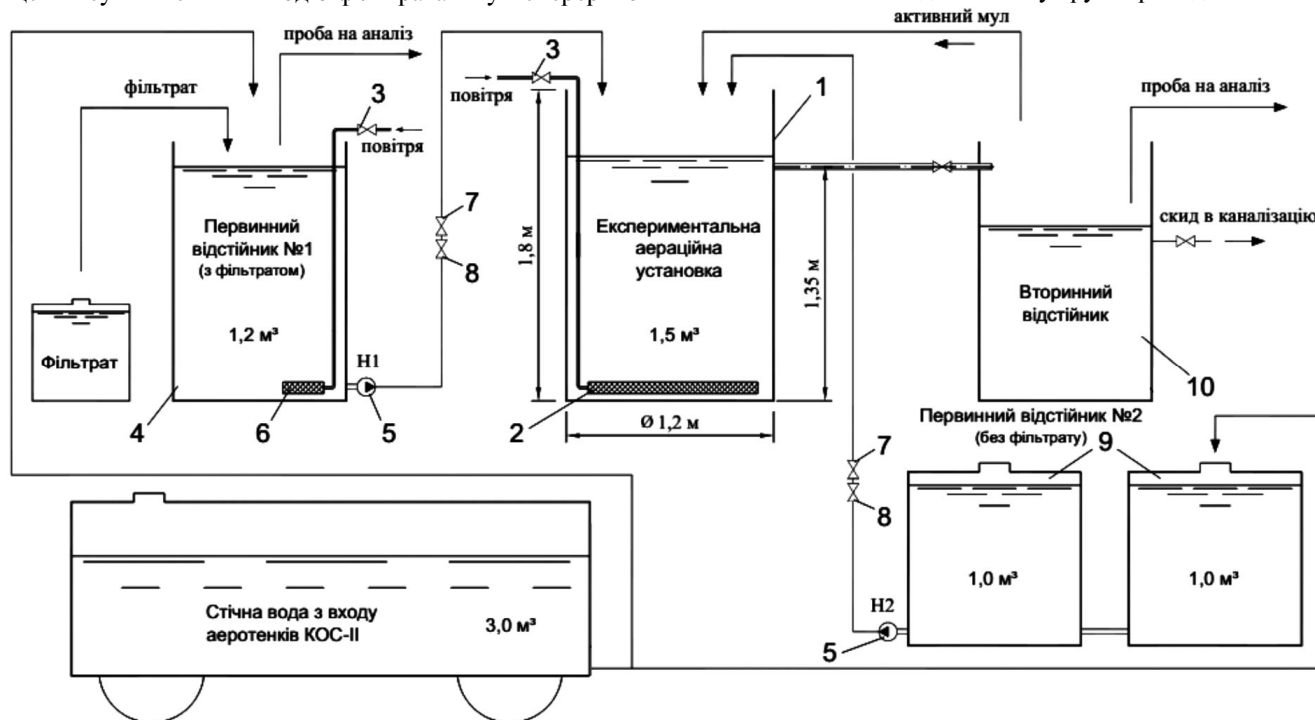


Рис. 2. Схема експериментальної установки неперервної дії: 1 – експериментальна аераційна установка; 2, 6 – трубчасті аератори; 3, 7 – вентиля; 4 – первинний відстійник № 1 (з фільтратом); 5 – насос Grundfos UPE 25-40; 8 – кульовий кран; 9 – первинний відстійник №2 (без фільтрату); 10 – вторинний відстійник

Установка включала два модельні первинні відстійники: первинний модельний відстійник для суміші стічних вод з фільтратом 4 та первинний модельний відстійник 5 для стічних вод без фільтрату. Упродовж 8-денних досліджень суміш стічних вод та фільтрату рівномірно подавали в аераційну установку 1. Регулювання витрати здійснювалося за допомогою циркуляційного насоса 5 та вентиля 7. Однорідності суміші досягали за допомогою аератора 6. Після 8 год подачі суміші стічних вод із фільтратом моделювали процес роботи аеротенку упродовж 16 год без додавання фільтрату.

Результати дослідження. Результати дослідження аеробного біологічного очищення у статичному режимі на експериментальній установці наведено на рис. 3-6.

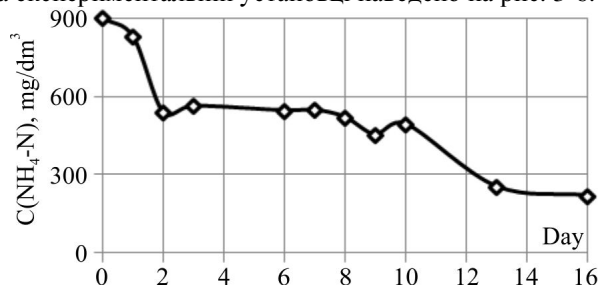


Рис. 3. Зміна концентрації $\text{NH}_4\text{-N}$ у статичному режимі

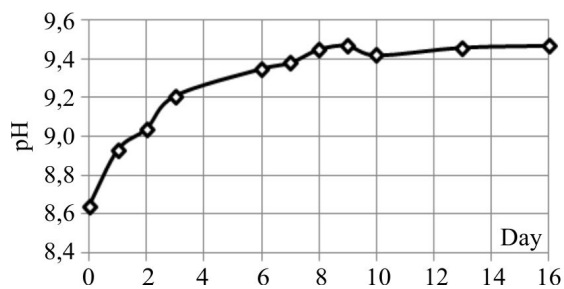


Рис. 4. Зміна значення pH у статичному режимі

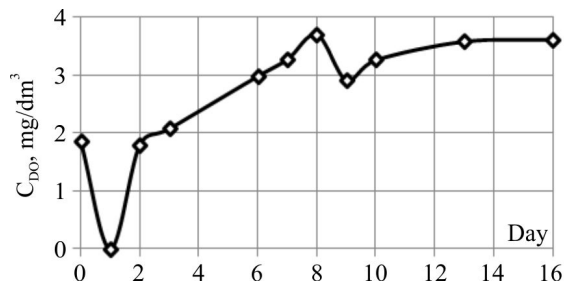


Рис. 5. Зміна концентрації розчиненого кисню у статичному режимі

Результати дослідження аеробного біологічного очищення в динамічному режимі на експериментальній установці наведено в табл. 2. В середньому сталий ре-

жим роботи установки в динамічному режимі досягався через 9-11 діб.

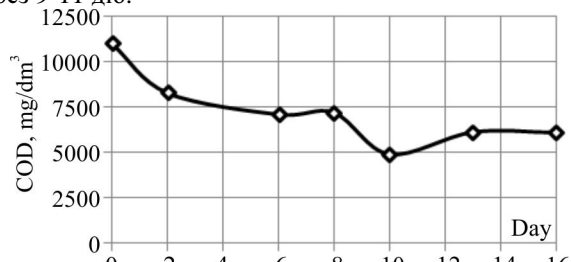


Рис. 6. Зміна значення ХСК у статичному режимі

Табл. 2. Результати дослідження аеробного біологічного очищення в динамічному режимі на експериментальній установці

Кількість відливу/ доливу фільтрату, мл/день	Час затримки у реакторі, дні	C (NH ₄ -N), мг/л	pH	C (PK), мг/л	ХСК, мг/л
250	16	583,09	9,38	3,90	5534,7
350	11,5	585,47	9,42	3,87	5536,4
400	10	584,19	9,37	3,91	5535,2
500	8	615,81	9,21	3,95	5487,1

Під час досліджень впливу фільтратів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах міста Львова стічну воду з модельного первинного відстійника 9, який складався із двох гідравлічно з'єднаних між собою резервуарів об'ємом по 1 м³ кожний, за допомогою циркуляційного насоса 5 марки Grundfos UPE 25-40 подавали в експериментальну аераційну установку 1 (див. рис. 2). Регулювання подачі рідини здійснювали за допомогою насоса 5 та вентиля 7. Очищена стічна вода з експериментальної аераційної установки подавалася у вторинний відстійник. Переключення між подачею стічних вод з первинних відстійників № 1 та 2 здійснювали за допомогою кульових кранів 8.

В експериментальну аераційну установку (аеротенк) залили 1500 л водомулової суміші із аеротенку міських очисних споруд. Суміш барботували впродовж 8 год. Одночасно асенізаційною машиною доставили стічні води після первинного відстійника очисних споруд та заповнили ними дві кубових ємності (первинний відстійник). Включали подачу насосом Н2 в експериментальну аераційну установку (аеротенк) стічних вод з первинного відстійника, одночасно відкривали відповідний трубопровід з аеротенка і наповнювали вторинний відстійник. У первинний відстійник № 1 додавали певну кількість фільтрату (для досягнення певного досліджуваного у цій серії досліджень співвідношення фільтрат: міські стоки), виключали насос Н2 з первинного відстійника № 2 та включали насос Н1 з первинного відстійника-1. О 17.00 год виключали насос Н1 первинного відстійника 1, і включали насос Н2, який подавав стічну воду без фільтрату з первинного відстійника № 2 упродовж 16 год від 17.00 год до 09.00 наступного дня. Отже, моделювали нерівномірний притік стічних вод на очисні споруди Львова. Через певні періоди часу відбирали пробу суміші об'ємом 1,5 дм³ для проведення хімічних аналізів за основними показниками.

Обговорення отриманих результатів. Аналіз результатів досліджень аеробного біологічного очищення у статичному режимі на експериментальній установці

свідчить, що за період 16-денного циклу вдалось досягти зменшення ХСК практично у 2 рази і зменшення концентрації іонів амонію більше ніж у 3 рази. Мікробіологічний аналіз встановив у складі фільтрату, який очищався, широкий спектр мікробіологічної аеробної культури, яка відрізняється від культури активного мулу міських очисних споруд. Склад цієї культури та закономірності її розвитку потребують додаткових досліджень. Різке падіння концентрації розчинного кисню після першої доби аерації може свідчити про наявність періоду інактивації цієї мікробіологічної культури.

Аналіз результатів дослідження аеробного біологічного очищення в динамічному режимі свідчить про оптимальний час затримки фільтрату в аеробній лагуні 8-10 днів. Унаслідок цього досягається зменшення ХСК майже вдвічі та очищення від амонійного азоту на 35 %. Потребує подальших досліджень вплив ступеня аерації та температури на процес очищення, ефективність застосування штучних носіїв для імобілізації мікробіологічної культури та динаміка імобілізації цієї культури.

Дані досліджень впливу фільтратів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах міста Львова свідчать, що тільки для розбавлення 1:10 концентрації амонійного азоту та ХСК на 64,30 % та 1,32 % відповідно перевищують граничні норми на скид у міську каналізацію Львова. Вміст нітратів перевищує ГН за кратності розбавлення 1:10 та 1:1000 на 92,7 % та 73,9 % відповідно. Результати дослідження дають змогу зробити висновок, що за розбавлення 1:500 та 1:1500 ефект очищення за амонійним азотом становить відповідно 92,6 % та 93 %. Це майже дорівнює ефекту очищення стічних вод без додавання фільтрату за подібних умов експерименту (95 %).

Висновки. Отже, внаслідок проведених досліджень встановлено, що у проблемі ліквідації екологічної небезпеки, спричиненої фільтратами Грибовицького сміттєзвалища, потрібно виділити етап очищення накопичених фільтратів з метою реалізації рекультивациі сміттєзвалища та етап очищення фільтратів, які постійно будуть утворюватись у тілі рекультивованого сміттєзвалища. Ці етапи істотно відрізняються за об'ємами фільтрату, який надходить на перероблення, його фізико-хімічними характеристиками та часом реалізації кожного із етапів, тому передбачувати для реалізації цих двох етапів одну технологію неефективно із технологічної та фінансової позицій. Запропоновано попереднє очищення інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища здійснювати в аеробній лагуні, а доочищення – на каналізаційних очисних спорудах Львова. У лабораторних умовах досліджено аеробну стадію (у статичних та динамічних умовах) на основі проведених досліджень на пілотній установці, що імітує роботу Львівських каналізаційних очисних споруд, встановлено мінімально допустимий рівень розведення фільтратів міськими стоками з метою забезпечення ефективної роботи цих очисних споруд.

Перелік використаних джерел

DS TU ISO 6060 (2003). Yakist vody. Vyznachannia khimichnoi pot-reby v kysni (ISO 6060:1989, IDT). [Chynnyi vid 2003-10-06]. Kyiv: Derzhspozhyvstandart Ukrainy, 2004. 6 p. [in Ukrainian].

- KND 211.1.4.030-95 (1995). *Metodyka fotometrychnoho vyznachen-nia amonii ioniv z reaktivom Neslera v stichnykh vodakh*. Kyiv, 5, 16 p. [in Ukrainian].
- Maehlum, T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Science Technology*, 32(3), 129–135.
- Mehmood, M. K., Adetutu, E., Nedwell, D. B., & Ball, A. S. (2009). In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource Technology*, 100, 2741–2744.
- Pobutovi vidkhydy (2012). *Metodychni rekomendatsii iz zbyrannia, utylizatsii ta zneshkodzhennia filtratu polihoniv pobutovykh vid-khodiv. Zaverdzheni nakazom Ministerstva rehionalnoho rozvytku, budivnytstva ta zhytlovo-komunalnoho hospodarstva Ukrainy № 421 vid 20.08.2012 r.* [in Ukrainian].
- Produkcija Hach (n.d.). Firma "Hach": elektronnij resurs. Retrieved from: <http://hach.com.ua/ru/>. [in Russian].
- Robinson, H. D., & Grantham, G. (1988). The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland. *Water Resources*, 22(6), 733–747.

О. И. Мороз, М. С. Мальованый, В. М. Жук, В. Т. Слюсар, А. С. Середя, С. Б. Мараховская, О. В. Стокалюк, Н. Ю. Черномаз

АНАЛИЗ ПЕРСПЕКТИВ АЭРОБНОЙ ОЧИСТКИ ИНФИЛЬТРАТОВ МУСОРОСВАЛОК И ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Проведен анализ перспектив аэробной очистки инфильтратов мусоросвалок и полигонов твердых бытовых отходов. Установлено, что в проблеме ликвидации экологической опасности, вызванной фильтратами Грибовической мусоросвалки, следует выделить этап очистки накопленных фильтратов с целью реализации рекультивации мусоросвалки и этап очистки фильтратов, которые постоянно будут образовываться в теле рекультивированной мусоросвалки. Эти этапы коренным образом отличаются по объемам фильтрата, который поступает на переработку, его физико-химическим характеристикам и временем реализации каждого из этапов. Поэтому предусматривать для реализации этих двух этапов одну технологию неэффективно с технологической и финансовой позиций. Предложена предварительная очистка инфильтрата Грибовической мусоросвалки осуществлять в аэробной лагуне, а доочистку – на канализационных очистных сооружениях Львова. В лабораторных условиях исследована аэробная стадия (в статических и динамических условиях). Анализ результатов исследований аэробной биологической очистки в динамическом режиме свидетельствует об оптимальном времени задержки фильтрата в аэробной лагуне 8-10 дней. В результате достигается уменьшение ХПК почти в два раза и очистка от аммонийного азота на 35 %. На основании проведенных исследований на пилотной установке, которая имитирует работу Львовских канализационных очистных сооружений, установлен минимально допустимый уровень разведения фильтратов городскими стоками с целью обеспечения эффективной работы этих очистных сооружений.

Ключевые слова: аэробная лагуна; очистные сооружения; пилотная установка; статические условия; динамические условия.

O. I. Moroz, M. S. Malovanyy, V. M. Zhuk, V. T. Sljusar, A. S. Sereda, S. B. Marashovska, O. V. Stockaluk, N. Yu. Chornomaz

THE ANALYSIS OF THE PROSPECTS FOR AEROBIC TREATMENT OF GARBAGE DUMPS AND SOLID WASTE LANDFILLS INFILTRATES

The problems of the garbage dumps and solid waste landfills infiltrates treatment arise throughout the whole period of design, operation and planned closure of these facilities. The problem is particularly acute for Ukraine, although to a slightly less extent it is relevant for Sweden, Norway, Finland and other countries. To investigate the efficiency of the method of biological treatment in aerobic lagoons for the infiltrates treatment of Hrybovychi landfill, we conducted a research in the laboratory conditions close to industrial technology. The investigation of the filtrate impact on the biological treatment process at the wastewater treatment plants in the city of Lviv was conducted at the experimental installation, imitating sewage treatment facilities. The analysis of the studies of aerobic biological treatment in a static mode shows that for the period of a 16-day cycle, almost double reduction of COD and more than 3 times decrease in the concentration of ammonium ions have been achieved. Microbiological analysis discovered a wide range of aerobic microbiological culture as a part of the treated filtrate, which is different from the culture of urban sludge treatment plants. The composition of this culture and the rules of its development need further research. The analysis of the studies of aerobic biological treatment in a dynamic mode indicates the optimum time of filtrate delay in an aerobic lagoon for 8-10 days. As a result, there is almost double reduction of COD and purification of ammonia nitrogen by 35 %. The influence of the aeration degree and temperature on the process of treatment, the effectiveness of the use of artificial media for immobilization of microbiological culture and the dynamics of this culture immobilization require further research. Based on the research conducted at the pilot installation, imitating the work of Lviv sewage treatment facilities, the minimum acceptable degree of filtrates dilution with urban runoff was set to ensure the effective operation of treatment facilities.

Keywords: aerobic lagoon; wastewater treatment plants; pilot installation; static conditions; dynamic conditions.

Інформація про авторів:

- Мороз Олександр Іванович**, д-р техн. наук, професор, директор інституту екології, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна. **Email:** olekhmoroz@gmail.com
- Мальований Мирослав Степанович**, д-р техн. наук, професор, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна. **Email:** mmal@lp.edu.ua
- Жук Володимир Михайлович**, канд. техн. наук, доцент, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна. **Email:** zhuk_ym@ukr.net
- Слюсар Віра Тарасівна**, канд. техн. наук, інженер, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна. **Email:** v-rashandrovych@ukr.net
- Середя Андрій Сергійович**, аспірант, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна. **Email:** sere-daa92@gmail.com
- Мараховська Світлана Борисівна**, лаборант, Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна. **Email:** sbmarachovska@gmail.com
- Стокалюк Олег Володимирович**, канд. техн. наук, полковник служби цивільного захисту, Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, м. Львів, Україна. **Email:** stokoleg@gmail.com
- Черномаз Наталія Юріївна**, канд. техн. наук, доцент, Тернопільський національний технічний університет ім. Івана Полюя, м. Тернопіль, Україна. **Email:** vika_tr@i.ua