

Міністерство освіти і науки України
Вінницький національний технічний університет

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ІЩЕНКО ВІТАЛІЙ АНАТОЛІЙОВИЧ

УДК 504.054:628.472

ДИСЕРТАЦІЯ

**НАУКОВІ ЗАСАДИ УПРАВЛІННЯ, РЕЦИКЛІНГУ ТА РЕСУРСНОГО
ПОТЕНЦІАЛУ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ
ВІДХОДІВ**

21.06.01 – екологічна безпека
технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



В.А. Іщенко

Вінниця – 2026

АНОТАЦІЯ

Ищенко В.А. Наукові засади управління, рециклінгу та ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека. – Вінницький національний технічний університет, МОН України, Вінниця, 2026.

Дисертація присвячена вирішенню актуальної наукової проблеми відсутності в державі системних дій щодо вирішення проблеми зниження екологічних ризиків та безпечного поводження з відходами, що зумовлює необхідність розроблення методології управління, рециклінгу та оцінки ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів.

У результаті проведення комплексу теоретичних та експериментальних досліджень у дисертації запропоновано нові наукові положення, висновки та рекомендації, які дозволяють знизити екологічні ризики та запобігти забрудненню довкілля шляхом удосконалення системи управління та технологій рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів.

У **вступі** обґрунтовано актуальність теми дисертаційної роботи, сформульовані ідея, мета і задачі досліджень, визначено наукову новизну та практичну цінність одержаних результатів, дані про особистий внесок здобувача, апробацію результатів дисертації, структуру і обсяг роботи.

Перший розділ присвячений аналізу сучасного стану досліджень проблеми небезпечних компонентів побутових відходів. Проаналізовані види небезпечних компонентів побутових відходів та вміст у них токсичних речовин. Проведений аналіз показує, що у побутових відходах міститься велика кількість небезпечних компонентів (люмінесцентні лампи, батарейки, залишки миючих засобів та ін.) і ще більше небезпечних речовин, серед яких сполуки важких

металів, ароматичні вуглеводні та багато інших агресивних, канцерогенних органічних і неорганічних сполук. Облік утворення небезпечних компонентів побутових відходів є складною задачею, оскільки потребує комбінування різних методів – статистичного аналізу, розрахункових методів, наукових досліджень, експертних оцінок, тощо.

У **другому** розділі досліджено забруднення навколишнього середовища небезпечними компонентами побутових відходів, в тому числі при їхньому розміщенні на полігонах і сміттєзвалищах, внаслідок чого у довкілля можуть надходити ряд шкідливих речовин – в першу чергу, важких металів. Проаналізовані джерела найбільш поширених важких металів (свинець, кадмій, нікель, ртуть, хром, цинк, мідь, арсен) у побутових відходах, в. т.ч. у їхніх небезпечних компонентах. Також досліджено вплив небезпечних компонентів побутових відходів на живі організми за допомогою методу біотестування. Показано їхній значний негативний екологічний вплив на прикладі косметичних миючих засобів та батарейок: навіть невеликі їх домішки у воді викликають повну загибель зоопланктону і більшу частину фіто- та бактеріопланктону. Результати дослідження показують, що відпрацьовані батарейки дуже швидко змінюють характеристики середовища, в тому числі за рахунок наявності важких металів (ртуть, нікель, кадмій та інші), що містяться в батарейках.

У **третьому** розділі проаналізовано міграцію токсичних речовин із небезпечних компонентів побутових відходів. Аналіз джерел надходження важких металів у довкілля разом із відходами свідчить про великі масштаби потенційного забруднення. Досліджені механізми міграції токсичних речовин у довкіллі та оцінене забруднення навколишнього середовища важкими металами внаслідок розміщення небезпечних компонентів відходів на полігонах. Так, аналіз вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах поблизу Стадницького полігону побутових відходів показав відсутність перевищень допустимих норм. Виявлена залежність вмісту кадмію від відстані від полігону (концентрація

повільно знижується по мірі віддалення від полігону. Прогнозування вмісту важких металів із використанням реакторів-симуляторів сміттєзвалищ показало, що концентрації важких металів у фільтраті є досить високими і сильно залежать від умов в реакторах, на які значний вплив має морфологічний склад відходів. Перенесення результатів, отриманих за допомогою реакторів на реальні українські полігони, показує значне перевищення допустимих концентрацій важких металів у фільтраті навіть після багатьох років накопичення відходів. Оцінка ступеню вимивання металів показала більше вимивання важких металів із суміші відходів з більшим вмістом органічної фракції.

Четвертий розділ включає дослідження ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів. Розроблена комплексна методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів, в тому числі їхніх небезпечних компонентів, яка дозволяє обчислити кількість конкретних ресурсів, які можуть бути вилучені із відходів. Оцінено потоки небезпечних компонентів побутових відходів, обсяги їхнього утворення в Україні та інших країнах Європи: при цьому, визначено, що офіційні оціночні дані є, ймовірно, заниженими. Проаналізовано обсяги утворення окремих категорій небезпечних компонентів побутових відходів в Україні (відходи електричного та електронного обладнання, відпрацьовані батарейки, відпрацьовані фреони). Оцінено рівень збирання небезпечних компонентів побутових відходів в Україні. Також у розділі здійснено оцінку ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів на прикладі відходів електричного та електронного обладнання, відпрацьованих батарейок (в першу чергу, дорогоцінні (золото, срібло, паладій, платина та ін.) та інші метали (цинк, алюміній, манган, залізо та ін.)), а також непридатних пестицидів.

У **п'ятому** розділі обґрунтовано методи і способи управління небезпечними компонентами побутових відходів. Проаналізовано існуючі методи та засоби для зберігання і транспортування небезпечних компонентів

побутових відходів на прикладі відпрацьованих батарейок. Проаналізовано існуючі системи управління небезпечними компонентами побутових відходів в Україні та світі. Можливості переробки відходів в Україні дуже обмежені. Тому управління небезпечними компонентами побутових відходів в Україні є досить неефективним через законодавчі, фінансові та інші перешкоди. Розроблено оптимізовану схему управління небезпечними компонентами побутових відходів та проаналізовані ключові елементи її роботи із відповідними рекомендаціями.

У **шостому** розділі проаналізовані існуючі технології переробки небезпечних компонентів побутових відходів, зокрема загальні принципи переробки, методи рециклінгу. Технології переробки, що використовуються наразі, зосереджені лише на відновленні металів (і, таким чином, утворюють відходи), не дозволяють повного відновлення ресурсів, не є самодостатніми та потребують додаткового фінансування (наприклад, через систему розширеної відповідальності виробника). Тому розроблено комплексний метод рециклінгу відпрацьованих цинк-вугільних батарейок. Для досягнення повного рециклінгу було використано механічне розбирання відпрацьованих батарейок. Це дає можливість відновити всі ресурси порівняно з методами, що традиційно використовуються для переробки батарейок, і де багато ресурсів втрачається. Також досліджено вилучення відпрацьованого електроліту, регенерацію відпрацьованого агломерату, можливості піролізної переробки органічної частини (поліпропіленові та паперові ізолятори).

Сьомий розділ містить рекомендації щодо запобігання утворенню небезпечних компонентів побутових відходів. Розроблено рекомендації щодо управління окремими категоріями небезпечних компонентів побутових відходів: відпрацьованих батарейок, люмінесцентних ламп, фреонів. Розроблено технічні рішення для підвищення ефективності збору небезпечних компонентів побутових відходів (контейнери для відпрацьованих побутових батарейок та компактних люмінесцентних ламп). Також визначені етапи

впровадження системи управління відпрацьованими фреонами. Наведено рекомендації щодо роботи з населенням для забезпечення ефективного управління небезпечними компонентами побутових відходів. Розроблено дорожню карту управління небезпечними компонентами побутових відходів, яка включає чіткий поетапний алгоритм встановлення відповідної системи управління.

Ключові слова: екологічна безпека, природоохоронні технології, відходи, управління відходами, рециклінг, ресурсний потенціал, небезпечний компонент побутових відходів, забруднення довкілля.

Список публікацій здобувача

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

Статті у журналах наукометричних баз Scopus та/або Web of Science

1. Mihai, F.-C., Gündogdu, S., Markley, L.A., Olivelli, A., Khan, F.R., Gwinnett, C., Gutberlet, J., Reyna-Bensusan, N., Llanquileo-Melgarejo, P., Meidiana, C., Elagroudy, S., **Ishchenko, V.**, Penney, S., Lenkiewicz, Z., Molinos-Senante, M. (2022). Plastic pollution, waste management issues, and circular economy opportunities in rural communities. *Sustainability* 2022, 14(1), 20. <https://doi.org/10.3390/su14010020> (квартиль Q1)

2. **Ishchenko, V.** (2019). Heavy metals in municipal waste: the content and leaching ability by waste fraction. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54(14), 1448-1456. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1655369> (квартиль Q2)

3. **Ishchenko V.**, Llori J., & Ramos C. Determinación del impacto ambiental de los componentes de champús sobre las algas *Chlorella* por el método de bioindicación. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2017, 8(6), 37-46. <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1431> (квартиль Q4)

4. **Ishchenko, V.** (2017). Soil contamination by heavy metal mobile forms near landfills. *International Journal of Environment and Waste Management*, 20(1), 66-74. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2017.086030> (квартиль Q3)

5. **Ishchenko, V.** (2018). Prediction of heavy metals concentration in the leachate: a case study of Ukrainian waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(3), 1892-1900. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0740-7> (квартиль Q2)

6. **Ishchenko, V.**, Dworak, S., & Fellner, J. (2024). Hazardous household waste management in Ukraine and Austria. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 26(1), 635-641. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01818-1> (квартиль Q2)

7. Hlavatska, L., **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., & Salamon, I. (2021). Material flow analysis of waste electrical and electronic equipment in Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*, 22(9), 198-207. <https://doi.org/10.12911/22998993/189187> (квартиль Q3)

8. **Ishchenko, V.**, & Sydoruk, T. (2024). Waste electrical and electronic equipment flows in Ukraine. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Waste and Resource Management*, 177(3), 114-121. <https://doi.org/10.1680/jwarm.23.00016> (квартиль Q4)

9. Xiaodong, S., **Ishchenko, V.**, & Polyvanyi, S. (2025). Environmental impact and flows of waste batteries in China. *Environmental Problems*, 10(2), 156-167. <https://doi.org/10.23939/ep2025.02.156> (квартиль Q4)

10. **Ishchenko, V.** (2025). Waste Refrigerants Flows: A Case Study of Domestic Refrigeration in Ukraine. *Environmental Research, Engineering and Management*, 81(1), 66-75. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.81.1.37057> (квартиль Q3)

11. Ranskiy, A., Gordienko, O., & **Ishchenko, V.** (2024). Waste Zinc–Carbon Battery Recycling: Focus on Total Material Recovery. *Recycling*, 9(5), 83. <https://doi.org/10.3390/recycling9050083> (квартиль Q1)

12. Xiaodong, S., & **Ishchenko, V.** (2024). Environmental impact analysis of waste lithium-ion battery cathode recycling. *Journal of Ecological Engineering*, 25(7), 352-358 <https://doi.org/10.12911/22998993/189187> (квартиль Q2)

Наукові фахові видання України категорії «Б»

13. Главацька, Л.Ю., **Іщенко, В.А.** (2024). Поводження з відпрацьованими фреонами в Україні. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 1, 11-16. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2024-172-1-11-16>

14. Главацька, Л.Ю., **Іщенко, В.А.**, & Петрук В.Г. (2020). Дослідження організаційних засад поведження з відходами електричного та електронного обладнання в Україні. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування ім. адмірала Макарова*, 3, 115-123. [https://doi.org/10.15589/znp2020.3\(481\).15](https://doi.org/10.15589/znp2020.3(481).15)

15. Главацька, Л.Ю., & **Іщенко, В.А.** (2021). Аналіз складу компонентів електронних та електричних відходів. *Вісник ВПІ*, 1, 42-48. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2021-154-1-42-48>

16. **Іщенко, В. А.**, Березюк, А. П. (2014). Хімічні перетворення зношених автомобільних шин у доквіллі. *Вісник національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження», 2 (13), 52-54. <https://chemengine.kpi.ua/article/view/52065/47926>

17. **Ishchenko, V. A.** (2018). Environment contamination with heavy metals contained in waste. *Environmental Problems*, 3(1), 21-24. <https://science.lpnu.ua/sites/default/files/journal-paper/2018/nov/14878/3.pdf>

18. **Іщенко, В. А.** (2022). Оцінка потоків небезпечних побутових відходів в Україні. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 4, 13-18. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2022-163-4-13-18>

19. **Ishchenko, V.** (2021). Assessment of spent batteries streams in Ukraine. *Екологічна безпека та природокористування*, 2(38), 55-63. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2021.2.55-63>

20. **Іщенко, В. А.**, Петрук, Р. В., & Тітов, Т. С. (2025). Ресурсний потенціал непридатних пестицидів. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 1, 35–42. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-178-1-35-42>
21. Сяодун, С., & **Іщенко, В. А.** (2023). Поводження з використаними літій-іонними батареями в Китаї. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 21-27. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2023-167-2-21-27>
22. **Іщенко, В. А.**, & Петрук, В. Г. (2014). Поводження з твердими побутовими відходами у м. Ладижин Вінницької області. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 7-10. <https://visnyk.vntu.edu.ua/index.php/visnyk/article/view/949/948>
23. **Іщенко, В. А.** (2015). Способи поводження з твердими побутовими відходами у містах України. *Екологічна безпека та природокористування*, 2, 21–30. <https://repository.knuba.edu.ua/server/api/core/bitstreams/a1a9729a-a401-4a18-a75b-b6796367444c/content>
24. Ранський, А. П., Гордієнко, О. А., **Іщенко, В. А.**, & Томчук, М. М. (2025). Лужні і сольові хімічні джерела струму. Порівняльний аналіз та їх рециклінг. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 53-61. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-179-2-53-61>
25. Sun, X., & **Ishchenko, V.** (2025). Optimization of the collection system for waste batteries. *Environmental Safety and Natural Resources*, 54(2), 23–33. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2025.2.23-33>
26. **Іщенко, В. А.** (2014). Дорожня карта впровадження оптимального сценарію поводження з твердими побутовими відходами у малих містах України. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 9, 137-142. <https://journal.ldubgd.edu.ua/index.php/Visnuk/article/view/552/547>

Монографії (розділи монографій):

27. **Ishchenko, V.**, Vasytkivskiy, I., Hlavatska, L., & Garcia, C. H. U. (2021). Water pollution by special waste. In O. Mitryasova & C. Staddon (Eds.), *Water Security: Monograph* (Issue 2, pp. 95–108). Mykolaiv, Ukraine / Bristol, UK.

28. **Ishchenko, V.**, & Vasytkivskiy, I. (2019). Environmental pollution with heavy metals: case study of the household waste. In *Sustainable production: Novel trends in energy, environment and material systems* (pp. 161-175). Cham: Springer International Publishing.

29. Petruk, V., Stalder, F., **Ishchenko, V.**, Vasytkivskiy, I., Petruk, R., Turchyk, P., Kvaternyuk, S., Shyrnin, M., & Volovodiuk, V. (2016). *Household waste management. The European experience*. Nilan-Ltd.

30. Mihai, F. C., **Ishchenko, V.**, Iordachi, V., Ivanova, V., & Dzebisashvili, N. (2024). Circular Economy and Waste Management in Eastern Europe. In: Ilić P, Pržulj N (eds) *Circular Economy* (pp. 57-95). Academy of Sciences and Arts of the Republic of Srpska, Banja Luka.

31. Петрук, В. Г., **Ищенко, В. А.**, & Петрук, Р. В. (2023). *Оптимізація системи інтегрованого управління твердими побутовими відходами у Вінницькій області*. ВНТУ.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації

Статті у інших виданнях:

32. Hlavatska, L., **Ishchenko, V.**, & Kamtoh Tebug, G. (2021). X-ray fluorescence analysis of waste electrical and electronic equipment. *Polonia University Scientific Journal*, 2, 260-265.
<http://pnap.ap.edu.pl/index.php/pnap/article/view/722>

33. **Ishchenko, V.**, Petruk, R., & Kozak, Y. (2016). Hazardous household waste management in Vinnytsia region. *Environmental Problems*, 1(1), 27-30.

<https://science.lpnu.ua/ep/all-volumes-and-issues/volume-1-number-1-2016/hazardous-household-waste-management-vinnytsia>

Патенти на корисну модель:

34. Ранський, А. П., **Іщенко, В. А.**, Гордієнко, О. А., Петрук, В. Г., Тітов, Т. С., & Міщук, О. В. (2024). *Спосіб утилізації відпрацьованих сольових хімічних джерел струму манган-цинкової системи* (Патент України № 157771). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.

35. **Іщенко, В. А.** (2012). *Контейнер для роздільного збору твердих побутових відходів* (Патент України № 69744). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.

36. **Іщенко, В. А.** (2024). *Контейнер для відпрацьованих побутових батарей* (Патент України № 157261). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.

37. **Іщенко, В. А.**, Петрук, В. Г., & Кватернюк, С. М. (2019). *Контейнер для компактних люмінесцентних ламп* (Патент України № 134383). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.

Навчальні посібники

38. Петрук, В. Г., Ранський, А. П., Петрук, Р. В., Васильківський, І. В., **Іщенко, В. А.**, & Безвозюк, І. І. (2012). *Управління та поводження з відходами. Частина 1. Технології знезараження непридатних пестицидів*. Вінниця: ФОП Рогальська.

39. Петрук, В.Г., Васильківський, І.В., **Іщенко, В.А.**, & Петрук, Р.В. (2016). *Управління та поводження з відходами. Ч.3. Полігони твердих побутових відходів*. Доступ через <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/1138/Management%20and%20treatment%20of%20waste.%20Part%203..pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

40. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Borowik, B., Falat, P., & Shaikhanova, A. (2018). Toxic substances in hazardous household waste. In: *Proceedings of International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2018*, Vol. 18, Issue 4.2, July 2 – July 8, 2018 (pp. 223-230). Sofia: STEF92 Technology Ltd. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/4.2/S18.029>

41. Козак, Я. Л., **Іщенко, В.А.** (2015). Дослідження небезпечних складових побутових відходів. *Тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави»*, м. Київ, Національний авіаційний університет, 16 квітня 2015 р. (С. 146). Київ: НАУ.

42. **Ishchenko, V.** (2024). Waste Management in Ukraine: New Challenges and Opportunities in Wartime. In *Proceedings of the 7th Eurasia Waste Management Symposium*, Istanbul, Turkey, 21-23 October 2024 (pp. 641-648). Istanbul: Yildiz Technical University.

43. **Іщенко, В.А.** (2018). Токсичні речовини у відпрацьованих хімічних джерелах струму. *Матеріали XLVII Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 21-23 березня 2018 р. Доступ через <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-ebmd/all-ebmd-2018/paper/view/3841/3819>

44. **Іщенко, В.А.** (2019). Токсичні речовини у небезпечних компонентах побутових відходів. *Матеріали XLVIII Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 13-15 березня 2019 р. Доступ через <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/26752/7145.pdf>

45. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kochan, R., Mitryasova, O., & Zawislak, S. (2019). Assessment of hazardous household waste generation in Eastern Europe. In *Proceedings of 19th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2019*, June 30–July 6, 2019, vol. 19, iss. 6 (pp. 559-566). Sofia: STEF92 Technology Ltd.

46. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kozak, Y., Kochanek, A., & Politylo, R. (2016). Assessment of batteries influence on living organisms by bioindication method. In *Proceedings of 16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016. Book 5. Ecology, Economics, Education and Legislation*, June 28-July 6, 2016 (pp. 85-92). Sofia: STEF92 Technology Ltd

47. Іващук, І.В., & **Іщенко, В.А.** (2023). Поводження з небезпечними відходами в ЄС. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023»*, ВНТУ, м. Вінниця, 21-23.11.2023 р. Доступ через <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/egeu/egeu2023/paper/viewFile/19374/1613>
1

48. Xiaodong, S., **Ishchenko, V.** (2022). Waste batteries generation in China. *Матеріали Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Екологічно сталий розвиток урбосистем»*, ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2–3 листопада 2022 р., м. Харків (С. 73-75). Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова.

49. **Іщенко, В. А.** (2015). Вплив полігонів побутових відходів на рівень забруднення ґрунтів важкими металами. *Збірник наукових праць V-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015)*, 23-26 вересня, 2015 р., м. Вінниця (С. 51). Вінниця: Нілан-ЛТД.

50. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kochanek, A., & Przydatek, G. (2017). Comparative environmental analysis of waste processing methods in paper recycling. *Proceedings of International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2017, vol. 17, Issue 51. Ecology, Economics, Education and Legislation*, June 29 – July 5, 2017 (pp. 227-234). Sofia: STEF92 Technology Ltd.

51. Styskal, O., **Ishchenko, V.**, Petruk, R., Pohrebennyk, V., & Kochanek, A. (2016). Assessment of chlorinated water impact on phytoplankton. *16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016, SGEM Vienna GREEN Extended Scientific Sessions*, 2-5 November, 2016. Book 3, vol. 3 (pp. 373-380).

52. **Ищенко, В. А.**, Майка, Л. М., & Кватернюк, С. М. (2014). Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біоіндикації по фітопланктону. *Збірник матеріалів 3-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування»*, 17-19 вересня 2014 р., Львів, (С. 29).

53. **Ищенко, В.А.** (2017). Дослідження джерел важких металів у складі відходів. *Збірник наукових праць VI-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю*, 20-22 вересня 2017 р., Вінниця (С. 84). ВНТУ

54. **Ishchenko, V.**, Xiaodong, S., Hlavatska, L., & Gritsuk, I. (2023). Hazardous Waste Generation and Management: a Case Study of Ukraine. In *Proceedings of the 26th Conference on Process Integration, Modelling and Optimisation for Energy Saving and Pollution Reduction*, Thessaloniki, Greece, 8–11 October 2023. Multidisciplinary Digital Publishing Institute

55. **Ищенко, В. А.** (2022). *Утворення небезпечних побутових відходів в Україні*. LI Науково-технічна конференція ВНТУ, Вінниця, Україна. 31 травня 2022 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2022/paper/view/15304/12879>

56. **Ищенко, В.А.** (2021). *Обсяги утворення відпрацьованих батарей в Україні*. Матеріали L Науково-технічної конференції ВНТУ, Вінниця, Україна, 18 березня 2021 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-ebmd/all-ebmd-2021/paper/view/11803/10245>

57. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kochanek, A., & Hlavatska, L. (2019). Waste electrical and electronic equipment management in Ukraine. In *Proceedings of International Conference on Geosciences*, March 26-29, 2019, Athens, Greece. Book 3, vol. 1 (pp. 197-204). Saima Consult LTD.

58. **Ищенко, В.А.** (2020). Обсяги утворення відходів електричного та електронного обладнання в Україні. *Матеріали XLIX Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 27-28 квітня 2020 р. Режим доступу: <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/28958/9793.pdf>

59. **Ищенко, В.А.** (2023). Управління спеціальними відходами: ресурси і можливості. *Збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології»*, 21–23 листопада 2023 р., Івано-Франківськ. (С. 292-294). Центр екологічної освіти та інформації.

60. Sun, X., & **Ishchenko, V.** (2023). Study on waste batteries storage. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023»*, Вінниця, 21-23.11.2023 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/egeu/egeu2023/paper/viewFile/19289/16130>

61. Xiaodong, S., & **Ishchenko, V.** (2024). Processing of waste lithium-ion battery cathode. *Матеріали ІІІ Науково-технічної конференції ВНТУ*, Вінниця, 20-22.03.2024 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2024/paper/view/20892/17298>

62. Xiaodong, S., & **Ishchenko, V.** (2024). Analysis of current situation on recovery of used lithium-ion batteries in China. *Матеріали ІХ Міжнародного з'їзду екологів*, Вінниця, 25-27.09.2024 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/ecology/ecology2024/paper/view/22045/18270>

ABSTRACT

Ishchenko V.A. Scientific principles of management, recycling and resource potential of hazardous components of household waste. – Qualification scientific work in the form of a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Technical Sciences in the specialty 21.06.01 – Environmental Safety. – Vinnytsia National Technical University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Vinnytsia, 2025.

This dissertation addresses the critical scientific problem regarding the lack of systematic action in Ukraine to implement environmental risk reduction and safe waste management. This necessitates the development of a methodology for managing, recycling, and assessing the resource potential of hazardous components of household waste.

Drawing on a comprehensive body of theoretical and experimental research, the dissertation presents new scientific findings, conclusions, and recommendations. These contributions facilitate the reduction of environmental risks and the prevention of environmental pollution through the development of a specific system for hazardous household waste management and recycling.

The **introduction** substantiates the relevance of the dissertation topic and formulates the idea, goal, and objectives of the research. Furthermore, it determines the scientific novelty and practical value of the results obtained, and presents the following: data on the personal contribution of the applicant, approval of the dissertation results, and the structure and scope of the work.

The **first** chapter is devoted to the critical analysis of current research regarding hazardous household waste. It examines the various types of hazardous household waste and their toxic substance content. This analysis reveals that household waste incorporates a significant number of hazardous components (e.g., fluorescent lamps, batteries, detergent residues) and numerous toxic substances.

These substances include, but are not limited to, heavy metal compounds, aromatic hydrocarbons, and a range of aggressive and carcinogenic organic and inorganic compounds. Accurately quantifying hazardous household waste generation is a complex task, as it necessitates the integration of various approaches, such as statistical analysis, calculation methods, targeted research, and expert assessments.

Chapter **two** examines environmental pollution caused by hazardous household waste, particularly focusing on the effects of their landfilling. This process allows various harmful substances, primarily heavy metals, to infiltrate the environment. The sources of the most common heavy metals (lead, cadmium, nickel, mercury, chromium, zinc, copper, and arsenic) within hazardous household waste, including their hazardous components, are thoroughly analysed. The ecological impact of hazardous household waste on living organisms was also investigated through biotesting. Using cosmetic detergents and batteries as case studies, the significant negative environmental impact was demonstrated: even trace amounts of impurities in water led to the complete mortality of zooplankton and the loss of most phyto- and bacterioplankton. The study results further indicate that spent batteries rapidly alter environmental characteristics, largely due to the leaching of heavy metals such as mercury, nickel, and cadmium.

Chapter **three** focuses on the migration of toxic substances from hazardous household waste. An examination of the sources through which heavy metals enter the environment via waste indicates a large-scale potential for pollution. The mechanisms of toxic substance migration are investigated, and environmental pollution from heavy metals during the landfilling of hazardous waste components is assessed. Analysis of the mobile forms of heavy metals in soils near the Stadnytsia landfill showed no exceedances of permissible concentrations. However, a clear relationship was found between cadmium content and distance from the landfill, with concentrations slowly decreasing further away. Forecasting the content of heavy metals using landfill simulator reactors demonstrated that leachate concentrations are quite high and are strongly dependent on reactor conditions, which, in turn, are

significantly influenced by the waste's morphological composition. Extrapolating these reactor results to real Ukrainian landfills predicts a significant exceedance of the permissible concentrations of heavy metals in the leachate, even after many years of waste accumulation. Furthermore, the assessment of metal leaching indicated greater heavy metal release from waste mixtures containing a higher organic fraction.

Chapter **four** investigates the resource potential of hazardous household waste. A comprehensive methodology for assessing this potential—including its hazardous components—has been developed. This methodology enables the calculation of the quantity of specific resources recoverable from the waste stream. The flows and generation volumes of hazardous household waste in Ukraine and other European countries were estimated. The findings suggest that official data in Ukraine are likely underestimated. Furthermore, the generation of specific hazardous household waste categories in Ukraine, such as waste electrical and electronic equipment, used batteries, and used freons, was analysed. The chapter also evaluates the hazardous household waste collection rate across Ukraine. Finally, the resource potential of hazardous household waste was quantified through case studies involving waste electrical and electronic equipment, used batteries, and obsolete pesticides. The primary recoverable resources identified include precious metals (gold, silver, palladium, platinum, etc.) and other valuable metals (zinc, aluminium, manganese, iron, etc.).

Chapter **five** substantiates the proposed methods and strategies for hazardous household waste management. Existing approaches to hazardous household waste storage and transportation are analysed, using waste batteries as a specific case study. An evaluation of current hazardous household waste management systems in both Ukraine and globally reveals that, due to severely limited recycling capacity and legislative, financial, and other obstacles, the current management of hazardous household waste in Ukraine is significantly ineffective. Consequently, the chapter proposes an optimized hazardous household waste management scheme. The key operational elements of this scheme are analysed in detail, alongside relevant recommendations for its implementation.

Chapter **six** analyses existing technologies for hazardous household waste processing, specifically examining general processing principles and recycling methods. The evaluation reveals that current recycling technologies primarily focus on metal recovery, which generates secondary waste, prevents full resource recovery, lacks self-sufficiency, and requires external financing (e.g., through extended producer responsibility schemes). Consequently, a comprehensive method for recycling spent zinc-carbon batteries was developed. To ensure maximum resource recovery, this method employs mechanical disassembly, which allows for the retrieval of virtually all resources, unlike traditional methods where significant resources are lost. Further investigations included the extraction of spent electrolyte, regeneration of the agglomerate, and assessing the potential for pyrolysis of the organic components (polypropylene and paper insulators).

Chapter **seven** presents recommendations aimed at preventing the generation of hazardous household waste. Specific management recommendations were developed for various hazardous household waste categories, including waste batteries, fluorescent lamps, and freons. Technical solutions were devised to increase hazardous household waste collection efficiency, such as specialized containers for spent batteries and compact fluorescent lamps. The chapter also identifies key implementation stages for a waste freons management system. To ensure effective hazardous household waste management, recommendations for public engagement and cooperation were provided. Finally, a roadmap for hazardous household waste management was developed, outlining a clear, step-by-step algorithm for establishing an appropriate system.

Keywords: environmental safety, environmental protection technologies, waste, waste management, recycling, resource potential, hazardous household waste, environmental pollution.

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	2
ABSTRACT	16
ВСТУП.....	25
РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ДОСЛІДЖЕНЬ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	37
1.1 Види небезпечних компонентів побутових відходів та джерела їх утворення.....	37
1.2 Токсичні речовини у небезпечних компонентах побутових відходів	41
1.3 Облік небезпечних компонентів побутових відходів та статистика їх накопичення	50
1.4 Висновки до першого розділу	53
РОЗДІЛ 2 ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НЕБЕЗПЕЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	55
2.1 Забруднення навколишнього середовища внаслідок надходження небезпечних компонентів побутових відходів на полігони	55
2.2 Забруднення довкілля важкими металами у відходах	61
2.3 Використання методу біотестування для оцінювання впливу небезпечних компонентів побутових відходів на довкілля.....	67
2.3.1 Застосування біотестування для аналізу екологічного впливу відпрацьованих батарейок	67

2.3.2 Визначення екологічного впливу небезпечних компонентів косметичних миючих засобів методом біотестування на прикладі водорості хлорели	75
---	----

2.4 Висновки до другого розділу	85
---------------------------------------	----

РОЗДІЛ 3 МОНІТОРИНГ МІГРАЦІЇ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ У ДОВКІЛЛІ	87
--	----

3.1 Джерела надходження важких металів у довкілля із відходами	87
--	----

3.2 Механізми міграції токсичних речовин	96
--	----

3.3 Міграція небезпечних компонентів побутових відходів з полігонів	99
---	----

3.4 Оцінка забруднення довкілля важкими металами внаслідок розміщення відходів на полігонах	102
---	-----

3.5 Прогнозування вмісту важких металів у фільтраті полігонів побутових відходів	112
--	-----

3.6 Вимивання важких металів з побутових відходів	129
---	-----

3.7 Висновки до третього розділу	140
--	-----

РОЗДІЛ 4 ДОСЛІДЖЕННЯ РЕСУРСНОГО ПОТЕНЦІАЛУ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	143
---	-----

4.1 Методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів для їхніх небезпечних компонентів	143
---	-----

4.2 Оцінка потоків небезпечних компонентів побутових відходів в Україні	150
---	-----

4.2.1 Обсяги утворення небезпечних компонентів побутових відходів в Україні	150
---	-----

4.2.2 Порівняльний аналіз обсягів утворення небезпечних компонентів побутових відходів в Україні та країнами Східної Європи .	156
---	-----

4.2.3 Порівняльний аналіз потоків небезпечних компонентів побутових відходів в Україні та розвинутих країнах на прикладі Австрії	161
4.3 Оцінка матеріальних потоків окремих категорій небезпечних компонентів побутових відходів.....	168
4.3.1 Відходи електричного та електронного обладнання	168
4.3.2 Відпрацьовані батарейки	172
4.3.3 Відпрацьовані фреони.....	184
4.4 Дослідження ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів	196
4.4.1 Ресурсний потенціал відходів електричного та електронного обладнання	196
4.4.2 Ресурсний потенціал відпрацьованих батарейок	200
4.4.3 Ресурсний потенціал непридатних пестицидів	202
4.5 Висновки до четвертого розділу	212
РОЗДІЛ 5 ОБҐРУНТУВАННЯ МЕТОДІВ І СПОСОБІВ УПРАВЛІННЯ НЕБЕЗПЕЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	215
5.1 Аналіз існуючих методів та засобів для зберігання і транспортування небезпечних компонентів побутових відходів на прикладі відпрацьованих батарейок	215
5.2 Аналіз існуючих систем управління небезпечними компонентами побутових відходів у світі.....	217
5.3 Аналіз існуючих систем управління небезпечними компонентами побутових відходів в Україні	222
5.4 Оптимізація системи управління небезпечними компонентами побутових відходів	228
5.5 Висновки до п'ятого розділу	232

РОЗДІЛ 6 АНАЛІЗ ТЕХНОЛОГІЙ РЕЦИКЛІНГУ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ..... 234

6.1 Аналіз існуючих технологій переробки небезпечних компонентів побутових відходів 234

6.1.1 Загальні принципи переробки небезпечних компонентів побутових відходів 234

6.1.2 Утилізація відпрацьованих батарейок..... 239

6.1.3 Рекуперація фреонів..... 245

6.2 Розробка методу рециклінгу відпрацьованих побутових батарейок 247

6.3 Висновки до шостого розділу 258

РОЗДІЛ 7 РОЗРОБЛЕННЯ РЕКОМЕНДАЦІЙ ЩОДО ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО УПРАВЛІННЯ НЕБЕЗПЕЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ 260

7.1 Запобігання утворенню небезпечних компонентів побутових відходів та рекомендації щодо управління ними 260

7.2 Рекомендації щодо управління окремими категоріями небезпечних компонентів побутових відходів..... 268

7.2.1 Відпрацьовані батарейки 269

7.2.2 Відпрацьовані люмінесцентні лампи..... 282

7.2.3 Відпрацьовані фреони..... 286

7.3 Рекомендації щодо роботи з населенням для забезпечення ефективного управління небезпечними компонентами побутових відходів 293

7.4 Дорожня карта управління небезпечними компонентами побутових відходів 295

7.5 Висновки до сьомого розділу 298

ВИСНОВКИ.....	300
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	304
ДОДАТКИ.....	347
Додаток А Акти впровадження результатів дослідження.....	348
Додаток Б Список публікацій здобувача	351
Додаток В Вимірювальні прилади, які використовувались в експериментальних дослідженнях.....	360
Додаток Г Модельні установки реакторів-симуляторів сміттєзвалищ	362

ВСТУП

Актуальність теми. Екологічно безпечне поводження із побутовими відходами є надзвичайно актуальним для кожної країни, оскільки проблеми, пов'язані із побутовими відходами, мають і екологічний, і соціальний характер. У більшості країн, в тому числі і в Україні, побутові відходи фактично не сортуються і в змішаному вигляді накопичуються, як правило, на сміттєзвалищах і можуть майже безперешкодно потрапляти у навколишнє середовище. Ситуація ускладнюється й тим, що у складі побутових відходів з кожним роком стає все більше небезпечних компонентів. Відомо [1], що приблизно 0,5–1 % побутових відходів (ПВ) складають небезпечні компоненти – так звані небезпечні побутові відходи (НПВ), тобто така специфічна категорія відходів, які утворюються в житлових та нежитлових приміщеннях в процесі життєдіяльності людини і через свої фізико-хімічні або біологічні характеристики становлять значну загрозу для довкілля або здоров'я людини, що зумовлює необхідність застосування особливих способів поводження з ними. Ця група відходів включає батарейки та акумулятори, відходи електричного та електронного обладнання, фарби, клеї, люмінесцентні лампи, миючі засоби, пестициди, прострочені медикаменти, добрива, ртутьвмісні матеріали (наприклад, термометри) та ін. Попри їхню токсичність, нині зберігається практика їх змішування із загальним потоком побутових відходів та накопичення на полігонах (сміттєзвалищах), де вони становлять серйозну небезпеку для довкілля та здоров'я людини, оскільки токсичні сполуки, які у них містяться, можуть вільно контактувати із навколишнім середовищем. В той же час, в Україні відсутні ефективні механізми поводження із такого типу відходами.

При цьому, багато досліджень вказують, що наслідком наявності небезпечних компонентів у відходах є проникнення багатьох шкідливих речовин у довкілля разом із фільтратом сміттєзвалищ та інших місць

накопичення відходів. Досліджено, що важкі метали і галогеновані вуглеводні з фільтрату полігонів відходів є головним джерелом забруднення підземних вод [2]. Інші дослідження [3] вказують на більше 50 забруднювальних речовин у фільтраті, серед яких важкі метали і багато небезпечних органічних забрудників (фталати, бензен та його похідні, поліхлоровані біфеніли та багато інших). Ряд авторів досліджували кількість небезпечних компонентів у складі відходів, відзначаючи постійне збільшення не тільки їхньої кількості, а й різноманітності. Деякі дослідники [4,5] вивчали окремі небезпечні відходи та їхній екологічний вплив (відпрацьовані хімічні джерела струму, відходи електричного та електронного обладнання), довівши наявність у них токсичних речовин. Забруднення ґрунтів поблизу полігонів відходів важкими металами вивчали багато авторів, наприклад [6], які визначали вміст важких металів у різних напрямках від сміттєзвалищ, досліджували просторовий розподіл важких металів у ґрунтах в межах полігонів відходів. Крім того, автори [7] прогнозували надходження забруднювальних речовин з фільтратом до навколишнього середовища в лабораторних умовах за допомогою спеціальних симуляторів сміттєзвалищ і констатували, що довгостроковий вплив полігонів відходів на довкілля (зокрема, потенціал вивільнення важких металів полігонів у ґрунти) у повній мірі невідомий.

Крім того, варто відзначити, що у НПВ міститься значна кількість вторинних ресурсів, що створює передумови для їх рециклінгу.

Таким чином, тема дисертаційної роботи є надзвичайно актуальною і потребує ґрунтовних наукових досліджень.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами.

Тема дисертаційного дослідження відповідає Національній стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, Угоді про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, Основним засадам (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року, які містять положення

щодо екологічно безпечного поводження з відходами. Крім того, основний зміст роботи складають результати досліджень, що проводились на кафедрі екології, хімії та технологій захисту довкілля Вінницького національного технічного університету в рамках науково-дослідних робіт:

Науковий керівник НДР:

1. Міжнародний україно-австрійський проект «Поводження з небезпечними побутовими відходами в Австрії та Україні на прикладі побутових хімічних джерел струму» (2019–2020 рр., номери держреєстрації 0119U002869, 0120U104274).

2. Держбюджетна НДР «Оцінка техногенного впливу небезпечних відходів на довкілля та ресурсного потенціалу їх рециклінгу» (2023–2024 рр., номер держреєстрації 0123U101999).

Відповідальний виконавець НДР:

1. Госпдоговірна НДР «Розробка та впровадження моделі поводження з твердими побутовими відходами у м. Ладижин» (2012–2013 рр., номер держреєстрації 0113U001253).

2. Госпдоговірна НДР «Збір інформації та аналіз системи інтегрованого управління та поводження з твердими побутовими відходами у Вінницькій області з метою подальшої її оптимізації та розроблення заходів щодо роздільного збирання побутових відходів» (2014 р., номер держреєстрації 0114U005589).

3. Госпдоговірна НДР «Обґрунтування еколого-економічної ефективності функціонування сміттесортувальної станції м. Калинівки» (2015 р., номер держреєстрації 0115U003861).

4. Госпдоговірна НДР «Оптимізація системи інтегрованого управління та поводження з твердими побутовими відходами у Вінницькій області» (2016 р., номер держреєстрації 0116U004396).

5. Госпдоговірна НДР «Обґрунтування системи інтегрованого управління та поводження з твердими побутовими відходами у Літинському районі» (2016

р., номер держреєстрації 0116U004413).

6. Госпдоговірна НДР «Обґрунтування системи інтегрованого управління та поводження з твердими побутовими відходами у м. Жмеринці» (2016 р., номер держреєстрації 0116U005485).

7. Госпдоговірна НДР «Дослідження та обґрунтування системи поводження з побутовими відходами у населених пунктах Олевської об'єднаної територіальної громади» (2017 р., номер держреєстрації 0117U006701).

8. Госпдоговірна НДР «Розробка рекомендацій щодо визначення норм вивезення твердих побутових відходів для Турбівської селищної територіальної громади» (2023 р., номер держреєстрації 0123U103253).

Виконавець НДР:

1. Держбюджетна НДР «Розроблення заходів екологічної безпеки у сфері поводження з небезпечними відходами та дослідження їх впливу на водні об'єкти із використанням біосенсорних технологій» (2018–2020 рр., номер держреєстрації 0118U000208).

2. Держбюджетна НДР «Обґрунтування наукових засад оптимальних методів і засобів моніторингу та інтегрованого управління екологічною безпекою непридатних пестицидів та пестицидвмісних відходів» (2021–2022 рр., номер держреєстрації 0121U109723).

3. Держбюджетна НДР «Підвищення ефективності декарбонізації та екологізації комунальної енергетики методом оптимізованого впровадження енергоощадних технологій» (2024–2026 рр., номер держреєстрації 0124U001473).

Наукова проблема полягає у відсутності в державі системних дій щодо вирішення проблеми зниження екологічних ризиків та безпечного поводження з відходами, що зумовлює необхідність розроблення методології управління, рециклінгу та оцінки ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів.

Ідея роботи полягає в зниженні екологічних ризиків та запобіганні забрудненню довкілля шляхом удосконалення системи управління та технологій рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів.

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є обґрунтування екологічно безпечного управління та рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів, дослідження їхнього ресурсного потенціалу та впливу на довкілля.

Для досягнення поставленої мети у роботі сформульовано такі основні **задачі досліджень:**

1. Проаналізувати небезпечні компоненти побутових відходів, їх види та вміст токсичних речовин.
2. Оцінити вплив небезпечних компонентів побутових відходів на живі організми за допомогою методу біотестування.
3. Оцінити забруднення навколишнього середовища внаслідок надходження небезпечних компонентів побутових відходів у довкілля.
4. Здійснити аналіз міграції та шляхів поширення небезпечних компонентів побутових відходів.
5. Здійснити прогнозування надходження токсичних речовин, зокрема важких металів, із небезпечних компонентів побутових відходів у довкілля.
6. Розрахувати матеріальний баланс небезпечних компонентів побутових відходів в Україні.
7. Оцінити ресурсний потенціал небезпечних компонентів побутових відходів.
8. Розробити метод рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів на прикладі відпрацьованих батарейок.
9. Обґрунтувати оптимальні екологічно безпечні форми управління небезпечними компонентами побутових відходів.
10. Розробити науково-обґрунтовані рекомендації щодо оптимізації екологічно-безпечного управління небезпечними компонентами побутових відходів.

відходів.

Об'єкт дослідження: процес управління небезпечними компонентами побутових відходів.

Предмет дослідження: екологічно-безпечні механізми управління небезпечними компонентами побутових відходів, хімічний склад їхніх компонентів, вплив на навколишнє середовище та методи рециклінгу.

Методи досліджень. Для вирішення поставлених завдань у роботі використовувались сучасні методи наукових досліджень: аналіз – для узагальнення сучасних наукових досягнень щодо управління небезпечними компонентами побутових відходів; синтез – для систематизування небезпечних компонентів побутових відходів залежно від їхнього компонентного складу, а також оцінки їхніх параметрів; експеримент – для визначення компонентного складу досліджуваних небезпечних компонентів побутових відходів; хімічні та фізико-хімічні методи – для визначення вмісту токсичних речовин у складі небезпечних компонентів побутових відходів; метод біотестування – для визначення впливу небезпечних компонентів побутових відходів на живі організми; математичне моделювання – для розрахунків ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів; гідрометалургійний метод рециклінгу відпрацьованих батарейок.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у створенні науково-обґрунтованої методології та дієвої системи управління і рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів з урахуванням світового досвіду, сучасних реалій та перспектив імплементації їх в Україні, що забезпечить зменшення забруднення довкілля. Найвагомішими елементами авторського внеску в дослідження проблеми, що характеризуються науковою новизною, є такі:

вперше:

- розроблено наукові засади екологічно безпечного управління та рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів в умовах України, які

передбачають застосування інноваційних методів та природоохоронних технологій, що дає змогу зменшити негативний вплив на довкілля та підвищити рівень його екологічної безпеки;

- розроблено методологію оцінювання ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів, яка відрізняється інноваційним підходом щодо аналізу їх кількості, складання матеріального балансу, визначення вмісту та потенційного обсягу відновлених ресурсів, що дозволяє підвищити ефективність системи їх управління та рециклінгу;

- розроблено метод комплексного рециклінгу відпрацьованих цинк-вугільних батарейок, який відрізняється від існуючих застосуванням операцій механічного розбирання, вилучення відпрацьованого електроліту, регенерації агломерату, що забезпечує можливість повного відновлення ресурсів відповідно принципам циркулярної економіки;

- здійснено довгострокове прогнозування вмісту токсичних речовин у фільтраті полігонів відходів, зокрема важких металів, із використанням експериментальних реакторів-симуляторів сміттєзвалищ, що дозволяє планувати ефективну стратегію їх управління та забезпечити екологічну безпеку відповідних територій;

вдосконалено:

- систему ефективного управління небезпечними компонентами побутових відходів, яка відрізняється від існуючих застосуванням принципів запобігання їх утворенню, роздільного збирання та сортування, а також подальшої переробки, що дає можливість раціонально використовувати вторинні ресурси;

набув подальшого розвитку:

- метод біотестування для оцінювання впливу небезпечних компонентів побутових відходів на довкілля, зокрема з використанням фітопланктону, що забезпечує ефективність прогнозування екологічних наслідків забруднення навколишнього середовища.

Практичне значення одержаних результатів:

1. Розраховано матеріальний баланс небезпечних компонентів побутових відходів в Україні за рахунок оцінювання потоків їхніх окремих категорій.
2. Досліджено наявність токсичних речовин у складі небезпечних компонентів побутових відходів.
3. Оцінено стан забруднення довкілля небезпечними компонентами побутових відходів.
4. Оцінено ресурсний потенціал небезпечних компонентів побутових відходів для України.
5. Розроблено науково-обґрунтовані рекомендації щодо оптимізації управління та рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів.
6. Розроблено технічні рішення для функціонування системи управління небезпечними компонентами побутових відходів, зокрема спеціальні засоби для збирання відпрацьованих батарейок та люмінесцентних ламп, захищені патентами України на корисну модель.
7. Розроблено дорожню карту управління небезпечними компонентами побутових відходів.

За безпосередньою участю автора розроблено та впроваджено окремі результати дисертаційної роботи:

- ТОВ «АБМ Рециклінг»: результати дослідження ресурсного потенціалу відходів електричного та електронного обладнання (акт впровадження від 06.09.2025 р.);
- ТОВ «Подільська Січ»: технологія рециклінгу відпрацьованих батарейок (акт впровадження від 10.12.2024 р.);

Результати дисертаційних досліджень також впроваджено у навчально-методичний процес та наукову роботу ВНТУ за спеціальністю 183 (G2) «Технології захисту навколишнього середовища». У програмах дисциплін («Поводження з відходами», «Ресурсозберігаючі технології та рециклінг», «Екологічна безпека») використані такі елементи наукових досліджень: аналіз

небезпечних компонентів побутових відходів; токсичні речовини у небезпечних компонентах побутових відходів; забруднення довкілля небезпечними компонентами побутових відходів; оцінка потоків небезпечних компонентів побутових відходів в Україні; оцінювання ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів; екологічно безпечне управління та рециклінг небезпечних компонентів побутових відходів.

Відповідні акти впровадження наведені у додатках.

Результати роботи рекомендуються до впровадження на підприємствах, які займаються збиранням (переробкою) відходів, в органах місцевого самоврядування та іншими стейкхолдерами, задіяними в роботі системи управління відходами.

Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій дисертаційної роботи забезпечується відповідністю поставлених задач обраний методології та методикам досліджень; обґрунтованим вибором припущень і обмежень; теоретичною послідовністю та коректністю розвинутих моделей. Обґрунтованість також підтверджується публікаціями в українських фахових виданнях, публікаціях у закордонних виданнях, в тому числі тих, які включені у наукометричні бази Scopus (Web of Science), а також представленням результатів дисертаційної роботи на конференціях різного рівня. Репрезентативність дослідження забезпечувалась відтворюваністю результатів експериментів, застосуванням методів математичної статистики для обробки результатів, репрезентативною вибіркою експериментальних зразків, а також шляхом порівняння теоретичних положень з результатами експериментальних досліджень, яке засвідчило задовільну їх збіжність.

Особистий внесок автора. Дисертаційна робота є самостійною науковою працею автора. Усі наукові результати, що містяться в ній, одержані автором особисто. Із наукових праць, опублікованих у співавторстві, в роботі використано тільки ті ідеї та положення, які є результатом особистого доробку дисертанта. Особистий внесок автора полягає в аналізі стану проблеми,

формуванні та розробленні ідеї та структури дисертації, проведенні теоретичного обґрунтування напрямків досліджень, розробленні наукових положень та виконанні безпосередньо досліджень, обґрунтування способів управління небезпечними компонентами побутових відходів. Основні результати теоретичних та експериментальних досліджень, представлених у дисертаційній роботі, наведено у наукових працях, поданих у списку робіт [1–62, додаток Б].

Особисто автором у роботах, опублікованих за співавторства, було:

- розроблено оптимальні форми управління побутовими відходами, в тому числі їхніми небезпечними компонентами [1, 6, 22, 29–31, 33, 38, 39, 50];
- проаналізовано форми управління відходами електричного та електронного обладнання в Україні [14];
- досліджено вплив небезпечних компонентів побутових відходів на живі організми методом біотестування [3, 27, 46, 51, 52];
- досліджено утворення відходів електричного та електронного обладнання в Україні [7, 8, 15, 32, 57];
- досліджено утворення відпрацьованих батарейок в Україні [9, 11, 12, 21, 25, 48, 60];
- досліджено утворення відпрацьованих фреонів в Україні [10, 13];
- проаналізовано процеси горіння зношених автомобільних шин [16];
- досліджено утворення непридатних пестицидів в Україні [20];
- запропоновано концепцію комплексного рециклінгу відпрацьованих батарейок [24, 34];
- досліджено процеси міграції важких металів [28];
- запропоновано принцип роботи контейнера для компактних люмінесцентних ламп [37];
- визначено хімічний склад небезпечних компонентів побутових відходів [40, 41];
- досліджено утворення небезпечних компонентів побутових відходів [45,

47, 54];

- проаналізовані технології рециклінгу відпрацьованих батарейок [61, 62].

Апробація результатів дисертації. Основні положення, наукові результати теоретичних та експериментальних досліджень за напрямком дисертаційної роботи доповідались та обговорювались на наукових, науково-практичних конференціях та семінарах різних рівнів, а саме: 3-й Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2014 р.), IX Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 2015 р.), V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (м. Вінниця, 2015 р.), 16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016 (Bulgaria, 2016), 16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016 – Vienna GREEN Extended Scientific Sessions (Austria, 2016), International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2017 (Bulgaria, 2017), VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (м. Вінниця, 2017 р.), International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2018 (Bulgaria, 2018), XLVII Науково-технічна конференція ВНТУ (м. Вінниця, 2018 р.), XLVIII Науково-технічна конференція ВНТУ (м. Вінниця, 2019 р.), 19th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2019 (Bulgaria, 2019), International Conference on Geosciences (Greece, 2019), XLIX Науково-технічна конференція ВНТУ (м. Вінниця, 2020 р.), L Науково-технічна конференція ВНТУ (м. Вінниця, 2021 р.), Всеукраїнська науково-практична інтернет-конференція «Екологічно сталий розвиток урбосистем» (м. Харків, 2022 р.), LI Науково-технічна конференція ВНТУ (м. Вінниця, 2022 р.), Міжнародна науково-технічна конференція «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023» (м. Вінниця, 2023 р.), 26th Conference on Process Integration, Modelling and Optimisation for Energy Saving and Pollution Reduction (Greece, 2023), Національний форум «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Івано-Франківськ, 2023 р.), 7th Eurasia

Waste Management Symposium (Turkey, 2024), ЛІІ Науково-технічна конференція ВНТУ (м. Вінниця, 2024 р.), ІХ Міжнародний з'їзд екологів (м. Вінниця, 2024 р.)

Публікації. За результатами дисертаційного дослідження опубліковано 62 наукових роботи, з яких: 12 статей у періодичних виданнях, внесених до міжнародних наукометричних баз Scopus / Web of Science, 14 статей у наукових фахових виданнях категорії «Б», 2 статті в інших виданнях, 5 монографій (розділів монографій), 4 патенти на корисну модель, 23 тези доповідей у збірниках матеріалів наукових конференцій, 2 навчальних посібники.

Структура і обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, семи розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. Повний обсяг дисертації становить 362 сторінки комп'ютерного тексту, з яких 346 сторінок основного тексту. Робота містить 46 таблиць, 52 рисунки, 4 додатки. Список використаних джерел охоплює 348 найменувань.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ДОСЛІДЖЕНЬ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

1.1 Види небезпечних компонентів побутових відходів та джерела їх утворення

Класифікація НПВ запропонована на рис. 1.1.

Згідно довідкових даних [8,9], близько 0,25% маси всіх ПВ і близько 50% у складі НПВ складають батарейки та акумулятори. Вони містять такі небезпечні речовини як сполуки важких металів (цинку, мангану, ртуті, міді, свинцю, кадмію, нікелю), кислоти тощо. Металеve покриття відпрацьованих і викинутих з іншими відходами батарейок руйнується, небезпечні речовини проникають у довкілля, забруднюючи його.

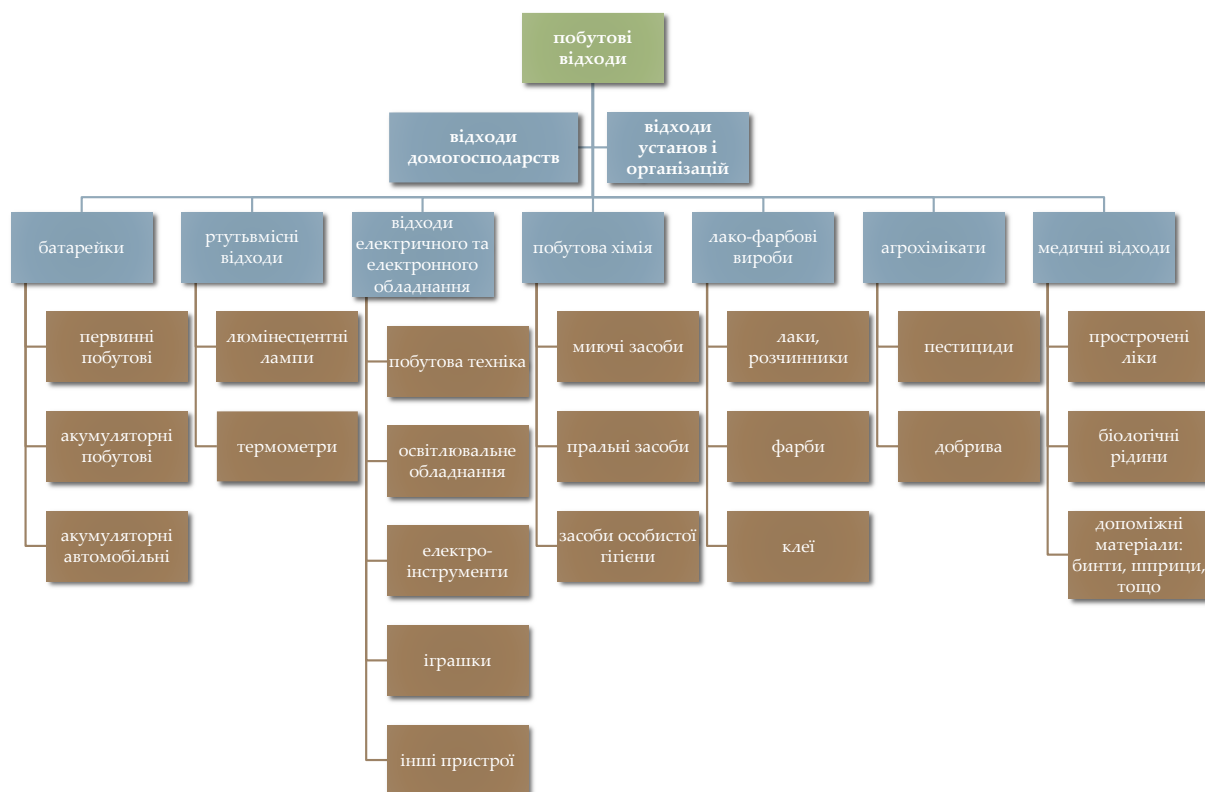


Рисунок 1.1 – Класифікація небезпечних компонентів побутових відходів

Швидкий технологічний розвиток суспільства викликає різке зростання обсягів відходів електричного та електронного обладнання (ВЕЕО). До них, зокрема, відносяться використані побутова техніка, телекомунікаційна апаратура, комп'ютерна техніка та її комплектуючі, оргтехніка, телефони, камери, радіоприймачі, освітлювальне обладнання, електроінструменти, іграшки з електричними або електронними компонентами, інші автоматичні пристрої.

У побуті також широко використовуються лаки, фарби, клеї. Їхніми основними компонентами є сполучні речовини (полімери, каучуки, похідні целюлози, оліфи тощо) і пігменти. Останні містять оксиди і солі металів, які є потенційно небезпечними для навколишнього середовища. Це, наприклад, карбонат свинцю, цинк сульфід, хромат цинку, хромат і сульфат свинцю, оксиди мангану і хрому. Лакофарбові вироби є небезпечними при випаровуванні з них летких речовин-розчинників. В деяких випадках продукти розкладання таких речовин ще більш небезпечні, ніж сама речовина. Це, наприклад, стосується такої речовини, як стирол [10].

Досить часто у загальну масу ПВ, особливо у приватному секторі, можуть потрапляти залишки пестицидних препаратів, які є надзвичайно токсичними. В багатьох пестицидних препаратах використовуються, як правило, неіонні поверхнево-активні речовини (емульгатори, диспергатори), наприклад акрилові ефіри поліоксиетиленів, або їх суміші з іоногенними поверхнево-активними речовинами, наприклад з алкілбензолсульфонатами. Як стабілізатори використовуються аніонні поліелектроліти (алкілсульфонати Na або Ca) [10]. Крім того, в основі цілої групи пестицидів лежать небезпечні сульфур- і фосфорорганічні сполуки. Екологічна небезпека пестицидів пов'язана з їхньою персистентністю, тобто здатністю зберігатися деякий час в навколишньому середовищі, не втрачаючи своєї біологічної активності. В результаті деструкції пестицидів утворюються інші дуже небезпечні сполуки – діоксини, які є сильними канцерогенами.

Більшість пральних та миючих засобів виготовлено на основі фосфатів, хлору, аніонних поверхнево-активних речовин, продуктів нафтопереробки. Також засоби побутової хімії містять гідрохлорид натрію (спричиняє захворювання серцево-судинної системи), нафтові дистилати (негативно впливають на зір та нервову систему людини), феноли та крезолі (можуть викликати порушення функцій печінки та нирок), нітробензол, формальдегід (сильний канцероген) [8]. Тому потрапляння їхніх залишків у довкілля разом з іншими побутовими відходами також становить загрозу. За відсутності очищення побутових стічних вод (характерно для більшості невеликих населених пунктів) ці речовини вільно потрапляють у навколишнє середовище і забруднюють, зокрема, джерела питної води.

Вченими досліджено [11], що існує більше 900 хімічних речовин, які, ймовірно, пов'язані з полімерною упаковкою, і близько 3400 речовин, які, можливо, пов'язані з нею. Серед них, більше 100 хімічних речовин вважаються небезпечними для здоров'я людини та навколишнього середовища. Крім того, сім речовин класифікуються Європейським Союзом як токсичні, а п'ятнадцять – як такі, що порушують роботу ендокринної системи.

У ПВ періодично також з'являються медичні відходи – прострочені ліки, бинти, використані шприци, тощо. У медичних закладах такі відходи підлягають обов'язковій термічній обробці. Але в побутових умовах вони потрапляють у загальну масу відходів. Таким чином з'являється серйозна небезпека біологічного забруднення навколишнього середовища. Головною проблемою є відсутність необхідних засобів та приміщень для збирання, переміщення на території закладів охорони здоров'я та безпечного тимчасового зберігання інфекційних відходів, а також обмежені можливості щодо придбання високоякісного обладнання для обробки медичних відходів.

Одними із найнебезпечніших компонентів побутових відходів є ртутьвмісні матеріали. Найпоширенішими з них є термометри і люмінесцентні лампи. Отже, при їх пошкодженні чи неналежному поводженні, в тому числі і

викиданні разом з іншими ПВ, ртуть потрапляє в навколишнє середовище. Наприклад, одна люмінесцентна лампа містить від 80 до 120 мг ртуті, яка відноситься до речовин 1-го класу небезпеки і разом із загальною токсичною дією викликає ембріотоксичний, тератогенний і мутагенний ефекти. Небезпека ртуті та її парів посилює висока швидкість випаровування. Концентрація парів ртуті в приміщенні залежить від площі випаровування, швидкості руху повітря над поверхнею ртуті, стану її поверхні, температури повітря та інших факторів. Відомо [12], що швидкість випаровування металевої ртуті в спокійному повітрі при температурі 20°C становить 0,002 мг/(см²·год), а при 35-40°C на сонячному світлі збільшується в 15–18 разів і може досягати 0,036 мг/(см²·год). При розбиванні люмінесцентної лампи, що містить 80 мг металевої ртуті, утворюється понад 11000 кульок ртуті діаметром 0,01 см із загальною сумарною поверхнею 3,454 см². Всього через одну годину при 20°C в приміщенні об'ємом 60 м³ концентрація ртуті становитиме 0,4 середньодобової ГДК [12].

До відходів із небезпечними властивостями відносяться також фреон-вмісні прилади та обладнання. Відомо [13], що токсичність фреонів полягає у небезпеці самого фреону і продуктів, що утворюються при його розкладанні. Фреони – хімічно інертні речовини: вони не горючі і не вибухонебезпечні. Однак, якщо їх нагріти до 250°C, деякі з них виділяють токсичний газ фосген. У стратосфері хлорвмісні фреони розкладаються із виділенням іонів хлору, які є катализатором хімічних реакцій, що руйнують молекули озону. Саме небезпека руйнування озонового шару Землі та утворення озонових дір викликала свого часу занепокоєння при застосуванні фреонів. А останніми роками, при застосуванні нових фреонів виникає інша проблема – вплив на зміни клімату, оскільки вони спричиняють сильний парниковий ефект. Фреони використовуються в холодильній промисловості та системах пожежогасіння як холодоагенти, і як розпилювачі в аерозольних упаковках. Саме широке застосування холодильної техніки (автомобільна промисловість,

кондиціонування приміщень, побутові та промислові холодильні установки) призводить до надходження великої кількості фреону у довкілля.

Новим викликом є нова категорія відходів – відходи руйнування. Великою проблемою можуть бути небезпечні компоненти відходів руйнування – електроніка, медичні відходи, акумулятори, лампи, батарейки азбестовмісний шифер. Їх обов'язково потрібно відділяти від інших компонентів. Відсутність технічних можливостей для переробки деяких категорій небезпечних відходів є передумовою для їх неконтрольованого видалення [14].

При цьому, варто констатувати, що в Україні, за рідкісними винятками, не створені пункти збирання НПВ.

1.2 Токсичні речовини у небезпечних компонентах побутових відходів

Деякі небезпечні компоненти самі є токсичними (наприклад, залишки нафтопродуктів), а деякі самі по собі не є небезпечними, однак містять токсичні речовини, які у відповідних умовах на сміттєзвалищах здатні переходити у навколишнє середовище [1,15]. Крім того, в умовах полігонів побутових відходів можуть утворюватись нові забруднювальні речовини, наприклад, 1,4-діоксан [16].

Автором проведено ґрунтовний аналіз літератури, присвяченої небезпечним складовим ПВ. Також проведені власні дослідження ПВ на предмет наявності в них небезпечних і потенційно шкідливих речовин. Зокрема проаналізовані хімічний склад і дані виробників відпрацьованих побутових батарейок, миючих засобів, засобів особистої гігієни та люмінесцентних ламп.

Узагальнена інформація про наявність небезпечних хімічних сполук у складі НПВ наведена у табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Небезпечні хімічні речовини у складі НПВ

Небезпечні компоненти ПВ	Сполуки, що до них входять
Миючі засоби та побутова хімія	Фосфати, сульфати, сполуки хлору, кислоти, аміни, феноли, аніонні поверхнево-активні речовини
Лаки, фарби, клеї	Сполуки свинцю, цинку і хрому, леткі розчинники (стирол, бензен, ацетон, бутилацетат, ксилол, бутанол), фенол
Люмінесцентні лампи та інші ртутьвмісні матеріали	Ртуть
Пестициди, добрива	Важкі метали та їхні сполуки, сполуки хлору, небезпечні сульфур- і фосфорорганічні сполуки
Акумулятори, батарейки	Нікель, кадмій, свинець, манган, ртуть, сульфатна кислота
Відходи електричного та електронного обладнання	Ртуть, кадмій, свинець, олово, нікель, цинк та їхні сполуки, бромвмісні органічні сполуки

Нижче детально проаналізовано наявність небезпечних речовин у складі НПВ.

Лакофарбові вироби, клеї, адгезиви, розчинники

Фарби є одним із головних джерел свинцю у побуті. І, хоча використання Рв у фарбах зменшилось завдяки суворішим екологічним нормам (а в деяких країнах свинець у фарбах взагалі заборонений), багато сучасних ґрунтів містять Рв, який було накопичено ще у період, коли фарби містили до 10% свинцю [17]. Рв може потрапляти у ПВ не тільки напряму із залишками фарб, а й разом із пилом, який утворюється, наприклад, під час обробки (шліфування) стін. За дослідженням [18] вже у 90-х роках ХХ століття фарби, які використовувалися для фарбування стін будинків в Англії, містили лише 0,0135% Рв, в той час як, наприклад, у ХІХ столітті ця цифра складала 14,1%. Крім того, про безпеку Рв у складі фарб свідчить і дослідження авторів [17], які виявили двократне перевищення вмісту Рв у ґрунтах біля пофарбованих будинків у порівнянні із будинками непофарбованими. Причому у деяких ґрунтах концентрація Рв сягала більше 6000 мг/кг, що значно вище за допустимі норми (у різних країнах – 400 мг/кг, 0,5%, 5000 ppm, тощо). Сучасні фарби містять менше свинцю, хоча відома концентрація свинцю до 1500 ppm у фарбах відносно нових будинків, і понад 50000 ppm – у старих будинках [17]; згідно інших даних [18] концентрація свинцю у фарбах житлових будинків – в середньому 35000 мг/кг.

Сучасний вміст свинцю у фарбах для домашнього використання зазвичай менше 90 ppm, хоча окремі фарби можуть містити до 10000 ppm. Раніше у фарбах інтенсивно використовувалась ртуть (середня концентрація 15 мг/кг [18]), однак на сьогодні у багатьох країнах її вміст суворо обмежений і є незначним. Пігменти, які надають фарбам те чи інше забарвлення, містять оксиди і солі металів [19]: карбонат свинцю, сульфід цинку, хромат цинку, хромат і сульфат свинцю (до 64% у складі жовтого і червоного пігментів), оксиди мангану і хрому, нафтенат свинцю (у кількості 0,5–2% використовується в алкідних фарбах для прискорення висихання), оксид свинцю Pb_3O_4 (у складі ґрунтовок для попередження корозії), хромат міді, сполуки кадмію та ін. Донедавна використовувався карбонат свинцю у білому пігменті. Лакофарбові вироби також містять небезпечні леткі сполуки [20]. Це, наприклад, дихлорметан, який використовується як розчинник, він також входить до складу деяких видів клеїв; бутанон (метилетилкетон), який використовується як розчинник-розріджувач, входить також до складу деяких чорнил (для струменевих принтерів); розчинник толуен. До інших розчинників також відносяться бензен, етилбензен, ксилени та галогенізовані вуглеводні (три- і чотирьохлоретилен), етиленгліколь, метилдипропоксол [17]. Деякі види клеїв також містять фенол і формальдегід. Окремі фарби, за даними [15–20], містять діоксини, пестициди (біоциди, фунгіциди, інсектициди), рідини для видалення фарб – ксилен, бутанол, диацетонн, а деревозахисні лаки – хлорпохідні фенолу.

Відпрацьовані батарейки

Хімічні джерела струму, до яких відносяться акумулятори і побутові батарейки, є головним джерелом сполук важких металів у ПВ [15]. На них припадає від 0,02 до 0,25% маси всіх ПВ і близько 50% небезпечних компонентів [21]. Різні типи хімічних джерел струму містять сполуки цинку, мангану, ртуті, міді, свинцю, кадмію, нікелю, кислоти [22]. І, хоча в багатьох країнах діє відповідне законодавство, зокрема в ЄС діє Директива 2006/66/ЄС,

яка зобов'язує мати систему роздільного збирання такого виду відходів, не всі країни мають ефективно працюючу систему. Крім того, навіть в країнах ЄС, незважаючи на законодавче і організаційне забезпечення, а також занепокоєння громадськості, значна частина батарейок не включена в спеціальні системи збирання. Наприклад, 39% батарейок в Данії потрапляють у побутові відходи [21]. А станом на 2014 рік в країнах ЄС було зібрано близько 40% всіх батарейок [23]. Більше того, згідно дослідження [4], вміст важких металів у багатьох батарейках вищий лімітів, встановлених вищезгаданою Директивою ЄС. Розглянемо детальніше наявність небезпечних елементів та сполук у різних типах хімічних джерел струму. Цинк-вугільні і цинк-хлоридні батарейки містять, цинк (корпус) хлорид цинку і хлорид амонію (електроліт). Цинк-повітряні батарейки містять цинк (матеріал аноду), ртуть, електроліт гідроксид калію. Лужні батарейки містять цинк (матеріал аноду), гідроксид калію (електроліт). Срібло-цинкові батарейки містять цинк (матеріал аноду), гідроксид калію або натрію (електроліт). Срібло-оксидні батарейки містять цинк, мідь, ртуть, нікель, а також електроліт гідроксид калію. Літієві батарейки містять літій (матеріал аноду), літій-тіонілхлорид LiSOCl_2 , літій-п'ятиокис ванадію LiV_2O_5 , літій-двоокис сірки LiSO_2 , літій-триокис молібдену LiMoO_3 , літій-фторид міді CuF_2 , літій-хромат срібла $\text{LiAg}_2\text{CrO}_4$ або літій-сульфід міді LiCuS (електроліти), а також кобальтат літію LiCoO_2 , літій-манган оксид LiMn_2O_4 , і літій-ферофосфат LiFePO_4 (матеріали катода). Літій-марганцеві батарейки містять літій (матеріал аноду), хром, нікель, діметоксиетан (тверді електроліти). Свинцево-кислотні акумулятори містять свинець (матеріал аноду), оксид свинцю (IV) (матеріал катода), сульфатну кислоту (електроліт). Лужні залізо-нікелеві акумулятори містять гідроксиду нікелю Ni(OH)_3 (матеріал катода). Нікель-кадмієві акумулятори містять кадмій або гідроксид кадмію (матеріал аноду), гідрат окису нікелю NiOOH (матеріал катода), гідроксид калію і гідроксид літію (електроліт). Нікель-металгідридні акумулятори містять оксид нікелю (матеріал катода), гідроксид калію

(електроліт), кобальт, цинк. Нікель-цинкові акумулятори містять цинк (матеріал аноду), оксид нікелю (матеріал катоду), гідроксид калію і гідроксид літію (електроліт). Срібло-цинкові акумулятори містять гідроксид калію (електроліт). Літій-іонні акумулятори містять літій-кобальт оксид LiCoO_2 (матеріал катоду), солі літію (гексафлуорофосфат літію LiPF_6 , тетрафлуороборат літію LiBF_4 , перхлорат літію LiClO_4) і органічні розчинники (диметилкарбонат $\text{CH}_3\text{OCO}_2\text{CH}_3$, диетилкарбонат $\text{CO}_3(\text{CH}_2\text{CH}_3)_2$) – електроліти, а також полівініліден фторид.

Люмінесцентні лампи та інші ртутьвмісні матеріали

У багатьох країнах не існує системи окремого збирання люмінесцентних ламп та інших ртутьвмісних матеріалів, тому вони вільно потрапляють у довкілля разом з іншими побутовими відходами. Одна люмінесцентна лампа містить від 3–6 (компактні лампи) до 50–120 (лінійні лампи) мг ртуті. Побутові термометри містять, як правило, від 500 до 600 мг ртуті. Також у складі свинцево-силікатного скла, яке використовуються в люмінесцентних лампах, застосовуються оксиди свинцю.

Відходи електричного та електронного обладнання (ВЕЕО)

Відносно новий компонент ПВ, однак об'єми його утворення зростають дуже швидко у всьому світі. Електричне та електронне обладнання (ЕЕО) включає побутову техніку, телекомунікаційні пристрої, комп'ютерну техніку з комплектуючими, оргтехніку, телефони, камери, радіоприймачі, освітлювальне обладнання, електроінструменти, іграшки з електричними або електронними компонентами, інші автоматичні пристрої. Великі об'єми таких відходів пояснюються швидким технічним прогресом, що зумовлює короткий термін використання техніки, збільшення обсягів її виробництва і, відповідно, збільшення кількості непридатного до використання обладнання. Згідно [21,24–28], ВЕЕО зазвичай містять токсичні речовини, такі як свинець, ртуть, арсен та інші важкі метали, які можуть потрапляти у ґрунт та ґрунтові води. На полігонах у США 70% важких металів надходять з електронних відходів [29].

Крім того, пластик електронних відходів містить різні допоміжні речовини (пігменти, ретарданти, стабілізатори, пластифікатори) [30], які є джерелом багатьох токсичних речовин. Полімерні інгредієнти електронних відходів складаються із синтетичних високомолекулярних сполук. В значних кількостях при їх виготовленні використовуються в'язучі речовини-пластифікатори та наповнювачі. Ці в'язучі речовини можуть виділятися у довкілля. За певних умов в навколишньому середовищі (вплив ультрафіолетового випромінювання, температури, вологості) полімерні вироби є джерелом емісії не лише продуктів власного розпаду, а й залишкових низькомолекулярних сполук. Зокрема, у довкілля можуть потрапляти стабілізатори, пластифікатори, барвники, розчинники та мономери, що не вступили в реакцію. Більшість цих речовин характеризується високою біологічною активністю, що зумовлює їхній потенційний негативний вплив на живі організми. Головними забруднювачами довкілля у складі відходів електричного та електронного обладнання є важкі метали (переважно свинець, ртуть, кадмій і шестивалентний хром) та антипірени – полібромовані біфеніли (PBВ) та полібромовані дифенілові ефіри (PBDE). Наприклад, вміст свинцю у ВЕЕО коливається в межах від 40 до 2100 мг/кг, кадмію – 2,3–2000 мг/кг, ртуті – 0,29–15 мг/кг, хрому – 34–900 мг/кг. Крім того, високими є концентрації хлору і бромю – відповідно 1900–11000 мг/кг і 150–250000 мг/кг [31,32]. Арсен та його сполуки широко застосовуються як напівпровідники в побутовій техніці. Кобальт використовується в деяких керамічних матеріалах в медичних приладах, а барій у значних кількостях знаходять у катодних трубках телевізорів і цифрових камерах [33]. З часом, у полімерах на основі полівінілхлориду починаються процеси дегідрохлорування, що інтенсифікуються при температурі 50–80°C, при цьому утворюються високотоксичні хлорвмісні поліароматичні сполуки [34]. Крім того, у пластик, який широко використовується у мобільних телефонах, в якості пігментів, ретардантів, наповнювачів чи стабілізаторів додаються сполуки Pb, Cd, Cr, Hg, Br, Sn, Sb (у формі Sb_2O_3). Мобільні телефони містять також чимало міді, яка

використовується, в основному, у з'єднаннях елетроплат, цинку (покриття металевих компонентів) [35]. Багато напівпровідників, які використовуються у майже будь-якому електричному чи електронному пристрої, містять сполуки кадмію та арсену, транзистори – сполуки свинцю (зокрема, сульфід свинцю), а конденсатори – поліхоровані біфеніли і сполуки цинку. Більшість кабелів живлення містять мідь, свинець і бромвмісні ретарданти. Крім того, більшість електричного і електронного обладнання містять батареї чи акумулятори, які є окремим небезпечним компонентом. Відповідно до [19,25], важливим джерелом небезпечних речовин є друковані плати (містять особливо багато свинцю, хрому, олова і стибію, також присутні нікель, арсен, бромвмісні ретарданти, фталати, фенол), рідко-кристалічні дисплеї (арсен), старі монітори, в меншій мірі картриджі і тонери до принтерів (поліароматичні вуглеводні, диетиленгліколь, діоли, піролідони, фурані). Лампи підсвітки в моніторах і мережевих комутаторах містять ртуть у складі люмінофорів. Також деколи використовуються галогенпохідні охолоджуючі рідини. До вищезгаданих ретардантів, які є потенційно небезпечними, однак не включені у список заборонених, відносяться: хлоровані парафіни, тетрабром-бісфенол А (використовується в епоксидних смолах і полікарбонатних резинах) і гексабромциклододекан (використовується в аудіо- і відео-обладнанні, кабелях) [33]. Серед фталатів найбільш часто зустрічаються ди-2-етилгексилфталат, бутилбензилфталат, дибутилфталат, фосфати і сульфонаміди (використовуються як пластифікатори в ПВХ-пластиках і як складова провідних фарб для резисторів). Також потенційно небезпечними є нонілфенол та його похідні (використовуються в покритті електричного обладнання), берилій і його сполуки (використовуються в оптичних пристроях, лазерних трубках тощо), оксид антимонію (III), оксид арсену (III) і оксид нікелю (III) (всі оксиди використовуються як добавки до спеціального скла у приладах), петролатум (використовується в керамічних частинах електричного обладнання, флюсах і пастах), оксид біс-феніл фосфіну (використовується в

рентгенівських детекторах), а також формальдегід (використовується в друкованих платах, як скріплюючий агент в освітлювальних приладах і фанері) [33].

Варто зазначити, що більшість токсичних речовин містяться, як правило, в певному компоненті. Наприклад, Pb, Sb та бромовані антипірени, в основному, містяться у друкованих платах (припої), менше їх є в кабелях та пластмасах. Cd та Hg присутні, в основному, у батареях. Поліхлоровані біфеніли скоцентровані у конденсаторах (середній вміст у ВЕЕО – 13 мг/кг [36]). В той же час, багато важких металів, таких як Ni, Cd та Cr, міститься у друкованих платах і батарейках. Джерелом As є друковані плати і рідкокристалічні екрани. У тонерах та чорнильних картриджах вміст токсичних речовин порівняно низький. Окремі види обладнання (холодильники, кондиціонери) містять фторвуглеводні, які є одночасно і токсичними, і озонруйнуючими речовинами [31].

Миючі засоби

Багато миючих засобів містять досить агресивні речовини: фосфати (найпоширеніший триполіфосфат натрію), хлор, поверхнево-активні речовини – сульфонати, алкілфеноли і поліетоксилати, продукти нафтопереробки, гідрохлорид натрію, феноли та крезолі, нітробензен, формальдегід та ін. [20]. До складу багатьох миючих засобів входять бутанон (метилетилкетон) і три- і тетрахлоретилен [2], які використовуються як розчинники і розріджувачі. Згідно [19], засоби для полірування поверхонь мають в своєму складі диетиленгліколь і нітробензен, засоби для видалення плям – ацетонн і толуен. Відбілюючі засоби – гіпохлорит натрію чи кальцію, засоби для чищення труб – трифосфат натрію, хлоридну кислоту, гіпохлорит натрію, засоби для видалення накипу – суміш агресивних кислот (хлоридної, фосфорної і оксалатної). Надходження залишків миючих засобів у довкілля або безпосередньо внаслідок виливання (висипання), або разом з іншими побутовими відходами у пакувальній тарі становить велику екологічну загрозу. За відсутності очищення

побутових стічних вод (характерно для більшості невеликих населених пунктів) дані речовини вільно потрапляють у навколишнє середовище і забруднюють, зокрема, джерела питної води.

Засоби особистої гігієни

Засоби особистої гігієни, до яких відносяться мила, шампуні, креми, гелі, косметичні засоби та багато іншої продукції, часто для отримання бажаних властивостей містять велику кількість різних хімічних сполук – консервантів, ароматизаторів, антиоксидантів та ін. Деякі з цих сполук є потенційно небезпечними для людини при безпосередньому контакті і можуть створювати значний екологічний ризик при надходженні у довкілля. Це питання ще не до кінця вивчене, однак вже проведені окремі дослідження, які вказують на потенційну небезпеку. Виявлено 8 хімічних сполук, концентрації яких у засобах особистої гігієни були вище норми [37]: діоксид титану, полідиметилсилоксан, оксид цинку, бутиловий гідрокситолуен, диетилфталат, октилметоксициннамат, бутилпарабен, триклозан. Іншими потенційно небезпечними речовинами у складі багатьох засобів особистої гігієни є бензофенон-3, метил- і етилпарабен, продукти окислення ліналоолу, важкі метали (найбільше – свинець і кадмій у кремах), бензоат натрію, формальдегід, лаурилсульфат натрію тощо [37]. Аерозольні засоби, як відомо, містять фтор- і хлорвуглеводні.

Залишки пестицидних препаратів і добрив

Це не дуже поширений, але дуже небезпечний компонент, який, в першу чергу, може бути присутній у побутових відходах сільської місцевості. Пестициди містять надзвичайно небезпечні для живих організмів речовини. Серед них – неіонні поверхнево-активні речовини що виконують роль диспергаторів та емульгаторів (зокрема, поліоксиетиленові ефіри акрилової кислоти). Також застосовуються їхні комбінації з іоногенними сполуками, такими як алкілбензолсульфонати. Функцію стабілізації в таких системах забезпечують аніонні поліелектроліти, представлені кальцієвими або

натрієвими солями алкілсульфокислот. Крім того, використовуються сполуки важких металів – арсенат свинцю $AsNO_4Pb$, фенілхлорид ртуті C_6H_5ClHg , сполуки хрому та ін. [1]. В основі цілої групи пестицидів лежать небезпечні сульфур- і фосфорорганічні сполуки. Крім того, в результаті перетворення пестицидів у довкіллі утворюються інші небезпечні сполуки – діоксини. Більшість неорганічних добрив містять значні концентрації важких металів та їхніх сполук. Наприклад, найбільше кадмію є у фосфорних добривах – до 300 мг/кг. Серед важких металів у добривах найбільше міститься хрому та цинку. Також відомо, що добрива є джерелом утворення нітратів, нітритів та фосфатів в довкіллі (після хімічних перетворень).

1.3 Облік небезпечних компонентів побутових відходів та статистика їх накопичення

Відомо, що постійно збільшується не тільки кількість, а й різноманітність НПВ. Частка небезпечних компонентів у побутових відходах коливається від 0,5 до 1% від загальної маси побутових відходів у різних країнах [19] (до 5% із врахуванням відходів електричного і електронного обладнання): у США – більше 1,5 млн. тонн/рік (до 0,5%) [1], у Великій Британії – за різними оцінками від 20 тис. до понад 400 тис. т/рік (до 1%), в середньому по ЄС – 2–3 кг/рік на 1 людину [20]. За іншими даними, в Європі НПВ складають 0–1% побутових відходів [38], близько 0,5% – у Бельгії [39], 3,2% – в Таїланді [40]. Кількість таких відходів залежить від багатьох факторів – рівня добробуту людей, специфіки умов їх проживання, кліматичних умов та ін. Хоча їхня кількість значно менша у порівнянні з іншими компонентами побутових відходів, але велике різноманіття небезпечних компонентів та їхній сильний вплив викликають значний екологічний ризик при надходженні у довкілля.

Північна Америка є одним із найбільших утворювачів ПВ, в тому числі НПВ, через швидку урбанізацію та підвищення рівня життя [41,42]. Висока

купівельна спроможність і легкий доступ до різноманітної продукції забезпечили наявність великої кількості матеріалів і продукції у людей, однак без належної практики утилізації відходів [43,44]. Наприклад, у північних регіонах Мексики частка НПВ була визначена на рівні 3,7% [45]. До основних категорій НПВ у цьому регіоні відносяться: предмети домашнього догляду (29,2%), засоби для чищення (15,7%), батареї та електронні пристрої (15,7%). За даними Statistics Canada [46], у 2021 році 66% домогосподарств повідомляли про розряджені або використані батареї, ще у 39% були прострочені ліки. У США до складу НПВ зазвичай входять фарби і лакофарбові вироби (50%), відпрацьовані моторні мастила (20%), розчинники, пестициди (20%), а також інші, наприклад, батареї та використані хімічні засоби (10%) [47]. Деякі штати США включають малу електроніку в програми НПВ, але визначення та класифікація відходів відрізняються в різних штатах. Незважаючи на поширеність НПВ, конкретні тенденції у їх збиранні та управлінні для всіх залишаються в основному невідомими [48,49].

Gendebien та ін. [19] відзначають збільшення кількості НПВ у країнах ЄС (до 7 кг/рік на 1 особу). НПВ у залишкових (змішаних, невідсортованих) відходах оцінюють у 1,2 % [50]. Розміщення цих відходів на сміттєзвалищах може призвести до вимивання важких металів і багатьох небезпечних органічних забрудників (фталатів, бензолу та його похідних, поліхлорованих біфенілів та багатьох інших). Ще одна небезпека, яку не можна недооцінювати, – це літєві батареї. Через високу щільності енергії вони можуть бути джерелом загорання і тим самим викликати горіння інших відходів [51].

Багато досліджень зосереджено на аналізі окремих компонентів НПВ: медичних відходів у домогосподарствах [52,53], люмінесцентних ламп [54,55] тощо. Крім того, деякі дослідження [56] доводять, що більшість людей не знайомі з можливими ризиками для здоров'я та навколишнього середовища, а також відповідними способами поводження з НПВ у домогосподарствах.

В окремих дослідженнях [25] виявлено значний вміст небезпечних компонентів у відпрацьованому електричному та електронному обладнанні: свинець, стибій та бромовані антипірени у друкованих платах, поліхлоровані біфеніли у конденсаторах, арсен в рідкокристалічних дисплеях тощо. Досить вичерпний аналіз потоків відпрацьованих батарей в Австрії був зроблений Nigl та ін. [57], які констатують, що велика кількість відпрацьованих батарей все ще не охоплена системами збирання.

Згідно довідкових даних [58], близько 0,25% маси всіх побутових відходів і близько 50% у складі небезпечних компонентів побутових відходів складають батарейки та акумулятори. Різні типи батарей містять сполуки цинку, мангану, ртуті, міді, свинцю, кадмію, нікелю, кислоти [59]. В Україні головним компонентом у небезпечних побутових відходах також є батарейки – близько 25% [1,60]. У Польщі щороку утворюється близько 6 тис. тонн відпрацьованих побутових батарейок на рік [61]. У Китаї обсяг утворення відпрацьованих батарей оцінюється у понад 1 млн. тонн/рік [62]. У 2018 році в країнах ЄС було зібрано менше половини відпрацьованих батарей (47,4%) [63]. Данія, один із лідерів у сфері поводження з відходами, досі має 39% батарей, зібраних разом з іншими побутовими відходами [21]. Інші країни мають значно гірші показники. Накопичення цих відходів на сміттєзвалищах може призвести до надходження, в першу чергу, важких металів у навколишнє середовище. Так, наприклад, автори з США [64] виявили свинець і хром у більшості відпрацьованих батарей, незважаючи на протилежну інформацію від виробників. Більше того, автори [4] визначили перевищення дозволеного вмісту важких металів у багатьох відпрацьованих батареях.

На сьогодні характеристики утворення та переробки НПВ не достатньо досліджені. Через обмежене охоплення та відсутність стабільних даних щодо НПВ більшість опублікованих досліджень зосереджувалися або на опитуваннях, або використовували обмежений набір даних з конкретного регіону [65,66]. Також, наприклад, класифікація НПВ може бути здійснена із

використанням структур мережевих даних [67]. Існує гіпотеза, що аналіз кількості НПВ на основі характеристик домогосподарств у різних соціально-демографічних групах може підвищити точність моделювання утворення відходів. Для точного визначення тенденцій утворення відходів потрібні певні вимірювані показники ефективності. Для НПВ ці показники є особливо важливими, оскільки підходи до визначення і класифікації НПВ відрізняються в різних регіонах [41,68].

Крім того, варто відзначити, що сільське населення не повністю охоплене послугами зі збору відходів, в тому числі НПВ, із слабо розвинутою інфраструктурою поводження з відходами. Також в сільських регіонах частіше зустрічаються факти незаконному обігу небезпечних відходів [69].

1.4 Висновки до першого розділу

Проведений аналіз показує, що у побутових відходах міститься велика кількість небезпечних компонентів (люмінесцентні лампи, батарейки, залишки миючих засобів та ін.) і ще більше небезпечних речовин, серед яких сполуки важких металів, ароматичні вуглеводні та багато інших агресивних, канцерогенних органічних і неорганічних сполук. Якщо небезпечні компоненти змішуються із звичайними побутовими відходами, то автоматично різко зростає рівень небезпеки побутових відходів та вартість поводження з ними. Крім того, в умовах, коли 95% побутових відходів в Україні опиняються на сміттєзвалищах, які переважно не відповідають сучасним вимогам, це несе велику небезпеку для довкілля і здоров'я людей. Таким чином, необхідним кроком повинне бути розділення потоків небезпечних компонентів та інших побутових відходів, тобто їх роздільне збирання. Це вже зроблене у деяких розвинутих країнах, однак у більшості країн світу, в тому числі і в Україні, небезпечні компоненти побутових відходів до цих пір не збираються окремо (за

винятком хімічних джерел струму, в основному в обласних центрах). Доки такі заходи не впроваджені, постійно буде зростати екологічний ризик.

Облік утворення небезпечних компонентів побутових відходів є складною задачею, оскільки потребує комбінування різних методів – статистичного аналізу, розрахункових методів, наукових досліджень, експертних оцінок, тощо. Крім того, у різних країнах можуть бути різні підходи до поняття НПВ. У більшості випадків статистика утворення НПВ є дуже обмеженою і може суттєво відрізнятись в залежності від джерел даних.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [1, 8, 9, 10, 13–15, 22, 24, 31, 58, 59, 60, 62, 69].

РОЗДІЛ 2

ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НЕБЕЗПЕЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

2.1 Забруднення навколишнього середовища внаслідок надходження небезпечних компонентів побутових відходів на полігони

У державах із перехідною економікою переважаючим методом управління побутовими відходами залишається їх захоронення на полігонах. Зокрема, в Україні цей показник сягає 95 % [70]. Відсутність системного роздільного збору відходів призводить до акумуляції значної кількості токсичних компонентів на сміттєзвалищах. Як наслідок, об'єкти захоронення стають осередками інтенсивного антропогенного навантаження на довкілля. Під дією метеорологічних чинників та специфічних процесів у товщі відходів відбуваються фізико-хімічні та мікробіологічні перетворення. Деструкція та взаємодія речовин зумовлюють синтез вторинних токсичних сполук, які мають здатність до міграції в суміжні природні середовища [71]. Незадовільний технічний стан більшості полігонів посилює ризики вимивання небезпечних рухомих форм речовин у ґрунтовий покрив прилеглих територій.

При цьому, варто мати на увазі, що токсичні речовини, які є у складі НПВ, потрапляючи на полігон (сміттєзвалище), поступово, будуть вимиватися із відходів фільтратом і становитимуть ще більшу загрозу довкіллю, оскільки перейдуть у розчинну форму і будуть здатні поширюватись в екосистемах.

Детальніше екологічні впливи надходження небезпечних компонентів відходів на полігони розглянемо на прикладі відпрацьованих автомобільних шин.

Зношені шини належать до категорії громіздких відходів, що складно піддаються пресуванню, транспортуванню та подальшій переробці. Оскільки цей матеріал стійкий до природного біологічного розпаду, його тривале

перебування у довкіллі створює серйозні виклики. Зокрема, безсистемне складування вживаних шин на незахищених територіях, на сміттєзвалищах, водоймах призводить до значного захаращення простору та екологічних ризиків. Варто зауважити, що навіть регламентоване складування відпрацьованих покришок, попри його переваги над стихійними звалищами, не виключає екологічних загроз і часто є економічно недоцільним через великі обсяги накопичення. Саме ці чинники зумовлюють необхідність мінімізації кількості місць зберігання вживаної гуми. У зв'язку з цим, комплексний аналіз та прогнозування впливу зношених шин на біосферу сьогодні є актуальним завданням.

Шкідливий вплив автомобільних шин на екосистеми має подвійну природу. По-перше, вона зумовлена токсичністю вихідної сировини, що використовується у виробництві [72]. По-друге, небезпеку становлять понад сто видів сполук, які мігрують у воду та атмосферу на всіх етапах життєвого циклу виробу — від використання до складування. При термічному впливі (навіть за звичайних температур) гума виділяє продукти розпаду еластомерів, зокрема реакційноздатні ароматичні вуглеводні (толуол, бензол, стирол). Окрему загрозу становлять канцерогенні агенти (фенольні сполуки, формальдегід) та аліфатичні аміни. Крім того, до екологічного навантаження додаються емісії оксидів металів, а також сполук азоту, сірки та хлору.

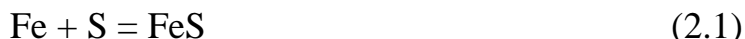
Критичним фактором негативного впливу зношених шин є процеси їх горіння, що виникають як наслідок порушення технологій термічної утилізації [73], так і через пожежі на полігонах чи нелегальних звалищах. Особливу загрозу становить синергетичний ефект: продукти термічного розкладу гуми можуть вступати в реакцію з іншими техногенними забруднювачами, концентрація яких у біосфері постійно зростає. Як наслідок, масштабна пожежа на звалищі шин призводить до комплексної деградації екосистем, охоплюючи атмосферу, гідросферу та літосферу.

Пріоритетним, хоча й часто екологічно недоцільним, методом утилізації вживаних шин залишається термічна деструкція. Поширеність спалювання порівняно з піролізом чи механічним подрібненням зумовлена передусім низькою собівартістю процесу. Значна частка таких операцій має нелегальний характер (використання як дешевого палива), тоді як сертифіковані підприємства часто не здатні профінансувати сучасні системи газоочищення. Додатковим фактором ризику є самозаймання гуми на полігонах. В результаті горіння вивільняються небезпечні сполуки 1–3-го класів, зокрема поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ). Присутність таких потужних канцерогенів, як бенз(а)пірен та біфеніл, створює критичні загрози для біосфери. Водночас домінуючими за обсягом викидів є діоксид сірки та оксид цинку, останній з яких небезпечний своєю високою реакційною здатністю.

Горіння відпрацьованих автомобільних шин несе загрозу для навколишнього середовища, оскільки в результаті цього процесу утворюються речовини 1–3-го класів безпеки – біфеніл, антрацен, флуорентан, пірен, бенз(а)пірен та інші [72]. Біфеніл та бенз(а)пірен відносяться до найсильніших канцерогенів, тому їх наявність свідчить про серйозну загрозу навколишньому середовищу та здоров'ю людини. Але у найбільших кількостях утворюються оксиди сірки (один із найпоширеніших забрудників повітря) та цинку (небезпека полягає у його каталітичній активності).

Процес термічної деструкції шин супроводжується активною емісією сірки, яка здатна до подальших хімічних трансформацій з утворенням токсичних похідних. Наукові дані підтверджують також можливість спонтанного виділення сірки з гумової матриці навіть без інтенсивного нагріву [74]. Оскільки зони складування та спалювання відпрацьованої гуми зазвичай насичені сторонніми домішками (металевим пилом, залишками конструкційних елементів), створюються умови для прямих хімічних взаємодій. Зокрема, сірка реагує з металами, що входять до складу наповнювачів (наприклад, сполуками цинку) або присутні як зовнішнє забруднення. Типовим прикладом є взаємодія

із залізовмісними частинками: навіть за умов незначного термічного впливу суміш заліза та сірки ініціює екзотермічну реакцію:



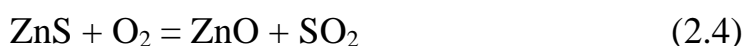
Аналогічним чином інтенсивна хімічна реакція спостерігається при ініціюванні горіння суміші сірки та порошкоподібного цинку. Результатом такої швидкої взаємодії є синтез сульфїду цинку:



За стандартних параметрів навколишнього середовища спостерігається здатність сірки до прямої взаємодії з металевою ртуттю:



Синтезовані сульфїди характеризуються високою хімічною активністю та здатністю до подальших перетворень. Зокрема, ферум(II) сульфїд виявляє пірофорні властивості, що дозволяє йому спонтанно запалюватися при контакті з атмосферним повітрям за стандартних температурних умов. В свою чергу, цинк сульфїд у середовищі з підвищеною вологістю піддається поступовому окисненню до сульфату цинку. При термічному ж впливі в аеробних умовах ініціюється процес, що описується такою реакцією::

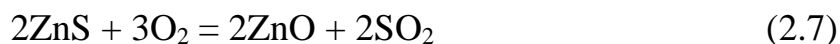


Виділення оксиду сірки є критичним фактором формування кислотних опадів. Утворений же сульфїд ртуті проявляє властивості інтенсивного фунгіциду. Крім того, ферум(II) сульфїд за стандартних умов вступає в реакції з концентрованими мінеральними кислотами (хлоридною та нітратною). Варто враховувати високу ймовірність присутності таких кислот у біосфері, що зумовлено як вторинними екологічними процесами (кислотні дощі), так і прямим антропогенним навантаженням у вигляді промислових стоків. Саме у зонах діяльності промислових об'єктів ризик потрапляння концентрованих кислот у навколишнє середовище є найвищим:



У результаті вищеприписаної реакції виділяється сірководень — небезпечна сполука 3-го класу токсичності. Специфіка отруєння газом H_2S полягає в оманливому зникненні відчуття його специфічного запаху після короткого впливу, що значно підвищує ризики для здоров'я. Навіть незначна об'ємна частка (на рівні 0,1%) здатна спричинити тяжкі інтоксикації. Механізм токсичної дії зумовлений здатністю сполуки блокувати гемоглобін крові. Систематичне вдихання парів H_2S викликає серйозні патології: від когнітивних порушень (погіршення пам'яті) до запальних процесів органів зору та дихання. Критична концентрація у повітрі, що становить 0,8 мг/л, є летальною.

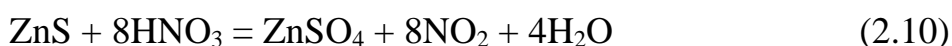
Щодо іншого продукту – сульфїду цинку, то в умовах підвищеної температури він піддається окисненню за такою схемою::



Зазначене хімічне перетворення характерне для процесів горіння зношених шин на полігонах ПВ. Утворений в результаті цинк оксид при подальшому підвищенні температури вступає в реакцію з вуглецем, що міститься в зоні горіння:



Отже, результатом згаданих перетворень стає вивільнення антропогенних забруднювачів – монооксиду вуглецю (чадного газу) та діоксиду сірки. Крім того, цинк сульфїд здатний вступати в обмінні реакції з неорганічними розведеними кислотами. Наслідком такої взаємодії є синтез токсичного сірководню та діоксиду азоту, що суттєво погіршує стан екосистеми в зонах накопичення відходів:

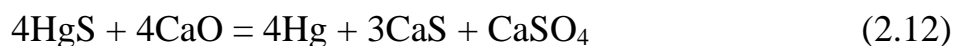


Також має місце утворення хлориду і сульфату цинку, пари яких також викликають токсичний вплив, в першу чергу на дихальні шляхи та слизові оболонки.

Окремого розгляду потребує сульфід ртуті (HgS), синтез якого вільно протікає навіть за стандартних температурних показників. Небезпека цієї сполуки полягає в її здатності до окиснення, що призводить до вивільнення токсичного діоксиду сірки (SO₂) відповідно до такої схеми:

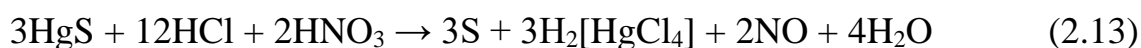


Окрім окиснення, ртуті сульфід здатний взаємодіяти з оксидом кальцію (CaO). Ця сполука є типовим компонентом будівельних відходів, залишків агрохімікатів та інших мінеральних відходів, що масово накопичуються на сміттєзвалищах. Такий контакт ініціює хімічні перетворення безпосередньо в місцях складування ПВ:



Наслідком зазначених хімічних перетворень є вивільнення ртуті у металевій формі. Ця сполука ідентифікується як речовина найвищого (першого) класу небезпеки, що характеризується екстремальною токсичністю для всіх живих організмів

Також може відбуватись реакція розчинення HgS в суміші кислот HNO₃ + HCl за рівнянням:



Як видно, одним із продуктів є токсичний газ NO.

Коли горить відпрацьована автомобільна шина, також відбуваються хімічні перетворення каучуку та наповнювача, які є головними компонентами автомобільної шини.

До складу автомобільної шини найчастіше входить ізопреновий каучук, який відноситься до 4-го класу небезпеки і при горінні виділяє такі продукти:



Одночасно проходить горіння наповнювача. Тому відбувається подвійне навантаження на довкілля. Горіння наповнювача розглянемо на прикладі Каптакса (2-меркаптобензтіазол):



Крім екологічної небезпеки самого Каптаксу, утворюються забруднювачі повітряного середовища NO_2 і SO_3 . Оксид сірки, у зв'язку із активністю і високою гігроскопічністю одразу взаємодіє із водою, яка є у повітрі з утворенням сульфатної кислоти [73, 74].

Таким чином, з екологічної точки зору, головною екологічною проблемою спалювання НПВ є потенційно високий рівень забруднення повітря, в тому числі хлорвмісними сполуками, та наявність важких металів у золі [75]. Отже, в залежності від складу і фізико-хімічних характеристик відходів, а також від способу спалювання, може бути необхідна дороговартісна система очищення.

2.2 Забруднення довкілля важкими металами у відходах

Головним джерелом важких металів у побутових відходах є відпрацьовані батарейки та інші НПВ. В країнах ЄС, незважаючи на законодавче і організаційне забезпечення, а також занепокоєння громадськості, значна частина батарейок не включена в спеціальні системи збирання.

В останні роки значним джерелом важких металів стали відходи електричного та електронного обладнання (в першу чергу, свинець, ртуть, кадмій і шестивалентний хром, а в [36] відзначають і мідь). Одним із найбільших «постачальників» важких металів (свинець, хром, олово, стибій, нікель, арсен) серед таких відходів є друковані плати. Наприклад, автори [26] вказують на старі телевізори із катодними трубками як головне джерело важких металів серед всіх електричних пристроїв.

Також вагомим джерелом важких металів у побутових відходах є пластик. У пластик, який широко використовується у мобільних телефонах, в якості пігментів, ретардантів, наповнювачів чи стабілізаторів додаються сполуки Pb, Cd, Cr, Hg [35]. У жорстких полівінілхлоридних (ПВХ) виробках присутні свинець і кадмій (0,7–2%) як стабілізатори [76]. Всі кольорові

пластикові вироби містять важкі метали, які є у складі пігментів. Наприклад, жовтий і червоний колір забезпечують хромати свинцю [76], інші барвники – оксид хрому, сполуки ртуті, кадмію і селену. У пластиках також використовуються сполуки свинцю – як пластифікатор, органічні сполуки олова (меркаптиди, метил-, бутил-олово), кадмій і цинк – як стабілізатори [77]. Щоправда, у складі пластикових виробів метали є інертними і будуть виділятися у навколишнє середовище у невеликих кількостях лише в агресивному середовищі.

Потужним джерелом важких металів, особливо в аграрних регіонах, є відходи використання пестицидів [78].

Розглянемо детальніше джерела найбільш поширених важких металів у побутових відходах.

Свинець

Використання свинцю в виробництві декоративних фарб (свинцеві білила і кольорові фарби) помітно знижується, проте виробництво свинцевого сурику і хромату свинцю залишається високим внаслідок їх низької вартості і хороших антикорозійних властивостей [79]. Сучасний вміст свинцю у фарбах для домашнього використання зазвичай менше 90 ppm, хоча окремі фарби можуть містити до 10000 ppm. Pb може потрапляти у побутові відходи не тільки напряму із залишками фарб, а й разом із пилом, який утворюється, наприклад, під час обробки (шліфування) стін. Нафтенат свинцю у кількості 0,5–2% використовується в алкідних фарбах для прискорення висихання, оксид свинцю Pb_3O_4 у складі ґрунтовок – для попередження корозії. Металорганічні сполуки свинцю знаходять застосування у різних отрутохімікатах, наприклад, арсенат свинцю (AsH_4Pb) [78]. Свинець також потрапляє на полігони побутових відходів у вигляді барвника скла – плюмбум (II) оксиду, який підсилює колір скла і надає йому яскравих відтінків. Крім того, джерелом Pb є стибій-свинцеві і свинцево-кислотні акумулятори. Свинець деколи додають до цинкового аноду для зменшення корозії. Також у [76] відзначають наявність оксидів свинцю у

складі свинцево-силікатного скла, яке використовуються в люмінесцентних лампах. Крім того, автори [80] виявили надходження свинцю у довкілля із відходів електричного та електронного обладнання. Наприклад старі монітори та телевізори з електронно-променевими трубками містять від 1 до 3 кг свинцю і на них припадає до 10% всього вмісту свинцю у побутових відходах [26, 81], а середня його концентрація у електронних відходах – 2,9 г/кг [36]. Сполуки свинцю (зокрема, сульфід свинцю) використовуються у транзисторах електроприладів, а також у складі деяких косметичних засобів, наприклад, кремів.

Кадмій

Завдяки високому ступеню оборотності електрохімічних реакцій в широкому діапазоні температур, низькій швидкості саморозрядки і простоті регенерації розряджених акумуляторів, кадмій широко використовується в електричних акумуляторах, на які припадає близько 75% кадмію у побутових відходах [82]. Ці акумулятори застосовуються в різноманітних споживачах струму: в акумуляторних зубних щітках і бритвах, електричних інструментах (дрелях, ножівках тощо), медичних приладах, мобільних телефонах. Наприклад, нікель-кадмієві акумулятори містять кадмій або гідроксид кадмію в якості матеріалу аноду. Кадмій також наноситься на предмети для надання їм блиску і корозійної стійкості. Це, наприклад, деталі для радіо- і телевізійної техніки, побутові прилади та інші металеві вироби. Одним із головних джерел надходження кадмію є відходи використання добрив [83], в першу фосфатних, де згідно [78] його концентрація може сягати більше 100 мг/кг. Кадмій використовується також для виробництва пакувальних матеріалів (крім харчової промисловості). Сульфіди кадмію (оранжево-жовтий колір) та сульфоселеніди кадмію (рожево-червоний і каштановий кольори) використовуються як барвники у пластмасах, кераміці, фарбах. Стеарати кадмію використовуються як стабілізатори у ПВХ-пластмасах. Однак стабілізатори на основі кадмію не використовуються у гнучких ПВХ-

пластмасах для пакування харчових продуктів через потенційну небезпеку їх забруднення. Серед напрямків використання напівпровідникових сполук кадмію: сонячні батареї і фотоелементи [79, 84], різноманітні електричні та електронні пристрої (середня концентрація 180 мг/кг [26]). Кадмій також міститься у складі деяких косметичних засобів, наприклад, кремів.

Нікель

Більша частина нікелю потрапляє у відходи в інертному вигляді у складі сплавів (в першу чергу, нержавіюча сталь і сплави сталі), а також із використаними виробами із нанесеним гальванічним покриттям: металобрухт виробів та обладнання (частини автомобілів, інструменти, елементи сонячних панелей). Чистий нікель може надходити у довкілля із відпрацьованими побутовими приладами. Одним із найбільших джерел надходження реакційно здатних сполук нікелю у навколишнє середовище є нікель-кадмієві батареї (катод виготовляють із гідрат окису нікелю Ni(OH)_2) [79]. Нікель разом з літій-іонними акумуляторами потрапляє у довкілля найчастіше у вигляді сполуки LiNiO_2 . У формі гідроксиду нікелю Ni(OH)_2 нікель міститься у лужних залізо-нікелевих акумуляторах, а у формі оксиду нікелю – у цинк-нікелевих і нікель-металгідридних акумуляторах. Оксид нікелю (III) використовується як добавка до спеціального скла у оптичних приладах. Крім того, нікелево-хромові сплави тривалий час використовувалися в побутових обігрівальних приладах.

Ртуть

Значна кількість ртуті також надходить у довкілля із термометрами, люмінесцентними лампами. Наприклад, у Японії щороку на полігони потрапляє 11–24 т ртуті [85]. Одна люмінесцентна лампа містить від 3–6 мг (компактні лампи) до 50–120 мг (лінійні лампи) ртуті. Побутові термометри містять, в середньому, від 500 до 600 мг ртуті. До недавнього часу деяка кількість ртуті містилась у срібло-оксидних і цинк-повітряних батарейках, але на даний час її використання заборонене (крім кнопкових батарей). Сполуки ртуті (в якості барвників) також наявні у кольорових пластикових виробках, а також у складі

пестицидів (фенілхлорид ртуті C_6H_5ClHg) [86]. Нові, побудовані на базі рідкокристалічних та плазмових панелей, телевізори і монітори містять сполуки ртуті (в якості люмінофора) в лампах підсвічування матриць. Також ртуть використовується в багатьох інших електричних та електронних виробках, особливо медичних приладах. Хоча середня концентрація ртуті у електронних відходах невисока – 0,68 мг/кг [36]. Причому вищезгадані сполуки ртуті є розчинними лише в органічних кислотах.

Хром

Хром у побутових відходах, в основному, перебуває у складі відпрацьованих джерел живлення (електроліт літій-хромат срібла у літєвих акумуляторах) і залишків лакофарбових матеріалів. Досить багато хрому було знайдено авторами [26, 36] (середня концентрація 9,9 г/кг) у друкованих платах мобільних телефонів, хоча вміст хрому у інших електронних відходах невисокий. Крім того, оксиди хрому використовуються у складі барвників, а також у складі окремих типів пестицидів. Сульфат хрому як дубильна речовина використовується у шкіряних виробках, а біхромати калію і натрію – у складі антисептиків для покриття та захисту різноманітних виробів.

Цинк

Сполуки цинку в значній мірі присутні у складі відпрацьованих хімічних джерел струму [1]: цинк як матеріал аноду у цинк-повітряних, лужних, срібло-оксидних і срібло-цинкових батареях; з цинку виготовлений корпус цинк-вугільних і цинк-хлоридних батарей; хлорид цинку використовується як електроліт в цинк-вугільних і цинк-хлоридних батареях. Новим вагомим джерелом цинку є відпрацьовані нікель-цинкові батареї, які використовуються в електромобілях. Крім того, у складі полімерних відходів є цинк, солі якого допомагають захистити полімер від утворення надлишку хлору або хлоридів. Сполуки цинку входять до складу різного канцелярського обладнання. Широке використання має цинк у складі косметичних засобів, медикаментів, а також пестицидів (сульфат, фосфід цинку та ін.). Сполуки цинку також

використовуються у конденсаторах електроприладів. У [87] відзначають високий вміст цинку у харчових відходах. Висока розчинність цих сполук цинку у воді призводить до їх легкого надходження в навколишнє середовище. Також варто зазначити, що фосфід цинку реагує з водою з утворенням токсичного газу фосфіну.

Мідь

Мідь потрапляє у відходи у вигляді купрум (II) оксиду у натрієво-кальцієвому склі, і надає йому блакитного кольору, а в калієво-цинковому – зеленого. Раніше широке використання мали мідь-вмісні пестициди [78]: ацетоарсенат міді ($C_4H_6As_6Cu_4O_{16}$), бордоська суміш ($CuSO_4 \cdot 5H_2O + Ca(OH)_2$), оксихлорид міді ($3Cu(OH)_2 \cdot CuCl_2$). Але зараз їх застосування значно знизилася і дане джерело міді у відходах зменшує свою вагу. Сполуки міді також застосовуються у срібло-оксидних джерелах живлення, а також в якості електроліту (літій-фторид міді та літій-сульфід міді) у літєвих акумуляторах. Як гарний провідник, мідь використовується у електричних кабелях і присутня у з'єднаннях електроплат різних пристроїв, забезпечуючи одну з найвищих середніх концентрацій (41 г/кг [36]) серед усіх металів в електронних відходах. Також приблизно 14% всієї міді у побутових відходах міститься у люмінесцентних лампах [81].

Арсен

Серед головних джерел надходження сполук арсену у навколишнє середовище у складі побутових відходів такі [79]: невикористані медичні препарати, емалі, пестициди – інсектициди, гербіциди і десиканти (у вигляді арсенату кальцію, натрію, свинцю – $AsHO_4Pb$, ацетоарсенату міді – $C_4H_6As_6Cu_4O_{16}$), фунгіциди (для просочення деревини), харчові добавки, миючі засоби. У деяких випадках використовують гексафлуороарсенат літію $LiAsF_6$ в якості електроліту в літій-іонних акумуляторах. Відносно новим потужним джерелом арсену у відходах стають електронні відходи: арсен та його сполуки широко застосовуються як напівпровідники в побутовій техніці, зокрема у

рідкокристалічних дисплеях. Оксид арсену (III) використовується як добавка до спеціального скла у оптичних приладах.

Наявність важких металів у розрізі окремих категорій побутових відходів показано у табл. 2.1.

Таблиця 2.1 – Важкі метали у складі побутових відходів [88]

Фракції відходів	Метали
Пластик	Pb, Cr, Hg (барвники) Zn, Cd
Текстиль	Pb, Cr, Hg (барвники)
Деревина	Pb, Hg, Cd (барвники) Cr
Папір	Pb (фарби)
Скло	Cu, Pb, Ni, As
Відходи електричного та електронного обладнання (з батарейками)	Pb, Cd, Ni, Hg, Cr, Zn, Cu, As
Небезпечні відходи (без батарейок)	Pb, Cd, Hg, Cr, Zn, Cu, As

2.3 Використання методу біотестування для оцінювання впливу небезпечних компонентів побутових відходів на довкілля

2.3.1 Застосування біотестування для аналізу екологічного впливу відпрацьованих батарейок

Відомо, що вміст батарейок у побутових відходах знаходиться в межах 0,02–0,06% [21,30,89] і продовжує зростати (продажі батарейок з 2004 року зріс на 29% [90]). Однак, наявність небезпечних речовин у складі батарейок робить їх дуже вагомим джерелом забруднення навколишнього середовища. До таких небезпечних речовин відносять, в першу чергу, кадмій, свинець, ртуть, нікель, цинк, а також діоксини [91–95]. І, хоча в багатьох країнах діє відповідне законодавство, зокрема в ЄС діє Директива [96], яка зобов'язує країни-члени мати систему роздільного збирання такого виду відходів, не всі країни мають ефективно працюючу систему [97]. Таким чином, батарейки представляють

серйозну загрозу довкіллю. Оскільки методи утилізації безпечних відходів не придатні для переробки батарейок, то надходження важких металів у повітря, воду і ґрунти є зовсім неконтрольованим. Вплив батарейок варто оцінювати не тільки за концентрацією токсичних речовин, а й за ступенем їхнього впливу на живі організми. Для цього доцільно використати метод біотестування. Біотестування використовується в екологічних дослідженнях, як метод виявлення антропогенного навантаження екосистем. Він заснований на дослідженні впливу змінних екологічних факторів на різні характеристики біологічних об'єктів і систем. У якості біоіндикаторів вибирають найбільш чуттєві до досліджуваних факторів біологічні системи або організми [98].

Для вивчення впливу батарейок на живі організми використана методика, яка базується на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей при впливі токсичних речовин, які містяться у водному середовищі. В якості тест-об'єкту слугувала одноклітинна водорість Хлорелла. Для культивування хлорели було відібрано 1,5 л ставкової води, яка містила певну її кількість, забезпечено у ній поживне середовище (KNO_3 – 0,025 г/л, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,025 г/л, KH_2PO_4 – 0,025 г/л, K_2CO_3 – 0,0345 г/л, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – 0,1 г/л), та залишено на 3 дні у на освітленому місці для вирощування [99]. Із 1,5 л досліджуваної води було приготовано 20 зразків, в які поміщено 10 різних видів батарейок (по 2 батарейки кожного виду – пошкоджену і непошкоджену), та 1 контрольний зразок без додавання батарейок (табл. 2.2).

Батарейки були підготовлені попарно одна з яких мала неушкоджений корпус, а інша такого ж виду була пошкоджена, що сприяло безпосередньому контакту досліджуваного водного середовища і внутрішнього вмісту батарейки. Зразки були поміщені в освітлене місце на 14 діб. Протягом 14 днів проводились періодичні вимірювання рН зразків за допомогою рН-метра ADWA8000 (додаток В), візуальне спостереження за змінами у зразках, а в кінці експерименту проведене візуальне дослідження за допомогою мікроскопу DCM-300.

Таблиця 2.2 – Характеристика досліджуваних зразків води та хімічний склад розміщених у них батарейок

№ зразка	Тип поміщеної батарейки	Склад, % [100]										
		Ni	Cd	Hg	Pb	Fe	Cr	Zn	Co	Li	MnO ₂	електроліт
Цинк-вугільні												
1	R20			0,001		18		23			28	9
2	R20 (п)			0,001		18		23			28	9
3	R6			0,001		18		23			28	9
4	R6 (п)			0,001		18		23			28	9
5	R03			0,001		18		23			28	9
6	R03 (п)			0,001		18		23			28	9
7	6F22			0,001		18		23			28	9
8	6F22 (п)			0,001		18		23			28	9
Лужні												
9	LR20			0,008		20		17	3		36	9
10	LR20 (п)			0,008		20		17	3		36	9
11	LR6			0,008		20		17	3		36	9
12	LR6 (п)			0,008		20		17	3		36	9
13	LR03			0,008		20		17	3		36	9
14	LR03 (п)			0,008		20		17	3		36	9
Літєві												
15	CR 2032					40				3	32	20
16	CR 2032 (п)					40				3	32	20
Акумуляторні												
17	KR6	20	20								45	20
18	KR6 (п)	20	20								45	20
19	Літій-іонна									3	40	32
20	Літій-іонна (п)									3	40	32
21	Контрольний зразок											

* п – пошкоджена батарейка

Аналіз рН середовища

Результати вимірювання рН зразків із непошкодженими та пошкодженими батарейками наведені відповідно на рис. 2.1 і 2.2.

Як видно із рис. 2.1, у контрольному зразку значення рН в кінці експерименту зросло приблизно на 0,5 од. рН відносно початкової фази, хоча періодично спостерігалось і зниження цього показника. Це може бути пов'язано із життєдіяльністю екосистеми водоростей у досліджуваних зразках. Порівняння динаміки рН зразків із непошкодженими батарейками показує, що найближчі до контрольного зразка (зразок №21) показники має зразок №15,

який містив літієву батарейку типу CR2032, ймовірно, через її найменшу масу серед всіх досліджуваних батарейок і, можливо, менш агресивний хімічний склад. Також близькі до контрольного показники рН протягом експерименту показали зразки № 19 (літій-іонна телефонна батарея схожа за хімічним складом із вищезгаданою батарейкою типу CR2032), а також зразки № 13 і 17.

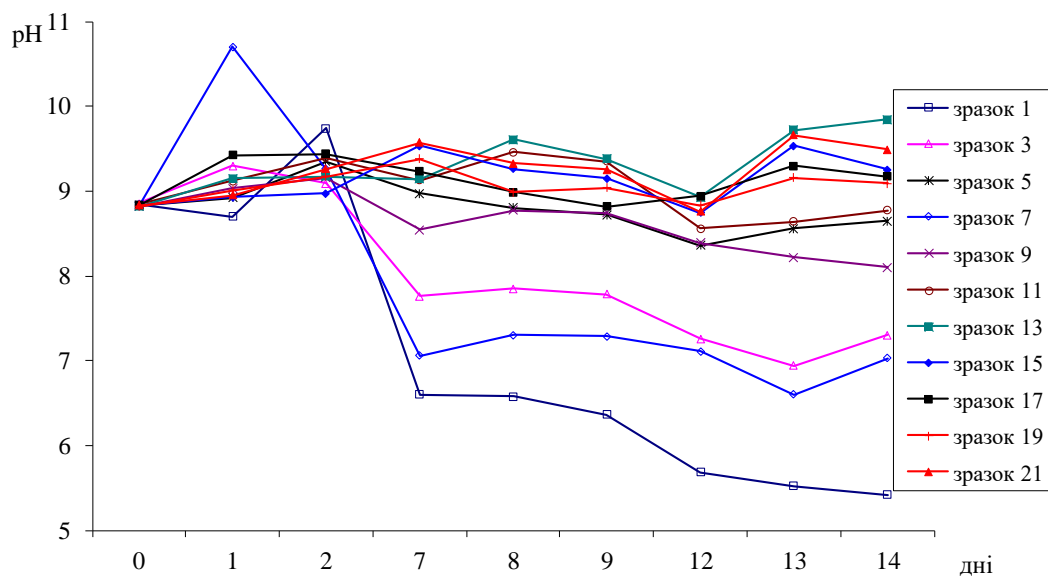


Рисунок 2.1 – рН досліджуваних зразків із непошкодженими батарейками

Останній потребує більшої уваги, оскільки містить Ni-Cd акумуляторні батарейки. Отже, можна припустити, що результат цього зразка виявився близьким до контрольного через відсутність контакту між водним середовищем зразка і вмістом батарейки протягом 14 днів експерименту. Найбільші зміни рН відбулись у зразках № 1, 7 і 3 (всі містять цинк-вугільні батарейки). Крім того, зразок № 1 був єдиним, де в кінці експерименту було кисле середовище, незважаючи на те, що наявність водоростей у зразках збільшувала рН. Такий результат, найбільш ймовірно, викликаний тим, що батарейка у зразку № 1 (цинк вугільна типу R20) має значно більшу масу у порівнянні з іншими досліджуваними батарейками, а отже більше шкідливих речовин потенційно могло надійти у водне середовище зразка. Останнє може побічно доводити нестійкість корпусу цинк-вугільних батарейок. Варто також відзначити, що у

зразку № 7, згаданому в контексті найбільшого зниження рН, цей показник різко збільшився на самому початку експерименту на короткий проміжок часу (забезпечивши найбільше значення рН серед усіх виміряних – близько 11). Це може бути наслідком впливу кількох факторів: нестійкістю корпусу цинк-вугільної батарейки типу 6F22, що, у свою чергу, могло забезпечити у початковий період надходження певної кількості електроліту на основі амонію у водне середовище із подальшим потенційним його зв'язуванням іонами Fe і Zn, зокрема в нерозчинні форми.

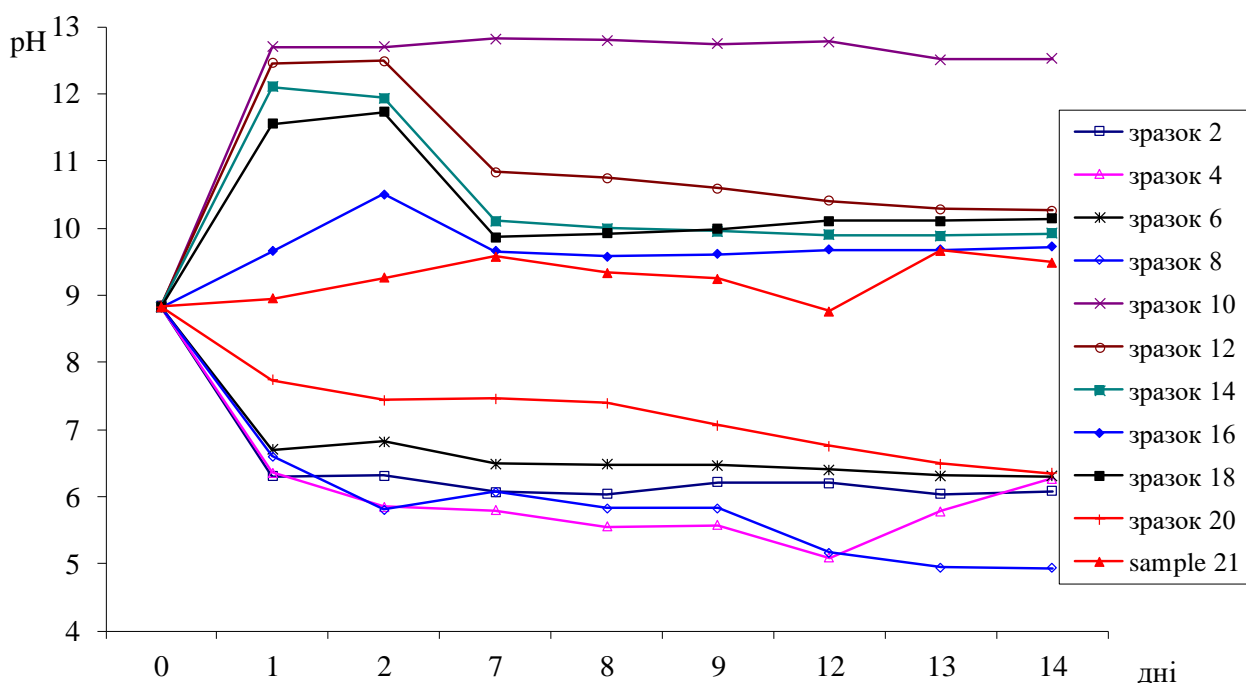


Рисунок 2.2 – рН досліджуваних зразків із пошкодженими батарейками

Аналіз динаміки рН досліджуваних зразків із пошкодженими батарейками показує більший розкид значень рН у порівнянні із зразками, які містили непошкоджені батарейки. За динамікою рН можна виділити кілька груп зразків. Максимально близькі до контрольного зразка зміни рН спостерігались у зразках № 12, 14, 16 і 18, тобто це ті зразки, у яких містились фактично ті самі батарейки (тільки пошкоджені), що і у зразках із непошкодженими батарейками, які продемонстрували близькі до контрольного

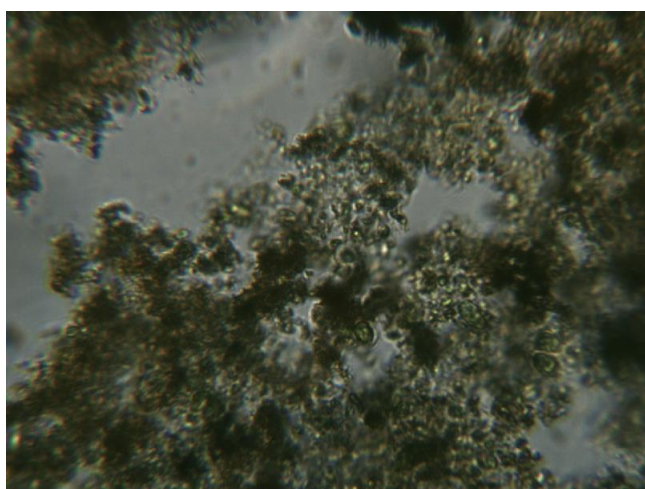
значення рН. Найменше відхилення рН від контрольного зразка – у зразку із літієвою батарейкою типу CR2032. Варто лише відзначити, що інші вищезгадані зразки (вони відповідають більшості лужних та одному виду акумуляторних батарейок) мали різке збільшення рН середовища (більше 12 од.) на початку експерименту із подальшим його зниженням до контрольних значень. Це може бути пояснено надходженням у водне середовище лужного електроліту із пошкодженої батарейки, як було описано раніше. Найбільші відхилення від контрольних значень рН отримані у зразках № 8 і 10, які показали протилежну динаміку. Зразок № 10 із пошкодженою лужною батарейкою типу LR20 мав найвище значення рН з першого дня експерименту (майже 13 од.) за рахунок великої кількості електроліту (даний тип батарейки має розміри більші за основну масу інших батарейок). Зразок № 8 із пошкодженою цинк-вугільною батарейкою типу 6F22 мав найнижче рН (в кінці експерименту – нижче 5 од.), тобто аналогічно як і у випадку із непошкодженими батарейками. Однак, у зразку із пошкодженою батарейкою тимчасового підвищення рН не спостерігалось. Така сама динаміка характерна і для інших зразків – № 2, 4, 6, 20 (містили цинк-вугільні батарейки та акумуляторну телефонну батарею), в яких відбувалось поступове зниження рН до нейтральних або кислих значень. Тобто потенційне підвищення рН за рахунок електроліту у вищезгаданих зразках могло нейтралізуватись дією інших речовин у складі даних типів батарейок. Наприклад, наявність хлоридів у складі електроліту цинк-вугільних батарейок може забезпечити зниження рН за рахунок утворення хлоридної кислоти.

До кінця експерименту спостерігались близькі значення рН у деяких зразках з однаковими типами батарейок, одна з яких була пошкодженою, а інша непошкодженою. До них відносяться: цинк-вугільна батарейка типу R20, лужна батарейка типу LR03, літієва батарейка CR2032 і акумуляторна батарейка типу KR6. Це може бути викликано кількома причинами: невисоким вмістом речовин, здатних змінити рН, або їх нестійкістю; нейтралізацією цих речовин

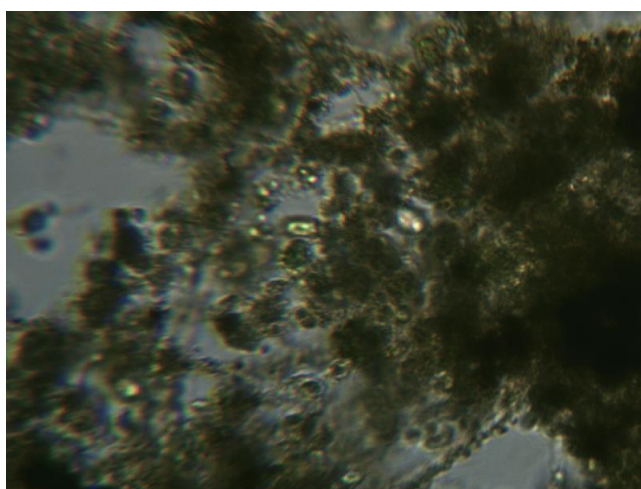
біоіндикатором (водоростями); недостатньою герметичністю металевої оболонки батарейки, або її самовільним руйнуванням в процесі експерименту. Найбільш значна зміна рН відбулася в перший же день експерименту, що свідчить про інтенсивність впливу батарейок. В цілому, зміна рН відповідала типу речовин, які містяться у батарейках, незалежно від того, чи ціла, чи пошкоджена вона була. Попарне порівняння зразків із пошкодженими і непошкодженими батарейками одного типу показало, що динаміка зміни рН приблизно ідентична. У випадку цинк-вугільних та акумуляторних телефонних батарейок зразки із пошкодженими батарейками мали стабільно нижче рН, а у випадку усіх інших типів батарейок – навпаки, вище значення рН. Звичайно, це зумовлено хімічним складом батарейок, зокрема типом електроліту, який використовується, та інших впливних речовин.

Візуальне дослідження

Візуальне дослідження зразків за допомогою мікроскопа на 14 день експерименту показало, що найбільший вплив на біоіндикатор виявлено у зразках із лужними батарейками, в той час як найменший вплив – у зразках із блочними 9В батарейками типу 6F22 (рис. 2.3–2.5).



а) Зразок № 7



б) Зразок № 8

Рисунок 2.3 – Зразки із цинк-вугільними батарейками типу 6F22 при збільшенні у 400 разів

Причому у всіх зразках із пошкодженими батарейками спостерігається вищий рівень загибелі живих організмів у порівнянні із такими ж батарейками, але непошкодженими.

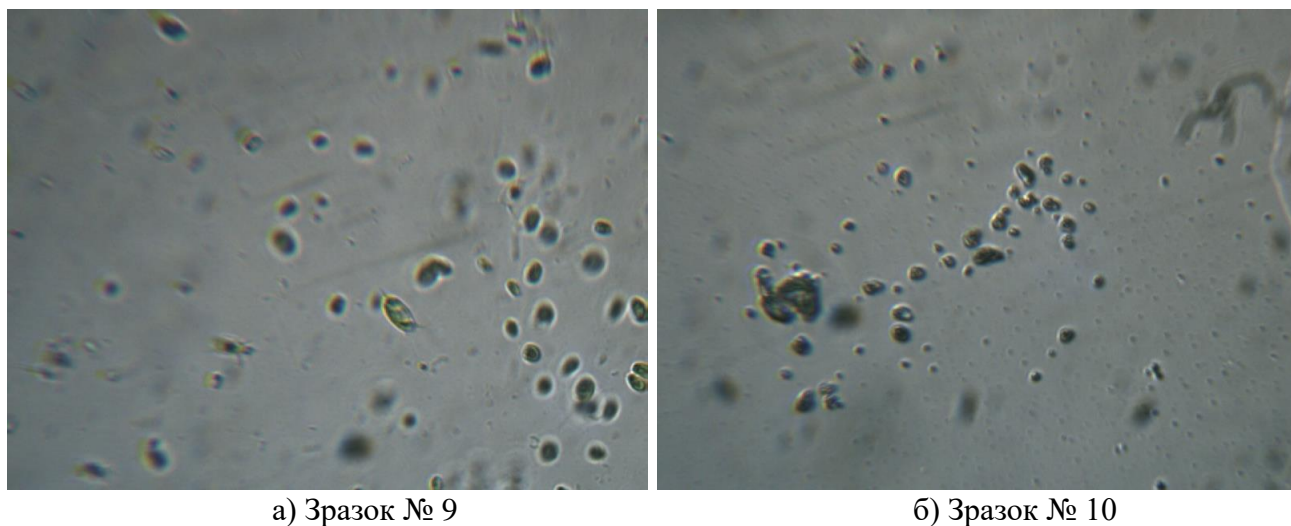


Рисунок 2.4 – Зразки із лужними батарейками типу LR20 при збільшенні у 400 разів

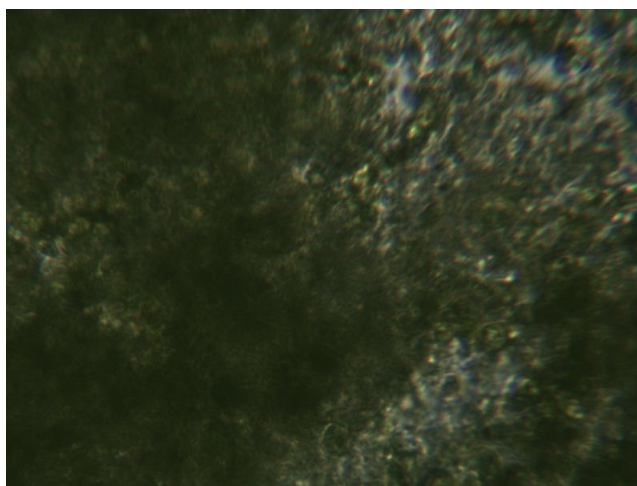


Рисунок 2.5 – Контрольний зразок при збільшенні у 400 разів

У зразках, які показали близькі до контрольного значення рН середовища (майже всі лужні батарейки, літєві кнопочві та акумуляторні батарейки), а також у зразку із сильно лужним середовищем (лужна батарейка типу LR20) рівень загибелі біоіндикатора був найвищим. І, навпаки, зразки із відмінним від

контрольного значенням рН (всі цинк-вугільні і пошкоджений літій-іонний телефонний акумулятор) мали нижчий рівень загибелі водоростей, крім зразків № 1 і 2 з цинк-вугільними батарейками типу R20. Таким чином, можна припустити, що зміни рН середовища при його контакті із батарейками не є надійним індикатором при визначенні ступеню впливу батареек на навколишнє середовище. В свою чергу, метали, які містяться в батарейках, впливають на екосистеми не обов'язково змінюючи рН. Наприклад, рівень загибелі водоростей є значним у зразках 17 та 18 – з батарейками, що містять нікель та кадмій, особливо у зразку з пошкодженою батареєю, хоча його рН був подібним до значень у контрольному зразку.

2.3.2 Визначення екологічного впливу небезпечних компонентів косметичних миючих засобів методом біотестування на прикладі водорості хлорели

З кожним роком зростає використання штучно створених косметичних миючих засобів (шампуней), які містять небезпечні компоненти і створюють небезпеку для здоров'я людини та навколишнього середовища. Численні дослідження підтверджують це. Відповідно до [101], більше 13000 заборонено використовувати у косметичній продукції, і близько 250 сполук можуть бути використані лише за певних умов. У роботах [102–105] досліджено наявність небезпечних інгредієнтів у шампунях в кількостях, які становлять небезпеку. Крім того, за певних обставин компоненти шампунем, які не володіють значною токсичністю, можуть перетворюватись на більш небезпечні сполуки. Так, автори [106] вказують на можливість перетворення триклозану на токсичні хлорфеноли, діоксини чи метилтриклозан. У наймасштабнішому дослідженні [107] було проаналізовано близько 500 косметичних продуктів, в тому числі шампуней. Результати вказують на значний ризик для навколишнього середовища: прогнозовані концентрації багатьох хімічних сполук, які містяться у

косметичних продукції (бензофенон, діетилфталат, бутилпарабен, триклозан та інші), перевищують допустимі норми для поверхневих водойм. Подібні результати отримані і в [101]. Також автори [108] досліджували ступінь переходу окремих хімічних речовин у складі шампунів до організму людини. Відомі дослідження екологічного впливу косметичних миючих засобів різними методами, зокрема методом біотестування [109–113], які показують негативний вплив косметичних засобів на живі організми. Перевага методу біотестування полягає в тому, що він показує вплив різних речовин безпосередньо на життя і розвиток організмів [114]. Для екологічних досліджень за методом біотестування використовуються різні організми: *Cladocera* – при дослідженні впливу детергентів [115], водорість *Chlorella* – для дослідження впливу небезпечних компонентів, які можуть потрапляти у воду [59,116,117], відповідно мікроорганізми *Daphnia* і водорості *Ulva lactuca* – для вивчення впливу окремих видів сурфактантів [118-120], діатомові та інші водорості – для оцінювання загального забруднення водойм [121]. Дослідження шампунів та ПАР, які в них містяться [120,122], теж доводять їхній токсичний вплив на фітопланктон (результати розглянуті далі). Таким чином, актуальною задачею є подальше дослідження можливостей методу біотестування при оцінюванні негативної дії косметичних засобів на довкілля.

Для виявлення потенційно небезпечних компонентів проаналізовано інгредієнтний склад окремих шампунів відомих виробників.

Для вивчення впливу небезпечних компонентів косметичних засобів на живі організми використана методика, яка базується на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей при впливі токсичних речовин, які містяться у водному середовищі. Короткочасне біотестування – 96 годин – дозволяє визначати наявність гострої токсичної дії досліджуваної води на водорості, а тривале – 14 діб – наявність хронічної токсичної дії. При аналізі впливу на довкілля більш актуальним є виявлення хронічної дії, оскільки постійна наявність забруднення призводить до постійного впливу. Тому було

проведене 14-денне дослідження.

В якості об'єкту тестування служила одноклітинна водорість *Chlorella* (Хлорела). Для культивування хлорели було відібрано 1,5 л ставкової води, яка містила певну її кількість, забезпечено у ній поживне середовище (KNO_3 – 0,025 г/л, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,025 г/л, KH_2PO_4 – 0,025 г/л, K_2CO_3 – 0,0345 г/л, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – 0,1 г/л), та залишено на 3 дні у на освітленому місці для вирощування.

Із досліджуваної води було приготовано 10 зразків, в які додано у різній концентрації 5 різних шампунів (1 мл і 2 мл на 150 мл води), та 1 контрольний зразок без додавання шампуню. Зразки були поміщені в освітлене місце на 14 діб. Після цього було проведене візуальне дослідження зразків за допомогою мікроскопу Біолам Р-16 (збільшення у 400 разів).

Дослідження інгредієнтного складу шампунів

Будь який миючий або косметичний засіб являє собою складний хімічний розчин. Основу такого синтетичного продукту складають поверхнево-активні речовини – різні солі сульфокислот або ефіри поліетиленгліколів, а також різні допоміжні речовини, що покращують миючу здатність, ферменти для видалення плям, барвники і ароматизатори. Більшість цих компонентів є небезпечними для людини і довкілля.

До складу більшості шампунів входять наступні найбільш поширені компоненти [104,123,124]:

1) Дисперсійне середовище. Основу композиції складає вода (близько 80 % загальної маси), яка виступає універсальним розчинником для інших інгредієнтів.

2) Поверхнево-активні речовини (ПАР). Ключову роль у видаленні забруднень відіграють аніонні детергенти, такі як амонію лаурилсульфат, амонію лауретсульфат та натрію лаурилсульфат. Для оптимізації піноутворення та покращення реологічних властивостей (розподілення по поверхні) застосовуються амфотерні та неіоногенні ПАР: кокамід DEA, MEA, TEA,

кокамідопропілбетаїн, а також дециловий глюкозид і гліцерет кокоат.

3) Регулятори кислотності. Для підтримання стабільного слабокислого рівня рН використовується буферний агент — цитрат натрію (натрієва сіль лимонної кислоти), що є критичним для збереження бар'єрних функцій шкіри голови.

4) Модифікатори органолептичних властивостей. Гліколь дистеарат та стеарати вводяться до складу як перламутрові добавки та структуроутворювачі. Вони забезпечують характерний блиск маси та оптимальну в'язкість продукту.

5) Кондиціонуючі та антистатичні агенти. Полімерні сполуки (полікватерніум, кватерніум) виконують функцію пом'якшення та ущільнення структури волосся. Силіконові олії (диметикон, циклометикон) формують адсорбційний шар на кутикулі, що нівелює статичну електрику, додає блиску та полегшує механічне розчісування. Проте надмірна концентрація силіконів може спричиняти оклюзійний ефект і подразнення дерми.

6) Активні добавки та зволожувачі. Пантенол (провітамін В5) виступає гідрофільним компонентом, що здатний проникати в кортекс волосся, забезпечуючи внутрішнє зволоження та потовщення стрижня. Гідратовані спирти (цетиловий, олеїловий, стеариловий) діють як ліпідні емоменти, зменшуючи тертя між волосинами.

7) Діетаноламін. Ця сполука ідентифікована як потенційний іритант для слизових оболонок; існують дані про її системну токсичність щодо серцево-судинної та видільної систем при тривалому експозиційному впливі.

8) Фталати. Застосовують в якості сполучного компоненту (розчинника та для зв'язування інших інгредієнтів), а також для забезпечення м'якості. Небезпека фталатів проявляється через їхню токсичність для печінки і нирок, репродуктивних органів, ендокринної і нервової систем. Можуть бути причиною онкологічних захворювань, проблем з ендокринною системою, астми, а також безпліддя у жінок, і у чоловіків, здатний викликати ослаблення імунітету, мігрені і навіть стати причиною раку грудей.

9) Пропіленгліколь. Може призвести до подразнення шкіри, пошкодити печінку і нирки. Добре утримує вологу, тому широко використовується виробниками косметичної продукції як гігроскопічний зволожуючий інгредієнт. У великих кількостях може викликати звикання і давати побічні дії. Речовина здатна викликати контактний дерматит, у великих дозах токсична для органів дихання, негативно впливає на імунну та нервову системи.

10) Триклозан. Разом з шкідливими бактеріями знищує і корисну мікрофлору, залишаючи організм без захисту. Викликає мутацію мікроорганізмів. Під впливом світла і води триклозан перетворюється у токсичний діоксин.

11) Різні добавки: кератин, протеїни, гліцин, біотин, вітаміни і т. д.

Аналіз складу шампунів різних виробників

Один із аналізованих шампунів містить наступні компоненти: вода, лаурет сульфат амонію, лауретсульфат натрію, лаурилсульфат амонію, хлорид натрію, дистеарат гліколю, диметикон, піритіон цинку, цетиловий спирт, парфум, кокамід, цитрат натрію, формалін, полідецен гідрогенізований, бензоат натрію, лимонна кислота, амоній ксиленсульфонат, тетрасодіум, бензил, похідні ізотіазолонів, синтетичні барвники, різні солі амонію, натрію і алюмінію. У підсумку, з 25 компонентів, 3 – є похідними натуральних речовин (вода, кухонна сіль (хлорид натрію), лимонна кислота), решта – отримані синтетичним шляхом, 11 компонентів позначені знаком «Небезпечно» [125].

Інший аналізований шампунь також містить небезпечні компоненти [126]. 10 з 12 компонентів шампуню пов'язані як мінімум з однією з таких проблем зі здоров'ям: рак, розлад діяльності ендокринної системи, проблеми з центральною нервовою системою, вроджені дефекти у потомства, пошкодження органів, тканин, шкіри і волосся, алергічні реакції. Також у складі наявні барвники, необхідні для надання шампуню відповідного кольору. Варто зазначити, що багато барвників, що використовуються в косметичних засобах, ще не пройшли тестування, і їхня безпека не тільки не доведена, але

навіть і не вивчена [127]. Склад цього шампуню схожий на склад попереднього, і містить додатково такі компоненти: кокамідопропілбетаїн, метилпарабен, пропіленгліколь, ЕДТА натрію, DMDM-гідантоїн, формальдегід (який має сильний канцерогенний ефект). Але слід зазначити, що цей шампунь не містить таких небезпечних речовин як диметикон, формалін DMDM Hydantoin та бензоат натрію, які є у попередньо розглянутій продукції.

Також для порівняння було проаналізовано хімічний склад «органічного» шампуню, який декларується мінімально шкідливим для довкілля. Його склад наступний: вода, похідні глюкози, цукрова тростина, кокосова олія, камідь, екстракти череди, солодки уральської, ромашки, целюлоза, парфумерна композиція, запашні речовини, розчинники (в якості універсального розчинника використовується етиловий спирт дуже високої концентрації (до 96 %)), барвники. Перераховані речовини використовуються у багатьох видах косметичної продукції і не є забороненими до використання. Проте краще замінити ці компоненти тими, висока ефективність і, головне, безпека яких не викликає жодних сумнівів. Наприклад, замість емульгаторів, які можуть дратувати чутливу шкіру, в органічній косметиці використовують натуральні похідні цукрів і амінокислот [123]. Вони вважаються гіпоалергенними, і по своїй структурі близькі до шкіри людини. При виробництві шампунів також потрібно відмовитись від застосування сульфоексилату натрію, який може подразнювати шкіру голови. Замість нього можна використовувати речовини рослинного походження – наприклад, похідні цукрової тростини, кукурудзи, кокосової олії [127]. Отже, порівняння вказує, що до складу досліджуваного «органічного» шампуню не входять такі небезпечні речовини як кокамід, лауреатсульфат амонію, лаурилсульфат амонію, демитикон, гідантоїн, пропіленгліколь, парабени, кокамідопропілбетаїн, похідні ізотіазолон, синтетичні барвники та ароматизатори, бензоат натрію, формалін, що робить цей шампунь значно безпечнішим для використання.

Вплив шампунів на живі організми

Для визначення впливу шампунів на живі організми було проаналізовано 5 видів шампунів із таким складом [128,129]:

Шампунь №1: Aqua, Cetearyl Alcohol, Quaternium-87, Propylene Glycol, Panthenol, Niacinamide, Prunus Armeniaca Kernel Oil, Isopropyl Myristate, Distearoylethyl Hydroxyethylmonium Methosulfate, Sodium Benzoate, Citric Acid, Stearamidopropyl Dimethylamine, Cetareth-20, Glyceryl Stearate, Parfum, Hexyl Salicylate, Benzyl Salicylate, Hexyl Cinnamal, Linalool, Limonene.

Шампунь №2: Aqua, Sodium Chloride, Salicylic Acid, Peg-12, Panthenol, Sodium Laureth Sulfate, Dimethicone, Macadamia Ternifolia Seed Oil, Polyquaternium-10, Citric Acid, Disodium Cocoamphodiacetate, Niacinamide, Peg-7 Glyceryl Cocoate, Sodium Benzoate, Propylene Glycol, Laureth-2, Peg-40 Hydrogenated Castor Oil, Peg-55 Propylene Glycol Oleate, Peg-14M, Parfum, Hexyl Cinnamal, Linalool, Butylphenyl Methylpropional, Limonene, Benzyl Salicylate, CL 47005, CL 15985..

Шампунь №3: Aqua, Cichorium Intybus, Sodium Laureth Sulfate, Sodium C12-13 Pareth Sulfate, Cocamidopropyl Betaine, Sodium Chloride, Glycerin, Dimethiconol, Parfum, Glycol Distearete, Carbomer, Sodium Hydroxide, Guar Hydroxypropyltrimonium Chloride, Sodium Laureth Sulfate, Gluconolactone, Trehalose, Adipic Acid, Sodiumcyibenzennesulfonate, PPG-12 Sulfate, Amodimethicone, DMDM Hydantoin, TEA, Citric Acid, Disodium EDTA, Peg-45M, Mica, Sodium Benzoate, TEA- Sulfate, Cetrimonium Chloride, Benzil Alcohol, Benzil Salicylate, Linalool, CL 15985, CL 19140, CL 77891.

Шампунь №4: Aqua, Sodium Citrate / Citric Acid, Dimethiconol, Cocamidopropyl Betaine, Sodium Chloride, Cassia Hydroxypropyltrimonium Chloride, Sodium Laureth Sulfate, Glycerin, Sodium Benzoate, Cocamide MEA, Parfum, Sodium Xylenesulfonate, TEA-Dodecylbenzenesulfonate, Disodium EDTA, Sodium Oxide, Laureth-23, Dodecylbenzene Sulfonic Acid, Benzil Salicylate, Panthenol, Panthenyl Ethyl Ether, Hexyl Cinnamal. Hydroxyisohexyl, Linalool,

Magnesium Nitrate, Argania Oil, Methylchloroisothiazolinone, Magnesium Chloride.

Шампунь №5: Aqua, Glycerin, Cetyl Alcohol, Amodimethicone, CL 77891/Titanium Dioxide, Mica, Hydroxyethylcellulose, Stearyl Alcohol, Arginine, Cetearyl Alcohol, Linalool, Behentrimonium Chloride, Citric Acid, Glyceryl Linolenate, Isopropyl Alcohol, Myristyl Alcohol, Cetrimonium Chloride, Benzil Alcohol, Chlorhexidine Digluconate, Cetyl esters, Hydroxyethylmonium Methosulfate, Trideceth-6, Parfum, Coumarin, Glyceryl Oleate, Hexyl Cinnamal, Benzil Benzoate.

Характеристики зразків води із водоростями наведені у табл. 2.3.

Таблиця 2.3 – Характеристики зразків для біотестування

№ зразка	Об'єм зразка, мл	Доданий шампунь	Вміст шампуню, мл
1a	150	№1	1
1b	150	№1	2
2a	150	№2	1
2b	150	№2	2
3a	150	№3	1
3b	150	№3	2
4a	150	№4	1
4b	150	№4	2
5a	150	№5	1
5b	150	№6	2
6	150	Контрольний зразок	0

Результати візуального аналізу досліджуваних зразків за допомогою мікроскопу на 14 день після додавання шампунів (табл. 2.4, рис. 2.6) показують, що у всіх зразках (окрім контрольного) за 14 днів загинув зоопланктон.

Дослідження шампунів із використанням *Daphnia magna* Straus [112] показали 100% смертність живих організмів через 5–47 хвилин після додавання шампуню. Проте, концентрація шампуню в зразках у даному випадку була вищою (5%). Таким чином, зоопланктон є менш стійким до дії шампунів. Крім того, бактеріопланктон зберігся тільки у зразках 2a, 4b, 5a, 5b і 6 (відповідно шампуні № 2, 4, 5 і контрольний зразок), а фітопланктон зберігся у зразках 2a, 5a, 5b і 6 (відповідно шампуні № 2, 5 і контрольний зразок). Отже, більшість бактеріо- і фітопланктону досліджуваних зразках загинуло.

Таблиця 2.4 – Результати візуального аналізу досліджуваних зразків

№ зразка	Опис зразка	Наявність зоопланктону	Наявність фітопланктону	Наявність бактеріопланктону	Наявність дрібних колоїдних частинок
1a	дрібні колоїдні частинки, бактеріопланктон відсутній	-	-	-	+
1b	дрібні колоїдні частинки, бактеріопланктон відсутній	-	-	-	+
2a	частково зруйновані клітини фітопланктону, агрегати фітопланктону перетворились на згустки слизу розміром 5-10 мм, у яких присутні небагато (10-15%) незруйнованих клітин фітопланктону, присутній бактеріопланктон	-	15%	+	+
2b	повністю зруйновані клітини фітопланктону, бактеріопланктон відсутній	-	-	-	+
3a	дрібні колоїдні частинки, бактеріопланктон відсутній	-	-	-	+
3b	дрібні колоїдні частинки, бактеріопланктон відсутній	-	-	-	+
4a	дрібні колоїдні частинки, бактеріопланктон відсутній	-	-	-	+
4b	дрібні колоїдні частинки, повністю зруйновані клітини фітопланктону, присутній бактеріопланктон	-	-	+	+
5a	практично повністю зруйновані клітини фітопланктону, дрібні колоїдні частинки і бактеріопланктон	-	5%	+	+
5b	частково зруйновані клітини фітопланктону, дрібні колоїдні частинки і бактеріопланктон	-	30%	+	+
6	Неушкоджені клітини фіто- та зоопланктону, наявний бактеріопланктон	+	+	+	+

Крім того, варто відзначити чітку кореляцію між загибеллю фіто- та бактеріопланктону. Тобто у всіх зразках (крім зразка № 4b), де зберігся фітопланктон, вижив і бактеріопланктон. Порівнюючи результати впливу різних об'ємів доданих шампунів, можна зробити висновок, що в деяких випадках вміст шампунів суттєво вплинув на ступінь виживання планктону. Мікроорганізми у зразках 2a і 2b (шампунь №2) по різному відреагували на різні концентрації одного й того ж шампуню. У зразку 2a, де вміст шампуню

був вдвічі нижчий, ніж у зразку 2b, зберігся бактеріопланктон і, частково, фітопланктон.

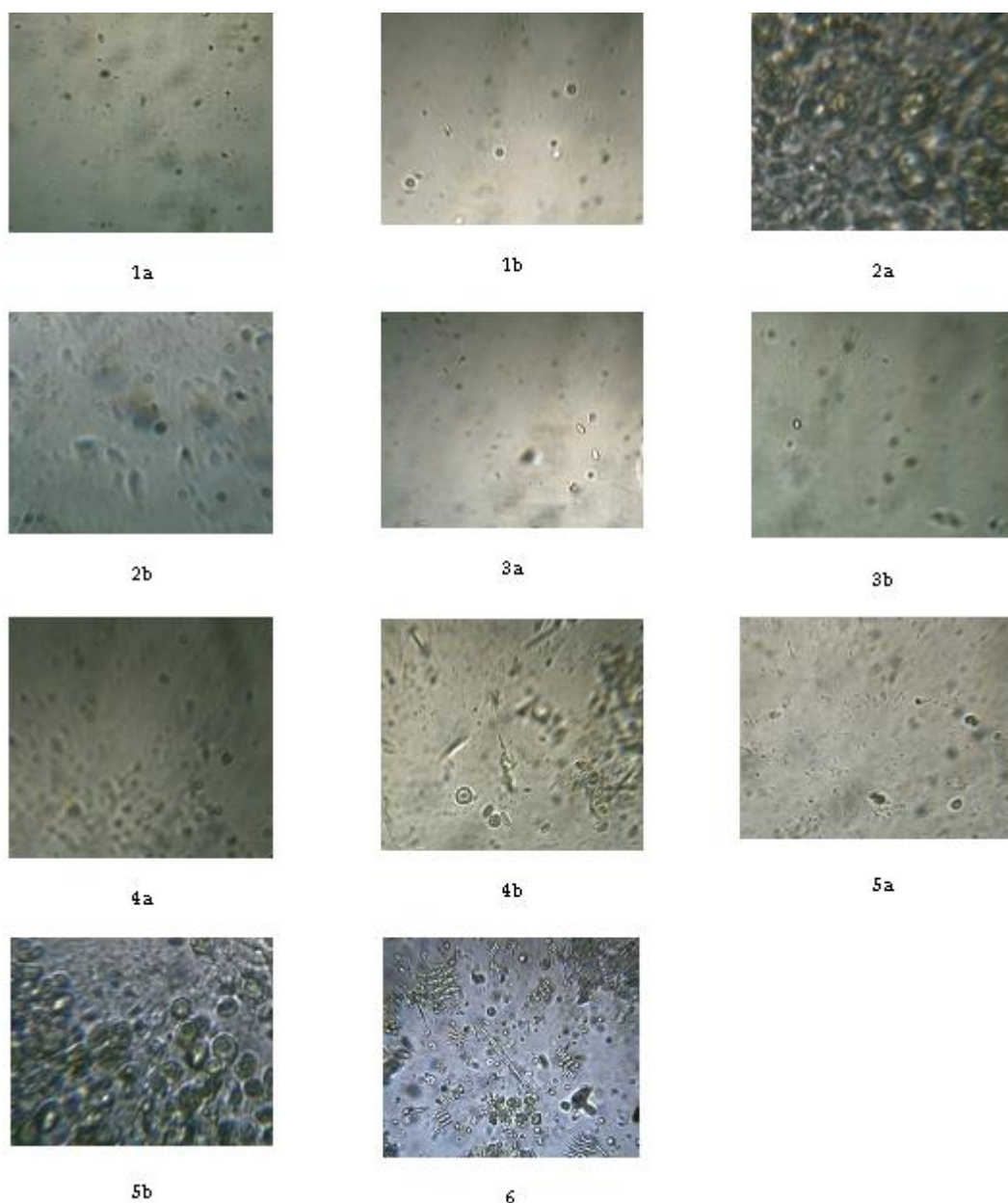


Рисунок 2.6 – Вміст досліджуваних зразків при збільшенні у 400 разів

А у зразку 2b загинули всі живі організми. Аналогічний результат отримано для пар зразків 1a–1b, 3a–3b і 5a–5b. Відмінності у парі зразків 4a–4b можуть свідчити, що вміст досліджуваного шампуню близько 1% (2 мл шампуню на 150 мл води) був пороговим для виживання бактеріопланктону (у

зразку 4b бактеріопланктон вже загинув). У решті зразків мікроорганізми загинули незалежно від вмісту шампуню. Це свідчить про значний негативний вплив навіть малих концентрацій шампунів на живі організми. Це підтверджується також дослідженням [119] впливу ПАР, які складають головну потенційну небезпеку у складі шампунів, на біоіндикатори (морські водорості). Авторами встановлено токсичність (EC50) окремих ПАР на рівні 2,5–3 мг/л, що приблизно відповідає концентрації у нашому дослідженні.

Як показують результати, найбільше фітопланктону збереглося у зразку 5b. Таким чином, можна припустити, що це є наслідком відсутності у складі цього шампуню (на відміну від інших зразків) ряду потенційно небезпечних інгредієнтів (наприклад, SLS/SLES, Cocamidopropyl Betaine, Propylene Glycol). Проведені дослідження із використанням одноклітинних зелених водоростей [122] до деякої міри підтверджують згадане припущення: вплив SLES на тест-організми був одним із найбільших. Вже при концентрації SLES 2–3 мг/л спостерігалась 100% загибель тест-організмів (водорості *Scenedesmus subspicatus*), що корелюється із нашими результатами. Однак, дане питання, безумовно, потребує більш широкого дослідження.

2.4 Висновки до другого розділу

У розділі проаналізовано забруднення навколишнього середовища небезпечними компонентами побутових відходів. Вивчені впливи НПВ при їх розміщенні на полігонах ПВ разом з іншими відходами. Зокрема, внаслідок таких взаємодій у довкілля можуть надходити такі шкідливі речовини як сульфіді, хлориди і сульфати металів, газоподібні сполуки сірки, оксиди вуглецю і азоту та інші. Окрема категорія забрудників, які потребують особливої уваги, – важкі метали. З огляду на значну небезпеку НПВ, необхідний суворий контроль за їх розміщенням та утилізацією, а також постійний моніторинг стану навколишнього середовища в зоні їхнього

потенційного впливу.

Також досліджено вплив НПВ на живі організми за допомогою методу біотестування. Показано значний негативний екологічний вплив НПВ на живі організми на прикладі косметичних миючих засобів та батарейок. Навіть невеликі (1–2 %) домішки шампунів у воді викликають повну загибель зоопланктону і більшу частину фіто- та бактеріопланктону.

Результати дослідження показують, що відпрацьовані батарейки дуже швидко змінюють характеристики середовища. Так, найбільш значна зміна рН відбулася в перший день, що свідчить про інтенсивність впливу. Навіть батарейки із непошкодженим корпусом також спричиняють загибель живих організмів, можливо, через поступове пошкодження корпусу в агресивному середовищі. Різні типи батарейок можуть створювати лужне або кислотне середовище. Перш за все, це залежить від електроліту. Але дослідження показали неоднозначність впливу цього параметра на живі організми. Набагато більший вплив здійснюють важкі метали (ртуть, нікель, кадмій та інші), що містяться в батарейках. Найбільш негативна реакція біоіндикатора спостерігалась у зразках батарейок, що містять ртуть, нікель і кадмій. До таких батарейок належать нікель-кадмієві акумуляторні та всі лужні батарейки. Тому можна припустити, що під час контакту навколишнього середовища та вмісту батарейки зміна рН не є надійним показником для визначення ступеня впливу на навколишнє середовище. У свою чергу, метали, що містяться в батарейках, впливають на екосистему без зміни рН. Отже, необхідні додаткові дослідження впливу важких металів на живі організми.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [1, 70–72, 75, 88, 99, 117, 128, 129].

РОЗДІЛ 3

МОНІТОРИНГ МІГРАЦІЇ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ У ДОВКІЛЛІ

3.1 Джерела надходження важких металів у довкілля із відходами

Відомо, що у складі відходів, які постійно утворюються у великій кількості, серед інших небезпечних речовин присутні також і важкі метали. З екологічної точки зору найбільшої уваги заслуговують ті важкі метали, які є найбільш небезпечними для живих організмів та навколишнього середовища. Серед них найбільш поширені свинець, кадмій, нікель, ртуть, хром, цинк, мідь та арсен. Варто відзначити, що поводження з відходами відбувається переважно неналежним чином. Відходи, як правило, не переробляються і вільно потрапляють у навколишнє середовище, забруднюючи його. Більшість важких металів не розкладаються мікроорганізмами і хімічними речовинами [130], тому їх загальна концентрація у навколишньому середовищі залишається стабільною тривалий час. Особливу небезпеку з точки зору потенційного забруднення довкілля важкими металами становлять відходи гальванічного виробництва та металургія, а також небезпечні компоненти побутових відходів.

Варто відзначити, що, на відміну від багатьох інших забрудників, важкі метали більше схильні до накопичення у довкіллі, а не розкладання [131]. Відомо [130], що форма металу, в якій він забруднює навколишнє середовище, в першу чергу залежить від типу процесу, в результаті якого він утворюється. На вміст конкретного важкого металу і його фізико-хімічні властивості також впливає характер поводження (утилізації) з відходами, у яких він міститься. Крім того, подальший вплив металу і його поширення залежать від ґрунтових умов, хімічного складу підземних вод та наявних механізмів міграції у довкіллі.

Крім того, потрібно розуміти, що загальний вміст певного важкого металу в тому чи іншому середовищі не відображає в повній мірі його

небезпеку для довкілля. Важливішим параметром є доступний (рухомий) вміст, тобто та частина кількості важкого металу, яка може бути засвоєна живими організмами або мігрувати у навколишньому середовищі [78].

Одним із головних джерел надходження важких металів у довкілля є промислові відходи. Серед найвпливовіших галузей: хімічна промисловість (As, Cu, Pb, Ni, Zn, Cr, Co, Cd), виробництво керамічних виробів (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn), виробництво електроніки (Cu, Zn, Pb, Cr, Co, Hg), металургія (As, Cr, Pb, Mn, Ni, Zn, Cd, Cu, Hg), виробництво батарейок і акумуляторів (Pb, Zn, Cd, Ni, Hg), поліграфія (Pb, Cd, Zn, Cr), виробництво каталізаторів (Co, Ni, Zn), виробництво пігментів і фарб (Pb, Cr, As, Hg, Cd, Zn, Co), виробництво стабілізаторів для полімерів (Pb, Cd, Zn) [78].

Важкі метали також концентруються в золі та шлаку теплоелектростанцій, які працюють на вугіллі, а також у золі сміттєспалювальних заводів. Серед металів із найбільшою концентрацією у такій золі – Zn, Pb, Cd, Cu [132]. Ще вища їх концентрація у летючій золі: As – до 230 мг/кг, Cu – до 1300 мг/кг, Pb – до 8300 мг/кг, Zn – до 27000 мг/кг [78].

Крім того, у значній концентрації важкі метали (в першу чергу, Pb, Ni, Cd, Cr, Cu, Zn) знаходяться в осадах стічних вод, в тому числі побутових. Понад 30% цих осадів в подальшому часто використовуються як добриво для сільськогосподарських угідь [130], що призводить до подальшої міграції важких металів у довкіллі.

Потужним джерелом важких металів, особливо в аграрних регіонах, є відходи виробництва і використання пестицидів, до яких зокрема належать арсенат свинцю (AsNO_4Pb), ацетоарсенат міді ($\text{C}_4\text{H}_6\text{As}_6\text{Cu}_4\text{O}_{16}$), бордоська суміш ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O} + \text{Ca}(\text{OH})_2$), оксихлорид міді ($3\text{Cu}(\text{OH})_2 \cdot \text{CuCl}_2$) і фенілхлорид ртуті ($\text{C}_6\text{H}_5\text{ClHg}$) [78].

На основі проведеного аналізу та з урахуванням інших численних досліджень [4,76,78,79,83,84,131,133], автором підготовлено табл. 3.1, в якій

узагальнені джерела надходження найпоширеніших важких металів у навколишнє середовище у складі відходів.

Таблиця 3.1 – Джерела надходження деяких важких металів у доквілля у складі відходів [134]

Метал	Відходи, в яких міститься метал
Pb	цемент, пестициди, фарби та пігменти, емалі, лаки, барвники, каталізатори, батарейки і акумулятори, поліграфічна продукція, телевізори та інші електроприлади, люмінесцентні лампи, кольорове скло, боеприпаси, залишки будівельних матеріалів, відходи підприємств шкіряної і гірничодобувної галузей, відходи автотранспорту (колеса, двигуни), металеві вироби (свинцево-азбестові плити, антикорозійні ємності, антирадіаційні екрани), технічні масла, осади стічних вод, відходи машинобудівної промисловості, зола сміттєспалювання, відходи виробництва пластиків, металургійні шлаки, відходи виробництва стабілізаторів для полімерів, відходи паюння, керамічні покриття
Cd	батарейки, акумулятори, електричні кабелі, автомобільні радіатори, цемент, відходи пестицидів і добрив, ПВХ-пластик, кольорове скло, фарби, клеї, відходи виробництва сонячних батарей, осади стічних вод, зола сміттєспалювання, виробництво керамічних виробів, металургійні шлаки, відходи поліграфії, відходи виробництва стабілізаторів для полімерів, відходи машинобудівної промисловості, гальванічні відходи
Ni	батарейки, акумулятори, цемент, пестициди, шлаки підприємств гірничорудної промисловості, кольорової металургії, хімічних, машинобудівних, металообробних підприємств, використаний транспорт, осади стічних вод, виробництво керамічних виробів, каталізаторів
Hg	термометри, люмінесцентні лампи, батарейки, барвники, ПВХ-пластик, пестициди, фарби, поліграфічна продукція, телевізори та інші електроприлади, акумулятори, барометри, манометри, відходи виробництва синтетичних полімерів, металургійні шлаки, відходи виробництва цементу, зола спалювання відходів або вугілля
Cr	цемент, лаки, фарби, пігменти, барвники, батарейки, поліграфічна продукція, відходи виробництва вогнетривкої цегли, відходи підприємств шкіряної, хімічної та металургійної промисловості, осади стічних вод, виробництво керамічних виробів, електроніки, металеві вироби з нержавіючої сталі, гальванічні відходи
Zn	цемент, пестициди, фарби, фармацевтичні і ветеринарні препарати, батарейки, акумулятори, люмінесцентні лампи, канцелярські вироби, відходи будівельної промисловості, металургійних підприємств, гальванічних виробництв, осади стічних вод, зола сміттєспалювання
Cu	електричні кабелі, цемент, автомобільні радіатори, пестициди, кольорове скло, фарби, лаки, барвники, поліграфічна продукція, осади стічних вод, зола сміттєспалювання, відходи сільського господарства (в першу чергу тваринництва)
As	відходи виробництва фарб і барвників, фармацевтичних і ветеринарних препаратів, пестициди, поліграфічна продукція, зола сміттєспалювання, металургійні шлаки

Свинець є затребуваним конструкційним матеріалом, що знаходить широке застосування у виготовленні елементів водопостачання, засобів ураження, друкарських сплавів, припоїв та хімічних джерел струму. Завдяки високим експлуатаційним характеристикам, його використовують у виробництві пігментів, металевих виробів та різноманітних хімічних реагентів [79].

Застосування у будівництві та інженерії:

- висока щільність та корозійна стійкість металу дозволяють використовувати його для створення звукоізоляції та захисних покриттів у будівельній галузі;
- композитні свинцево-азбестові прокладки є критично важливими при зведенні споруд в умовах підвищеного техногенного вібраційного навантаження (наприклад, поблизу магістралей), а також при монтажі промислового устаткування та систем вентиляції;
- свинець застосовується для армування кабельних ліній, виготовлення покрівельних елементів та ємностей для зберігання агресивних речовин.

Застосування у лакофарбовій та хімічній промисловості. Незважаючи на тенденцію до скорочення використання свинцевих білил у декоративному сегменті, обсяги виробництва свинцевого сурику та хроматів залишаються значними через їхню економічну ефективність та високі антикорозійні показники. Металоорганічні похідні свинцю інтегруються у виробництво судових фарб, присадок до мастильних матеріалів, каталізаторів поліуретану та пестицидів.

Спеціалізоване застосування: використовується як баластний матеріал у суднобудуванні, для виготовлення феритів (постійних магнітів) у мікроелектродвигунах, а також у формі емалей для алюмінієвих поверхонь. Особливе значення має роль свинцю у створенні екранів для біологічного захисту від іонізуючого випромінювання.

Діяльність гірничодобувного сектору є потужним фактором антропогенної емісії даного металу. Встановлено, що концентрація свинцю у твердих відходах видобутку та збагачення руд може сягати екстремальних значень – до 20000 мг/кг, що становить реальну загрозу для біоти суміжних територій.

Всі вищенаведені виробництва є потенційними джерелами надходження свинцю у довкілля з відповідними відходами.

Кадмій-вмісні відходи утворюються в таких галузях. Кадмій наноситься на предмети для надання їм блиску і корозійної стійкості. Це, наприклад, деталі в автомобільній і авіаційній промисловості, металеві деталі морських суден, деталі для радіо- і телевізійної техніки, побутові прилади та інші металеві вироби. Одним із головних джерел надходження кадмію до ґрунтів є відходи виробництва і використання добрив [83], в першу фосфатних, де його концентрація може сягати більше 100 мг/кг [78]. Кадмій та його сполуки знаходять широке застосування в індустрії завдяки унікальним фізико-хімічним властивостям, зокрема здатності утворювати стійкі пігменти та брати участь у високоефективних електрохімічних процесах. У лакофарбовій промисловості та виробництві пластмас кадмій має таке застосування:

- сульфіді та сульфоселеніді кадмію є основою для отримання стійких барвників широкого спектра – від яскраво-жовтого до насиченого каштанового. Ці сполуки інтегруються у виробництво керамічних виробів, пластмас, а також високоякісних промислових емалей, що застосовуються для фарбування транспортних засобів та облицювальних матеріалів;
- стеарати кадмію виконують роль термічних стабілізаторів у синтезі полівінілхлориду (ПВХ). Важливо зазначити, що через високу токсичність такі стабілізатори суворо заборонені у виробництві гнучкої ПВХ-упаковки для продуктів харчування.

Кадмій є ключовим компонентом лужних акумуляторів. Популярність нікель-кадмієвих (Ni-Cd) систем зумовлена високим ступенем оборотності реакцій за екстремальних температур, мінімальним рівнем саморозряду, а також експлуатаційною надійністю у широкому переліку пристроїв: від побутової електроніки (мобільні телефони, медичний інструментарій) до критично важливих об'єктів аерокосмічної галузі (літаки, ракети, супутники).

Цей метал використовується в металургії та спеціалізованому приладобудуванні:

- захисні та люмінесцентні покриття: метал використовується для створення флуоресцентних шарів у лампах, рентгенівських екранах та спеціальних світлових мітках.
- сплави та контактні вузли: кадмій входить до складу низькотемпературних припоїв, автоматичних протипожежних систем та компонентів газового обладнання. У мікроелектроніці він незамінний для виготовлення реле, сонячних елементів, фотоелементів та автомобільних контактних груп [79, 84].

Кадмій також застосовується для зміцнення провідників у телефонних та тролейбусних лініях, а також у виробництві радіаторних решіток та промислових пакувальних матеріалів (нехарчового призначення).

Вагомим джерелом кадмій-вмісних відходів також є гірничодобувна промисловість (зокрема, відвали пустої породи) та металургійні шлаки.

Більша частина нікелю потрапляє у відходи в інертному вигляді у складі сплавів (в першу чергу, нержавіюча сталь і сплави сталі), а також із використаними виробами із нанесеним гальванічним покриттям. Так, серед промислових відходів, до складу яких входить нержавіюча сталь із нікелем, – металобрухт виробів та обладнання (частини автомобілів, обладнання для харчової промисловості, електротехнічне обладнання, архітектурні конструкції, інструменти тощо), використані залізничні рейки, елементи сонячних панелей. Також нікель міститься у твердих і рідких відходах хімічної промисловості (виробництво добрив), та нафтопереробки (при рафінуванні нафти). Відходи сплавів нікелю з хромом, молібденом, титаном, ніобієм утворюються в хімічній, електронній, ядерній та авіаційній промисловостях. Крім того, нікель-хромові сплави використовуються в деяких промислових печах. Чистий нікель може надходити у доквілля із відпрацьованими побутовими приладами, і як відходи каталізатора при виробництві харчових жирів. Одним із найбільших

джерел надходження реакційно здатних сполук нікелю у навколишнє середовище є виробництво нікель-кадмієвих батарей для різних джерел живлення і цинк-нікелевих кислотних акумуляторів, а також самі джерела живлення після використання [79].

Найбільше ртуті акумулюється у водних об'єктах, причому близько 0,1% залишається в розчиненому вигляді. За даними досліджень, інтенсивність надходження сполук ртуті в екосистеми є найвищою в регіонах з низьким рівнем економічного розвитку [135]. Попри існуючі прогнози щодо поступового зниження обсягів прямих скидів у наступні десятиліття [79], гострою залишається проблема акумуляції ртуті в донних відкладеннях. Останні виступають стабільним джерелом вторинного забруднення акваторій протягом тривалого часу. Основними антропогенними чинниками ртутного навантаження на довкілля є:

- поводження з відходами: експлуатація та некоректна утилізація приладів, що містять ртуть, визначені як домінуючий вектор техногенного забруднення;
- хімічне виробництво: значні обсяги металу потрапляють у навколишнє середовище в результаті хлор-лужного електролізу із застосуванням ртутних катодів для синтезу каустичної соди та хлору;
- приладобудування та освітлення: ртуть є невід'ємним компонентом у виробництві високоточного наукового обладнання, термометрів та енергоефективних люмінесцентних ламп;
- видобувна галузь та медицина: вагомий внесок у забруднення здійснює дрібномасштабний видобуток дорогоцінних металів (золота та срібла) методом амальгамації, а також використання ртутних амальгам у стоматологічній практиці [84].

Головними джерелами надходження хрому в навколишнє середовище із відходами є процеси обробки металів (гальванічні покриття, травлення,

полірування). Хром використовується у виробництві феросплавів (в першу чергу – високо- і низьковуглецевий ферохром та кремнійвмісний ферохром). Ферохромові сплави є базовим компонентом у виробництві нержавіючих і термостійких сталей. Завдяки високій інертності до агресивних середовищ, ці матеріали застосовуються в нафтохімічній промисловості, авіабудуванні (реактивні двигуни, турбіни) та важкому машинобудуванні (печі, верстати). Також легована хромом сталь незамінна у виготовленні зносостійких інструментів та елементів декоративного оздоблення. Крім того, хромвмісні відходи утворюються в текстильній промисловості (виробництво пігментів, барвників і закріплювачів), у шкіряній промисловості (виробництво дубильних речовин), а також в багатьох інших виробничих процесах: хромуванні, анодуванні, травленні, при виробництві сахарину (хром використовується як окислювач та каталізатор), при відбілюванні та очищенні олій та жирів, при виробництві клеїв і чорнил (сполуки хрому використовуються для підвищення вологостійкості продукції) та ін. [79].

Цинк надходить у навколишнє середовище разом із відходами машинобудівної і будівельної промисловостей при виробництві покрівельних матеріалів, зовнішніх обшивок і покриттів, ручок дверей і вікон, карбюраторів, насосів, дверних замків автомобілів і в покритті їхнього дна (цинк використовується як покриття заліза і сталі для підвищення корозійної стійкості виробів). Хоча існує тенденція до зниження використання цинку і, відповідно, утворення цинк-вмісних відходів у цих виробництвах. Також цинк-вмісні відходи утворюються при виробництві натуральної та синтетичної гуми (оксид цинку застосовується як каталізатор при вулканізації), цинк-вугільних батарейок, у фотографуванні, при виготовленні літографічних пластин, покрівлі дахів, фарб, паперу, косметики, медикаментів, в сільському господарстві [79]. Новим вагомим джерелом цинку є відпрацьовані нікель-цинкові батареї, які використовуються в електромобілях. Крім того, у складі полімерних відходів є

цинк, солі якого допомагають захистити полімер від утворення надлишку хлору або хлоридів.

Мідь-вмісні відходи утворюються, в першу чергу, в металургійній, електротехнічній, будівельній та автомобільній промисловостях, а також при виробництві обладнання для водопровідних мереж. Зокрема, головним постачальником міді у довкілля є виробництво кольорових металів, виробництво електронного та електричного обладнання, а також обладнання силових електропередач. Серед інших джерел – виробництво теплообмінників, електропроводки і обмотки в двигунах, трансформаторах і генераторах [79]. Раніше широко використовувались мідь-вмісні пестициди, але зараз їх застосування значно знизилося і дане джерело міді у відходах також зменшує свою вагу.

Серед головних джерел надходження сполук арсену у навколишнє середовище у складі відходів [79]: металургійні відходи, виробництво цементу, медичних препаратів, куль (у сплавах зі свинцем), піротехніки, засобів для видалення волосся, емалей, пестицидів – інсектицидів, гербіцидів і десикантів (у вигляді арсенату кальцію або натрію), фунгіцидів (для просочення деревини), харчових добавок, миючих засобів, при фарбуванні тканин і знебарвленні скла. Відносно новим потужним джерелом арсену у відходах стає електронна промисловість.

Окремо варто виділити побутові джерела надходження важких металів у довкілля [70,136,137] (табл. 3.2).

Так, кадмій, нікель, ртуть, цинк у великій кількості містяться у джерелах живлення (батареї, акумулятори) і після завершення їхнього життєвого циклу потрапляють разом з ними у відходи. Джерелом надходження кадмію до ПВ є відпрацьовані елементи живлення (де він міститься у формі електроліту CdSO_4), а також пігменти на основі сульфідів і сульфоселенідів, що забезпечують червоне забарвлення лакофарбових матеріалів. Мідь акумулюється у відходах переважно як оксид купруму (II), який

використовується для кольорової модифікації скла (надання блакитних або зелених відтінків залежно від типу скляної маси).

Таблиця 3.2 – Важкі метали у складі побутових відходів

Тип відходів	Метали, які містяться у відходах
Будівельні відходи	Zn, Pb, Cu, Ni, Cr, Cd, As
Фармацевтичні і ветеринарні препарати	Zn, As
ПВХ-пластик	Hg, Cd
Пестициди / добрива	Hg, Cu, Pb, As, Zn, Cd, Ni, Mn
Фарби, лаки	Pb, Cr, As, Hg, Cu, Zn
Батарейки	Pb (PbSO ₄), Cr (Cr ₂ O ₇), Zn, Cd, Ni, Hg, Cr, Hg
Поліграфічна продукція	Pb, Cr, As, Hg, Cu
Телевізори	Pb, Hg
Акумулятори	Ni, Cd, Pb, Zn
Електроніка	Pb, Cg, Hg
Люмінесцентні лампи	Hg, Cu, Ni, Zn, Pb
Кольорове скло	Cu (CuO), Pb (PbO), Cd(CdS, CdSe)

Присутність свинцю на полігонах зумовлена його використанням у скловарінні (оксид плюмбуму (II) для посилення оптичних властивостей) та ліквідацією стибій-свинцевих акумуляторів (PbSb₂O₆). Нікель потрапляє в екосистеми разом із літій-іонними акумуляторами (у формі LiNiO₂), а також через відходи нагрівальних елементів, де широко застосовуються нікелево-хромові сплави. Значна кількість сполук ртуті знаходиться у складі ртуть-вмісних побутових відходів (використані люмінесцентні лампи і термометри) на полігонах. Хром у побутових відходах, в основному, перебуває у складі відпрацьованих джерел живлення і залишків лакофарбових матеріалів. Сполуки цинку входять до складу різного канцелярського обладнання. Також широке використання мають цинк і арсен у складі косметичних засобів та медикаментів.

3.2 Механізми міграції токсичних речовин

Для ефективного поводження з небезпечними відходами необхідне розуміння того, як забруднювачі виділяються з відходів, мігрують та яка їх подальша доля в навколишньому середовищі (рис. 3.1, 3.2).

Вода є гарним середовищем для транспортування забруднень у навколишньому середовищі. А у ґрунтовому середовищі перенесення забруднювальних речовин сильно залежить від потоку ґрунтових вод: просторовий і часовий розподіл ґрунтових вод впливає на рух забруднювальних речовин.

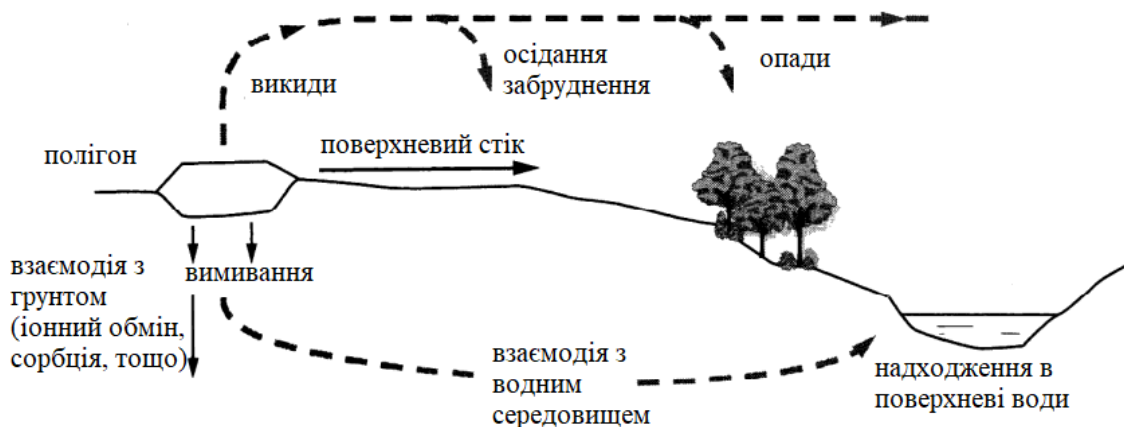


Рисунок 3.1 – Процеси перенесення забрудників у надрах і атмосфері

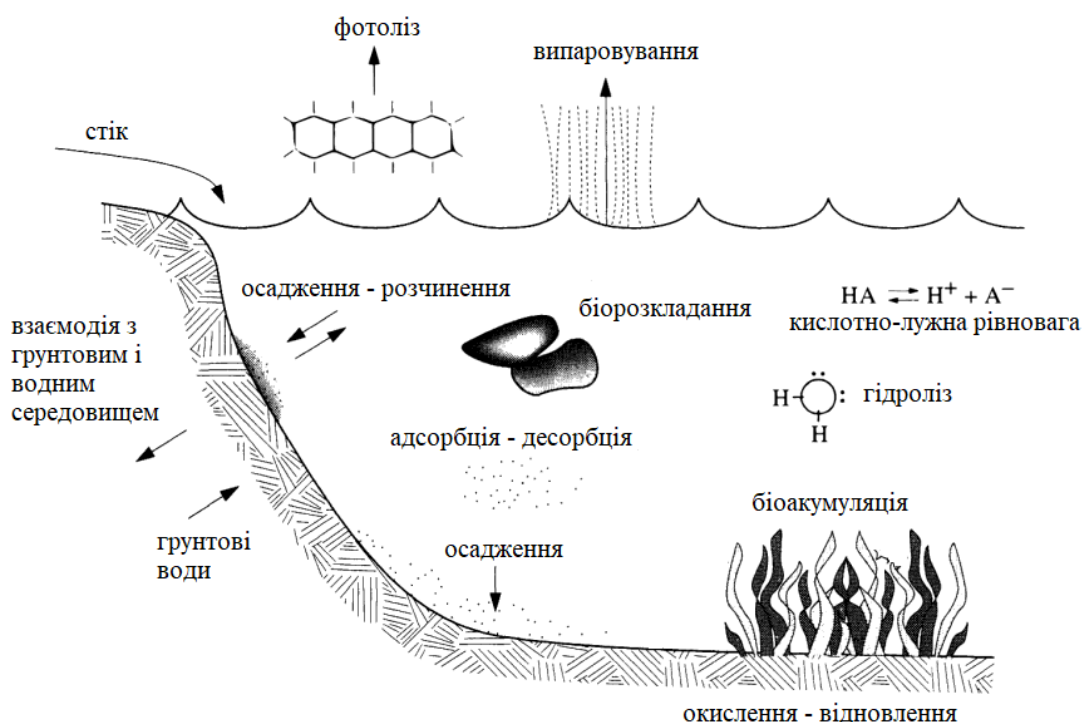


Рисунок 3.2 – Процеси перенесення забрудників у водному середовищі

Забруднювачі знаходяться у ґрунтовому середовищі в різних формах (або фазах). Забруднювачі, розчинені у воді, є розчиненими речовинами, а вода є розчинником. Коли вода тече, розчинені забрудники переносяться разом з водою. Як відомо, цей спосіб транспортування забруднювальних речовин називається адвекцією (перенесення розчинених речовин уздовж ліній течії із середньою лінійною швидкістю просочування). У макроскопічному масштабі модель пористого середовища визначає швидкість і напрямок потоку. Однак у мікроскопічному масштабі пористе середовище складається з дискретних твердих частинок і порових просторів або пустот. Вода тече не через тверді частинки, а навколо них через взаємопов'язаний поровий простір.

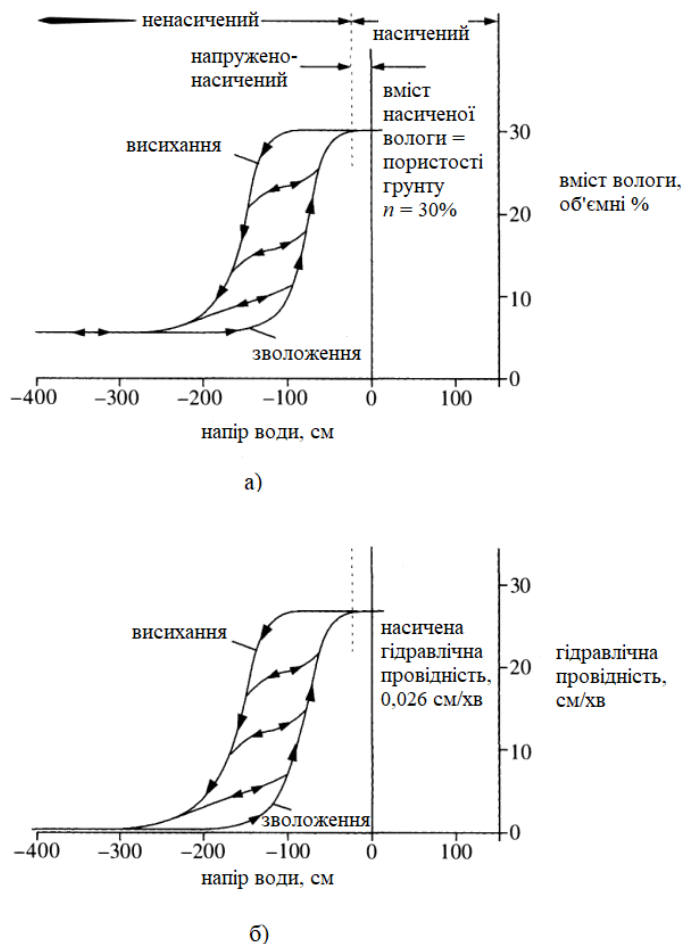


Рисунок 3.3 – Характеристичні криві залежності гідравлічної провідності і вмісту води від напору води для піщаних ґрунтів

Вода у ґрунті, стикаючись із твердими частинками пористого середовища, змінює свій напрям, обтікаючи тверді речовини праворуч чи ліворуч від твердої речовини або поширюючись і мігруючи в обидві сторони (рис. 3.3). Цей процес повторюється велику кількість разів великою кількістю молекул води. Результатом є механічне перемішування води (механічна або гідродинамічна дисперсія). Найважливішим наслідком дисперсії є поширення забрудників за межі області, яку вони займали б без дисперсії.

Якщо припустити, що забруднювачі потрапляють у пористе середовище миттєво в дискретному місці з відомою концентрацією забруднювальних речовин, то цю масу води та розчинених речовин можна вважати скупченням, а дискретне місце – точковим джерелом. Концентрація забруднювальних речовин зменшуватиметься в такому скупченні, коли воно мігрує через шар ґрунту в результаті механічного розсіювання забруднювальних речовин, поширюється на все більший об'єм і змішується з незабрудненою водою. Результатом є розбавлення або зменшення концентрації забруднювальних речовин. Таким чином, забруднювачі переносяться в основному адвекцією, а їх концентрація змінюється в результаті дисперсії.

3.3 Міграція небезпечних компонентів побутових відходів з полігонів

Відомо, що перед надходженням у довкілля, фільтрат спочатку утворюється на полігоні відходів. Джерелами вологи, з якої генерується фільтрат є:

- опади;
- поверхневий стік;
- інфільтрація підземних вод (якщо відходи розміщується глибше рівня ґрунтових вод);
- продукти розкладання та інші рідини у відходах.

Крім того, деякі відходи у рідкому стані також вивозяться на полігони (у минулому інколи використовувалися полігони для захоронення рідких відходів – або у вільній формі, або в бочках). За винятком опадів, ці джерела фільтрату можна контролювати за допомогою належного розміщення та проектування, а також розкладання органічних речовин. Інфільтрацію можна звести до мінімуму, виконавши спеціальне покриття над полігоном. Тим не менш, деяка частина вологи все одно неминуче інфільтрується.

Розрахунок інфільтрації через поверхню полігона виконується за допомогою моделі водного балансу (наприклад, широко використовується модель HELP – Hydrologic Evaluation of Landfill Performance). Така модель кількісно визначає рух води відповідно до принципу збереження маси. Вона зводить баланс надходження поверхневих вод серед багатьох можливих маршрутів, як показано на рис. 3.4. Враховуючи клімат, характеристики поверхні (нахил, товщина, пористість, гідралічна провідність тощо) та інші фактори, модель використовується для оцінки об'ємного потоку води, що проникає у відходи, залежно від часу.



Рисунок 3.4 – Складові елементи моделі водного балансу

Вода, що проникає у відходи, спочатку поглинається самими відходами, якщо вони не є водонасиченими. Коли відходи стають водонасиченими, вода рухається через них під дією сили тяжіння. Ця вода буде забруднена складовими відходів у процесі розподілу. Концентрація певного компонента у воді залежить від кількості матеріалу, який вимивається з відходів, ступеню масоперенесення та співвідношення вертикальної товщини відходів на полігоні до швидкості інфільтрації. До інших впливних факторів відносяться розчинність забрудників, площу їхньої поверхні, час контакту та кислотність середовища.

Для полігонів, які відповідають вимогам і на яких утворення фільтрату є мінімальним, концентрація токсикантів у фільтраті може наблизитися до рівноважної розчинності, враховуючи наявність достатньої маси матеріалу, який може бути вимитий. Це пов'язано з тим, що час перебування речовин на полігонах може становити більше 20 років. При цьому, є декілька ускладнюючих факторів. Косольватація (розчинення одного забруднювача в іншому) може призвести до вищих концентрацій забруднювальних речовин, що значно перевищує рівноважну розчинність. Крім того, на полігоні відбуваються процеси уповільнення, а також хімічні та біологічні перетворення, які змінюють типи та концентрації забруднювальних речовин.

Через ці численні впливні чинники присутність забруднювачів та їх концентрація у фільтраті дуже відрізняється навіть у межах одного полігону.

На правильно спроектованому полігоні забезпечується збір і видалення фільтрату. Незважаючи на це, деяка кількість фільтрату просочується через дно полігону. Для ущільненої ґрунтової основи швидкість просочування залежить від гідравлічної провідності ґрунтового матеріалу. Деяка інша ситуація для ґрунтової основи, яка має гнучку мембранну підкладку. Зношення з часом, отвори, неправильно закріплені шви та розриви призводять до появи отворів у мембрані та певних витоків. Також відбувається молекулярна дифузія. За оцінками, навіть сучасна, належним чином сконструйована захисна система

пропускає близько $0,02 \text{ л/м}^2 \cdot \text{добу}$ фільтрату через первинну шар захисту. Значна частина цього витoku збирається у вторинних системах збору фільтрату. Полігон без систем захисту пропускатиме фільтрат досить швидко, по мірі його утворення.

3.4 Оцінка забруднення довкілля важкими металами внаслідок розміщення відходів на полігонах

Для країн із перехідною економікою депонування відходів на полігонах залишається базовою стратегією [70]. Зокрема, в Україні близько 95 % побутових відходів спрямовуються на об'єкти захоронення без попереднього розділення. Відсутність системного сортування призводить до концентрації токсичних компонентів у масиві відходів, що за умови незадовільного технічного стану полігонів створює ризики неконтрольованої емісії небезпечних речовин у довкілля.

Основним механізмом негативного впливу є міграція рухомих форм забруднювачів у суміжні ґрунти. Відповідно до нормативних вимог [138], обов'язковому моніторингу на відстані до 500 м від межі полігону підлягають хлориди, нітрати та важкі метали, які визнані ключовими забруднювачами ґрунтового покриву в зонах захоронення ПВ [139].

Незважаючи на значущість проблеми, систематичні вимірювання зазвичай мають фрагментарний характер і обмежуються територіями поблизу міст. Це обумовлює актуальність детального аналізу вмісту пріоритетних поліютантів у ґрунтах навколо місць видалення відходів. У межах даного дослідження фокус уваги зосереджено на найбільш небезпечних елементах – свинці, кадмії, нікелі, хромі, а також на поширеному індикаторі антропогенного навантаження – нітратах.

Проблема акумуляції важких металів у ґрунтах поблизу об'єктів захоронення відходів висвітлена у працях багатьох дослідників [140, 141], які

фокусували увагу на просторовому розподілі поллютантів за різними векторами від джерел емісії [142, 143]. Проте наукові праці, присвячені аналізу градієнта забруднення залежно від віддаленості від полігону, представлені досить обмежено. Зокрема, існують дослідження просторової диференціації металів безпосередньо в межах полігонів [144], а також порівняльні характеристики вмісту речовин усередині та зовні сміттєзвалищ [145]. Праці, спрямовані на вивчення концентраційних змін на різних відстанях від тіла полігону [146–149], демонструють різні та часто суперечливі результати.

Важливою методичною особливістю більшості існуючих робіт є акцент на визначенні валового вмісту важких металів. Водночас більш інформативним показником екологічного ризику для прилеглих територій є аналіз рухомих форм металів, оскільки саме вони визначають біодоступність та міграційну здатність токсикантів.

Актуальність даної проблеми посилюється щорічним зростанням тривалості антропогенного навантаження від полігонів ПВ. Критична ситуація характерна і для Стадницького полігону (м. Вінниця), який було обрано як модельний об'єкт для встановлення рівня забруднення ґрунтів на різних відстанях від джерела. Додатковим аргументом на користь дослідження є той факт, що довгострокові наслідки функціонування полігонів та їхній потенціал щодо вивільнення важких металів у навколишнє середовище залишаються недостатньо вивченими [150].

Автором було проведено дослідження забруднення важкими металами (Pb, Cd, Cr і Ni) територій, прилеглих до Стадницького полігону побутових відходів.

Досліджуваний об'єкт

Стадницький полігон побутових відходів – найбільше сміттєзвалище у Вінницькій області, куди щорічно потрапляє близько 1,5 мільйона м³ побутових відходів. Як і більшість полігонів побутових відходів в Україні, це сміттєзвалище не відповідає багатьом вимогам. Хоча полігон розташований в

місцевості з відносно водонепроникними породами та оточений ґрунтовим насипом заввишки кілька метрів, він не має протифільтраційного екрану та системи збору фільтрату.

Досліджувана ділянка прилягає до північно-східної частини Стадницького полігону. Ця територія має дуже сприятливі умови для міграції речовин у ґрунтах. Північно-східна частина сміттєзвалища має природний відтік фільтрату. Це пов'язано з особливостями рельєфу. Тут розташована певна конструкція, яка забезпечує стік фільтрату до найближчих (менше 50 метрів) ставків фільтрату (без будь-якого очищення). Таким чином, це місце є потенційним джерелом забруднення прилеглого ґрунту. Хоча очевидних потоків фільтрату зі сміттєзвалища до зони відбору проб немає, але є інші фактори, які можуть сприяти потраплянню фільтрату в зону відбору проб (наприклад, ґрунтові або підземні води). Для вивчення локальної міграції токсикантів застосовано метод детального профілювання. Проби відбиралися одночасно у північно-східному напрямку на відстані 200 м від полігону. Мережа моніторингу включала 9 точок, закладених з кроком 20 м одна від одної (рис. 3.5). Глибина відбору становила 10 см, що відповідає найбільш вразливому верхньому шару ґрунту.

Кожен зразок було отримано шляхом змішування 5 проб з одного місця (відібраних у 4 кутах та центрі квадрата 30*30 см). Як зона відбору проб, так і полігон розташовані в одній місцевості, тому топографічна ситуація в обох випадках однакова.

Варто зазначити, що дуже близько до зони відбору проб (не більше 20 м) розташовані сільськогосподарські угіддя.

Координати точок відбору проб:

1. 49°17,448' пн.ш., 28°39,353' сх.д.;
2. 49°17,452' пн.ш., 28°39,354' сх.д.;
3. 49°17,436' пн.ш., 28°39,325' сх.д.;
4. 49°17,436' пн.ш., 28°39,285' сх.д.;

5. $49^{\circ}17,447'$ пн.ш., $28^{\circ}39,307'$ сх.д.;
6. $49^{\circ}17,460'$ пн.ш., $28^{\circ}39,314'$ сх.д.;
7. $49^{\circ}17,486'$ пн.ш., $28^{\circ}39,254'$ сх.д.;
8. $49^{\circ}17,477'$ пн.ш., $28^{\circ}39,248'$ сх.д.;
9. $49^{\circ}17,465'$ пн.ш., $28^{\circ}39,236'$ сх.д.

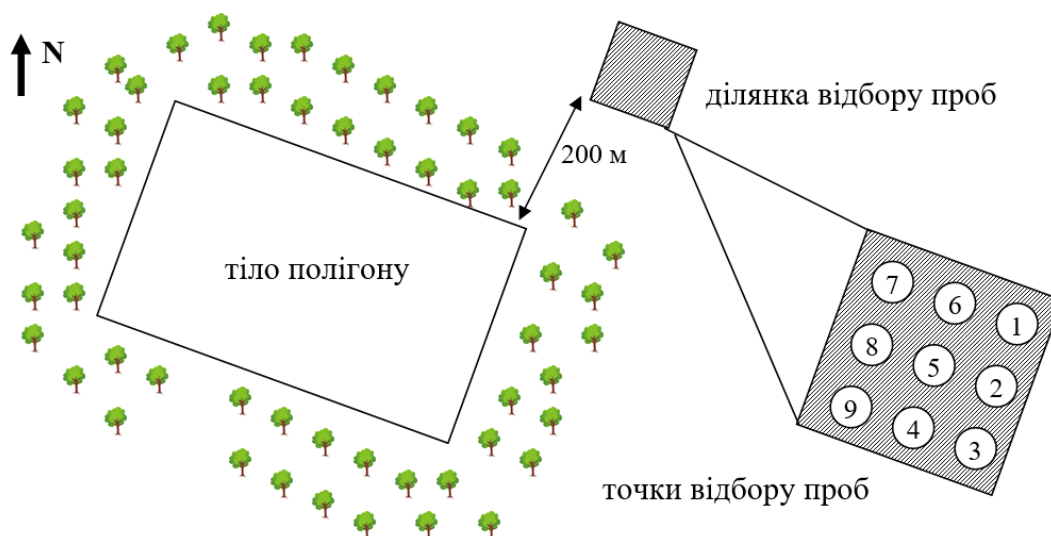


Рисунок 3.5 – Розташування точок відбору проб ґрунту по відношенню до Стадницького полігону побутових відходів

Підготовку проб проводили того ж дня після відбору проб: його подрібнювали та просіювали через сито з розміром отворів 1 мм. Для екстракції важких металів використовували амоній-ацетатний буфер (рН 4,8) у відповідній

пропорції (5 г зразка ґрунту та 50 мл екстрагенту). Після цього суміші закривали в колбах та струшували протягом 1 години, а потім фільтрували. Концентрацію рухомих форм важких металів (далі ми розглядаємо концентрацію важких металів як концентрацію їхніх рухомих форм) у відфільтрованих розчинах визначали за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра з полум'яно-іонізаційним детектором Selmi C-115 (додаток В). Концентрацію важких металів у кожному зразку ґрунту вимірювали 3 рази. Потім обчислювали середні значення.

Для повноти дослідження результати вимірювання концентрацій Pb, Cd та Ni у ґрунтах поблизу інших сміттєзвалищ у Вінницькій області були взяті у Державній екологічній інспекції у Вінницькій області.

Поза межами полігону внаслідок хімічних взаємодій інертні сполуки важких металів здатні трансформуватися у мобільні розчинні форми. Збільшення частки рухомих фракцій суттєво підвищує екологічні ризики для прилеглих екосистем. Динаміка концентрацій пріоритетних поліютантів (Pb, Cd, Cr та Ni) представлена на рис. 3.6–3.9 [151].

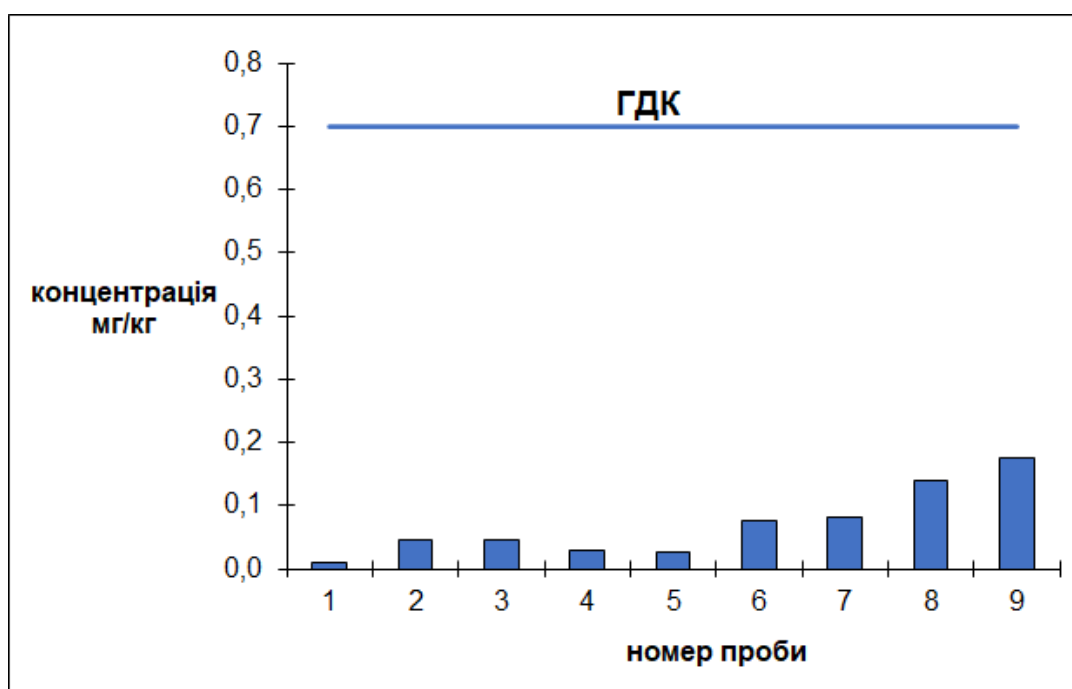


Рисунок 3.6 – Концентрація кадмію в ґрунті

Згідно з отриманими даними, концентрації досліджуваних важких металів не перевищують установлених нормативів (ГДК). Вміст хрому та свинцю у більшості зразків є вдвічі меншим за граничні значення (за винятком проб № 1–3 для Cr та № 3–4 для Pb), проте їхні рівні залишаються стабільно високими, що свідчить про техногенне навантаження. Водночас показники кадмію та нікелю суттєво нижчі за ГДК в усіх точках відбору; локальні підвищення вмісту зафіксовані лише для Cd у пробах № 8–9 та для Ni у зразках № 1 і № 4.

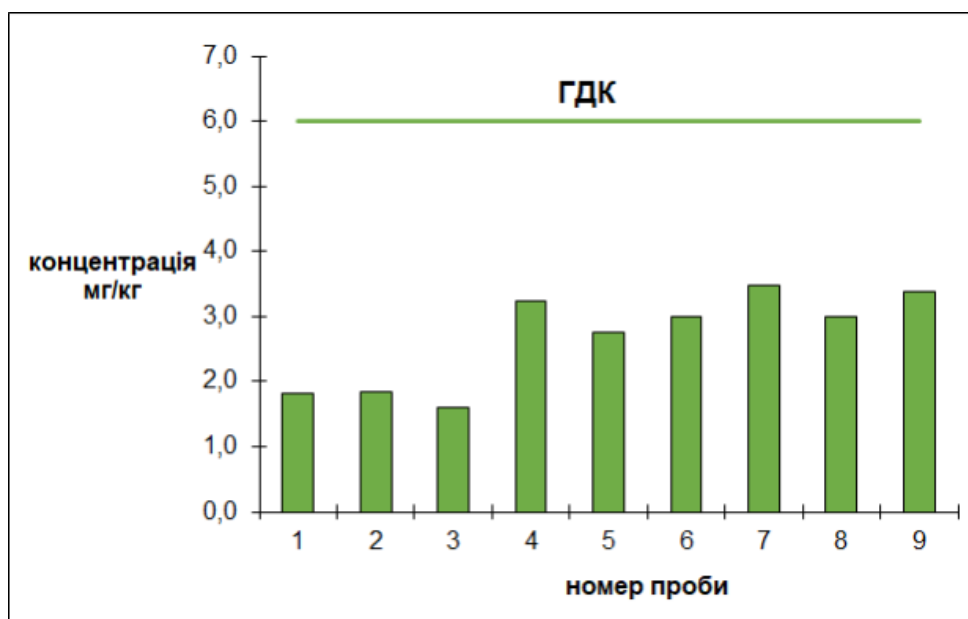


Рисунок 3.7 – Концентрація хрому в ґрунті

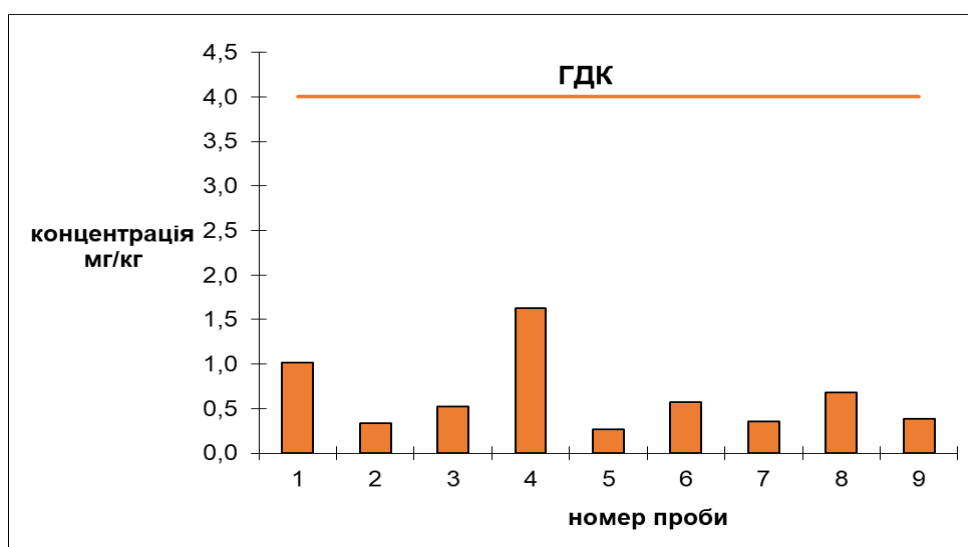


Рисунок 3.8 – Концентрація нікелю в ґрунті

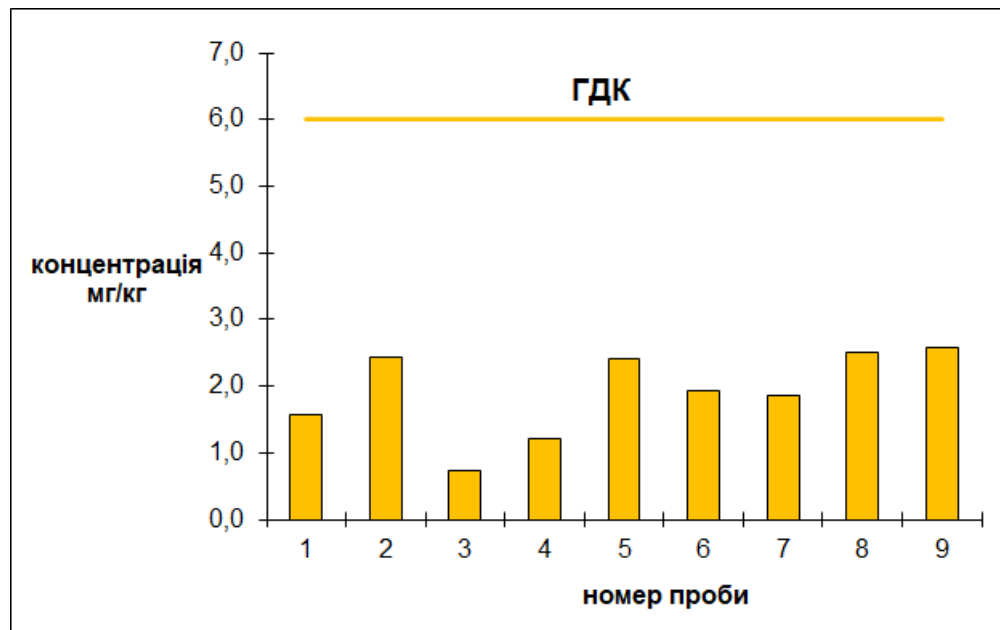


Рисунок 3.9 – Концентрація свинцю в ґрунті

Аналіз просторового розподілу концентрацій дозволяє встановити закономірність поступового зниження вмісту кадмію в міру віддалення від джерела емісії (за винятком точки № 4). Тенденція до зменшення концентрації Cd у північно-східному напрямку корелює з вектором розташування точок моніторингу та підтверджується даними попередніх досліджень [146].

Територіальний розподіл концентрацій хрому характеризується відсутністю лінійної залежності від дистанції до джерела емісії. У ряді віддалених точок (№ 1, 6, 7) зафіксовано вищі показники вмісту, ніж у безпосередній близькості до полігону (№ 3, 4, 9), що корелює з даними [146, 147]. Така аномалія пояснюється двома факторами: а) розташування точок нижче за схилом та у векторі витоку фільтрату сприяє накопиченню металу; б) висока міграційна здатність Cr зумовлена його перебуванням у окисленому стані [132]. Специфіка вітчизняних полігонів – високий вміст органіки та тривала анаеробна фаза – формує кисле середовище, яке перешкоджає осадженню хрому у формі нерозчинного $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (для чого необхідні нейтральні або слаболужні умови). Відтак, хром активно мігрує у ґрунтовому розчині, акумулюючись у зонах із відповідними фізико-хімічними

характеристиками. Також не виключено, що загальний техногенний внесок полігону у валовий вміст хрому на даній ділянці є вторинним порівняно з природним фоном або іншими джерелами.

Розподіл свинцю на території спостереження характеризується неоднорідністю: вищі концентрації зафіксовані у західній частині ділянки, тоді як у східній спостерігається тенденція до їх зниження. Загалом динаміка вмісту Pb подібна до розподілу хрому, проте вона є менш вираженою та містить точкові аномалії, що відхиляються від загального тренду. Такий характер розподілу свідчить про обмежений техногенний вплив полігону на вміст свинцю у прилеглих ґрунтах. Низька міграційна здатність металу пояснюється його хімічною формою: до 80 % Pb у складі побутових відходів перебуває у стані важкорозчинних карбонатів, що перешкоджає їхньому активному вимиванню за межі об'єкта захоронення [152].

Аналіз просторового розподілу нікелю (Ni) на досліджуваній ділянці не виявив чітких закономірностей. Згідно з літературними джерелами [147], інтенсивне зниження концентрації нікелю відбувається лише в перші 100 метрів від межі полігону, після чого його рівень стабілізується. Це дозволяє припустити, що на дистанції 200 метрів прямий техногенний вплив полігону на вміст нікелю в ґрунті фактично нівелюється.

Порівняння отриманих результатів із даними інших авторів [141] свідчить про те, що рівень хрому та нікелю в нашому дослідженні лише незначно перевищує показники, отримані на великих глибинах (1–6 м). Водночас зафіксований вміст свинцю є суттєво вищим за значення 0,2–1,6 мг/кг, наведені у [141]. Така різниця в концентраціях, ймовірно, зумовлена специфікою відбору проб із верхнього 10-см шару, де важкі метали, зокрема свинець, акумулюються найбільш інтенсивно. Крім того, Мор та ін. [153] виявили, що концентрація Pb, Cd, Cr та Ni у ґрунтових водах поблизу полігону нижча за межу виявлення, і припустили, що ці метали значною мірою поглинаються ґрунтом. Порівняння цих даних з нашими дослідженнями дозволяє припустити, що більшість

аналізованих важких металів існують у ґрунтах у зв'язаній формі після міграції з полігону. Однак це припущення має бути підтверджене додатковими дослідженнями.

Концентрації деяких важких металів (Pb, Cd, Ni) у ґрунті на ділянці, що не зазнала впливу витоку фільтрату (рівнинна місцевість, 300 м на північ від Стадницького полігону та приблизно 300 м від місця відбору проб), отримані з неопублікованих даних Державної екологічної інспекції у Вінницькій області. Ці концентрації такі: Pb – 2,2 мг/кг, Cd – 0,05 мг/кг, Ni – 0,48 мг/кг. Порівнюючи ці значення з нашими результатами, можна зробити такий висновок. Концентрації Pb та Ni більш-менш близькі на обох ділянках (за винятком кількох точок). Це доводить вищезгадане припущення про незначний вплив Стадницького полігону на концентрацію Pb та Ni у прилеглих ґрунтах. Концентрація Cd на ділянці, що не зазнала впливу витоку фільтрату, подібна до концентрацій у точках відбору проб, розташованих далі від полігону. Це також відповідає раніше розглянутій динаміці концентрації Cd. Таким чином, можна припустити, що після зниження на перших 200–250 метрах від полігону, концентрація Cd, ймовірно, стабілізується.

Порівняльний аналіз вмісту важких металів у ґрунтах поблизу с. Стадниця та інших полігонів Вінницької області свідчить, що на досліджуваній ділянці зафіксовано одні з найнижчих показників (рис. 3.10–3.12). Це виглядає аномально, оскільки Стадницький полігон значно перевищує інші об'єкти за масштабами та потенційним техногенним навантаженням. Отримані результати підтверджують гіпотезу, що вирішальну роль у поширенні забруднення відіграють не лише обсяги відходів, а й гідрогеологічні умови обраної ділянки, а також ступінь дотримання технологічних норм при будівництві та експлуатації місць захоронення.

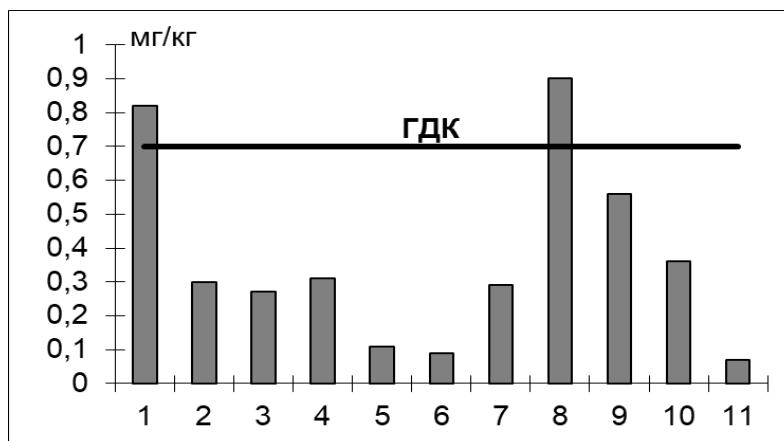


Рисунок 3.10 – Концентрація кадмію в ґрунтах поблизу полігонів ПВ у районних центрах Вінницької області. Номери стовпців тут і далі відповідають населеним пунктам:

1 – смт. Оратів, 2 – м. Козятин, 3 – м. Ямпіль, 4 – смт. Чернівці, 5 – смт. Тиврів, 6 – м. Калинівка, 7 – м. Бар, 8 – м. Гайсин, 9 – смт. Томашпіль, 10 – м. Жмеринка, 11 – с. Стадниця (досліджуваний полігон)

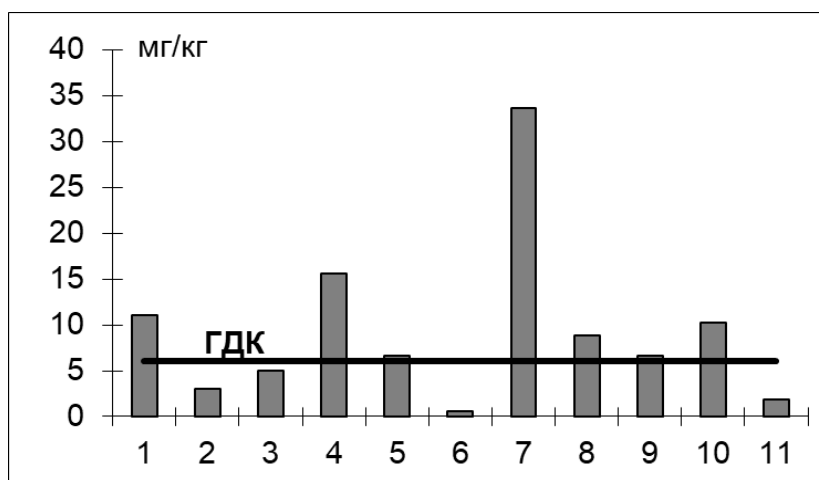


Рисунок 3.11 – Концентрація свинцю в ґрунтах поблизу полігонів ПВ у районних центрах Вінницької області

Об'єкти захоронення в районних центрах Вінницької області, що розглядаються в роботі, не відповідають нормативним вимогам, через що концентрації важких металів у прилеглих ґрунтах там у кілька разів перевищують показники Стадницького полігону. Попри значно менші обсяги

накопичених відходів (у десятки разів порівняно зі Стадницею), саме низький технологічний рівень експлуатації та порушення норм будівництва цих об'єктів стають причиною інтенсивнішого забруднення довкілля.

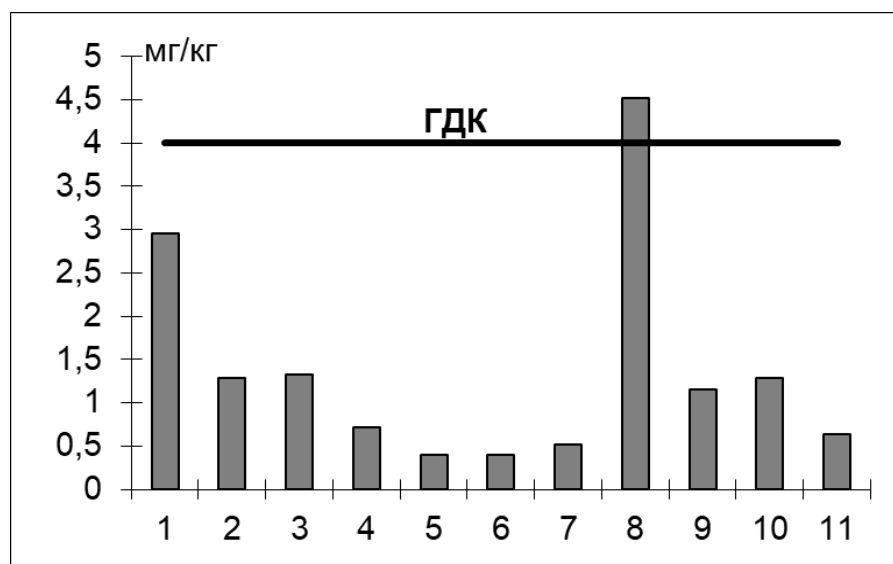


Рисунок 3.12 – Концентрація нікелю в ґрунтах поблизу полігонів ПВ у районних центрах Вінницької області

Узагальнюючи результати, можна констатувати наявність потенційної загрози забруднення ґрунтів у зоні впливу Стадницького полігону хромом та, меншою мірою, свинцем. Рівні акумуляції кадмію та нікелю залишаються незначними. Характерною особливістю є суттєва варіативність концентрацій металів навіть на локальних відстанях, що найбільш виражено для показників свинцю та нікелю.

3.5 Прогнозування вмісту важких металів у фільтраті полігонів побутових відходів

В Україні використовуються полігони відходів, більшість з яких були побудовані кілька десятиліть тому без врахування екологічних вимог, і є, фактично, звичайними сміттєзвалищами. Але, навіть за умови швидкої

імплементатії європейського законодавства щодо заборони вивезення на полігони практично всіх видів ПВ, залишатиметься серйозна небезпека забруднення навколишнього середовища внаслідок поступового вивільнення забруднювальних речовин з тіла полігону. Серед таких речовин особливої уваги заслуговують важкі метали, джерелом яких можуть бути батарейки, залишки лакофарбових виробів, різного роду металеві конструкції та ін., оскільки на сміттєзвалища в Україні вивозяться всі ПВ, включаючи небезпечні побутові відходи. Відомо, що дуже мало важких металів вимиваються із фільтратом [154–156], особливо під час так званої метаногенної фази (коли рН підвищується до нейтрального) [157]. Бозкурт та ін. [158] вивчали довгострокові процеси, які відбуваються із металами у відходах. Вони довели, що до гумінової фази вимивається лише дуже незначна частина токсичних металів, що накопичуються на полігонах, і відходи все ще матимуть великий потенціал забруднення. Розчинність важких металів, в першу чергу, визначається рН, окисно-відновним потенціалом, наявністю комплексоутворювачів, таких як хлориди, сульфати, карбонати, органічні кислоти, та фазою відходів, з якими можуть зв'язуватися метали. Крім того, деякі важкі метали (Cd, Ni, Zn) можуть піддаватись комплексоутворенню з розчиненим органічним вуглецем на початкових стадіях розкладання відходів [159]. Також повідомляється [153], що деякі важкі метали (Pb, Cd, Cr, Ni) активно сорбуються в тілі полігонів.

Процеси вивільнення важких металів можуть тривати десятки і сотні років, що створює велику потенційну небезпеку для майбутніх поколінь. Тому важливим завданням є прогнозування концентрацій важких металів у фільтраті полігонів ПВ, які будуть спостерігатись у майбутньому. Зміна умов протягом гумінової фази (після метаногенної фази) може призвести до суттєвої зміни рухливості важких металів. Згідно з дослідженням [157], однією з можливих причин є виникнення аеробних умов внаслідок окислення органічної речовини. Той факт, що метали значною мірою іммобілізуються шляхом осадження в

анаеробних умовах, також підтверджується іншими дослідженнями [160].

Відомо, що для моделювання та прогнозування природних процесів деградації, що відбуваються на сміттєзвалищах, використовуються так звані реактори-симулятори сміттєзвалищ (далі – реактори). Попередніми дослідженнями [161–164] вже продемонстрована здатність відтворювати довгострокові процеси на полігонах протягом короткого періоду часу. Реактори вже використовувалися для оцінки забруднення токсичними речовинами. Зокрема, цей метод використовувався для дослідження ефірів фталевої кислоти у відходах [165]. Інші автори [154, 166–167] довели зміну концентрації важких металів у фільтраті реакторів залежно від часу. Також було виявлено збільшення вимивання металів з фільтратом у реакторах з анаеробними умовами порівняно з реакторами, які працювали у аеробних умовах [168], а також стабільне зниження концентрації важких металів у фільтраті реакторів через підвищення рН та низьку розчинність карбонатів та сульфідів. В окремих дослідженнях [169] визначено високу концентрацію важких металів у метаногенній фазі розкладання відходів.

Вищенаведені дослідження проводилися за умов, відмінних від тих, що спостерігаються в Україні (інші морфологічний склад відходів та метеорологічні умови). У дослідженнях [170,171] вміст забруднюючих речовин у фільтраті з українських сміттєзвалищ (включаючи важкі метали) оцінюється без аналізу змін з часом. Жодних досліджень складу фільтрату у довгостроковій перспективі для українських полігонів не проводилося.

Дане дослідження проводились автором у Дрезденському технічному університеті, тому суміш побутових відходів, яка за морфологічним складом відповідає українським відходам, була отримана шляхом змішування окремих фракцій ПВ у відповідних пропорціях. Так, загальна суміш відходів м. Пірна (Саксонія, Німеччина) була сортована на 11 фракцій, які після подрібнення були змішані і сформовано 2 суміші ПВ (табл. 3.3, рис. 3.13), які відображають морфологічний склад ПВ великих та малих міст України, – відповідно для

реактора 1 (маса відходів 33 кг) і реактора 2 (маса відходів 40 кг). Варто відзначити значний вміст органічної фракції (48 %) у суміші 2.

Таблиця 3.3 – Морфологічний склад змішаних побутових відходів у реакторах

№	Метали	Гума	Деревина	Скло	Органіка	Папір	Пластик	Текстиль	Небезпечні відходи	Будівельні відходи	Інші
Реактор 1	3% 0,99 кг	3% 0,99 кг	3% 0,99 кг	8% 2,64 кг	20% 6,6 кг	30% 9,9 кг	10% 3,3 кг	7% 2,31 кг	1% 0,33 кг	6% 1,98 кг	9% 2,97 кг
Реактор 2	2% 0,8 кг	2% 0,8 кг	6% 2,4 кг	8% 5 кг	48% 19,2 кг	10% 4 кг	6% 2,4 кг	6% 2,4 кг	1% 0,4 кг	6% 2,4 кг	5% 2 кг

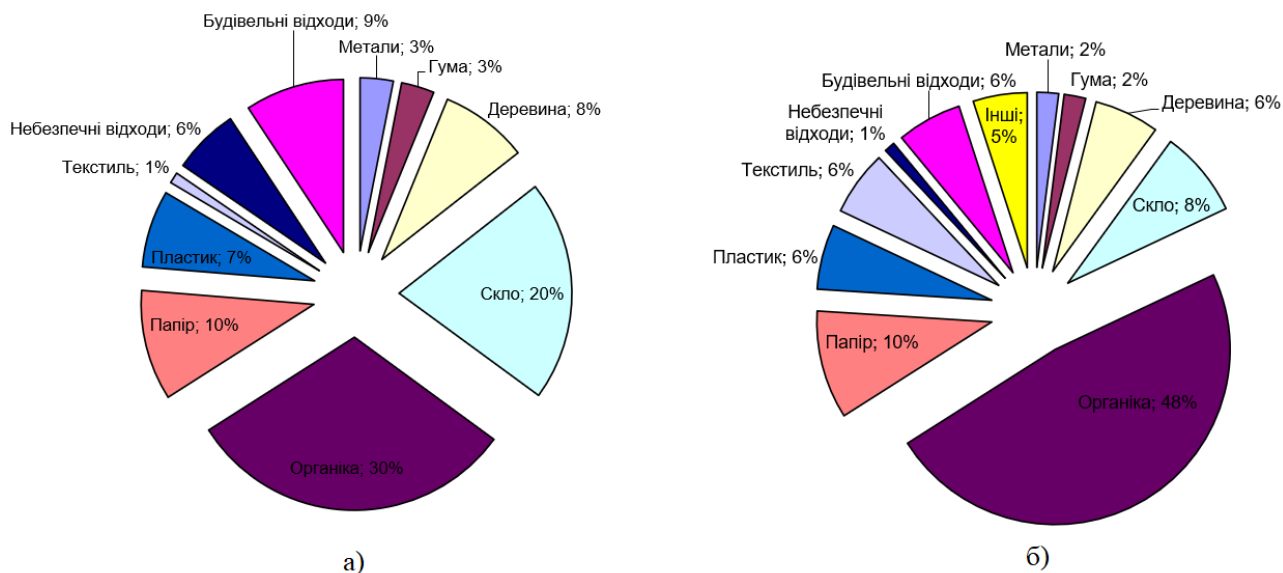


Рисунок 3.13 – Морфологічний склад суміші побутових відходів:
а) реактор 1; б) реактор 2

Було визначено вологість обох сумішей шляхом висушування зразків у електросушильних печах WSU100 та Binder ED115 при температурі 105 °С протягом 1 доби: суміш 1 – вологість 33,51 %, суміш 2 – вологість 41,29 % [172]. Різниця у вологості пов'язана в основному із різницею у вмісті органіки, яка є найбільш водовмісною фракцією.

Реактори, що використовувалися в експерименті, представляють собою циліндричні ємності висотою 1,2 м та діаметром 40 см. Вони мають отвір на

конічному дні для випуску фільтрату та систему розбризкування на кришці для забезпечення рівномірної подачі рідини до відходів. Реактори були заповнені 10-сантиметровим шаром гравію на дні та шаром тканини для фільтрації фільтрату, після чого зверху було розміщено 80-сантиметровий шар спресованих сумішей ПВ згідно з табл. 3.3. Відповідна щільність відходів (в середньому 750 кг на м³ для українських полігонів) була забезпечена шляхом пресування. Над шаром відходів знову було розміщено тканину та гравій. Після завантаження реактори були герметично закриті. Для забезпечення необхідного рівня вологості ПВ (в середньому 46,5 % для українських полігонів) у кожному реакторі в залежності від фактичної вологості відходів було додано відповідну кількість води: реактор 1 – 4,3 л, реактор 2 – 2,1 л.

Через кожухи обох реакторів проходить трубка із гарячою водою із постійною температурою 37°C для забезпечення сприятливого температурного режиму з метою інтенсифікації роботи метанових бактерій, які розкладають відходи. Як відомо, суть реакторів-симуляторів сміттєзвалищ полягає у пришвидшенні біологічних процесів, які відбуваються на полігонах ПВ за рахунок підтримання сприятливої температури і забезпеченні прискореного водного режиму. Тому конструкція реакторів передбачає також можливість багаторазової циркуляції фільтрату у самому реакторі. Отже, для імітації умов сміттєзвалищ і постійного зволоження відходів кожен реактор був обладнаний помпою, яка 2 рази на день протягом 15 хвилин забезпечувала циркуляцію фільтрату крізь товщу відходів. У зв'язку із обмеженими часовими можливостями тривалість досліджень склала близько 3 місяців (12 тижнів). Також на початку експерименту в обидва реактори було додано по 5 л свіжої води для ініціювання початку циркуляції фільтрату.

Проби фільтрату відбирались 1 раз на тиждень, а замість нього у реактори додавалась певна кількість свіжої води, що відповідає природному зволоженню сміттєзвалищ, і залежить від річної кількості опадів регіону, для якого проводиться дослідження. Середньорічна кількість опадів в Україні 650 мм (або

650 л на 1 м²), внутрішній діаметр реакторів – 40 см, відповідно площа їхнього поперечного перерізу – 0,126 м². Відповідно для відтворення умов зволоження при такій площі необхідно за 1 рік додати $(650\text{л} \cdot 0,126\text{м}^2) / 1\text{м}^2 = 82$ л води, що відповідає 1,6 л в тиждень. Аналогічний об'єм фільтрату відбирався з реактора для аналізу, що відповідає природному витоку фільтрату з полігону ПВ після проходження його тіла.

У кожній пробі фільтрату визначався вміст 4-х важких металів (Pb, Cd, Ni, Cr) за допомогою атомно-абсорбційного спектрометра з атомізацією в графітовій печі (ZEEnit 600, ANALYTIK Jena AG, додаток В). Також визначалися фізико-хімічні параметри фільтрату – рН і окисно-відновний потенціал (за допомогою рН-метра WTW pH330i) та електропровідність (за допомогою кондуктометра WTW LF325), розчинений органічний вуглець (перетворення органічного вуглецю на вуглекислий газ шляхом окислення з подальшим вимірюванням CO₂ за допомогою інфрачервоного аналізатора Gasmel FTIR CX4000) і хімічне споживання кисню ХСК (шляхом титрування сульфатом заліза-амонію (0,25 Н)).

Прискорюючи процеси розкладання відходів у реакторі, ми можемо прогнозувати вимивання важких металів у майбутньому. Для розрахунку прискорення процесів у реакторі необхідно порівняти водний баланс у реакторі та реальному полігоні. Для цього визначається співвідношення вода–тверда речовина за рівнянням:

$$Q = W/S, \quad (3.1)$$

де W – об'єм води, яка проходить через відходи, S – маса відходів.

Водний режим можна розглядати як основний фактор, що впливає на швидкість розкладання відходів, принаймні до вичерпання органічної речовини. Отже, водний режим може прискорити зміни умов вимивання важких металів. Знаючи рівень прискорення процесів, можна визначити ступінь вимивання важких металів у майбутні десятиліття. Такі розрахунки вже проводилися іншими авторами [161, 163, 164].

Фізико-хімічні параметри

Результати вимірювання фізико-хімічних параметрів наведені на рис. 3.14–3.16.

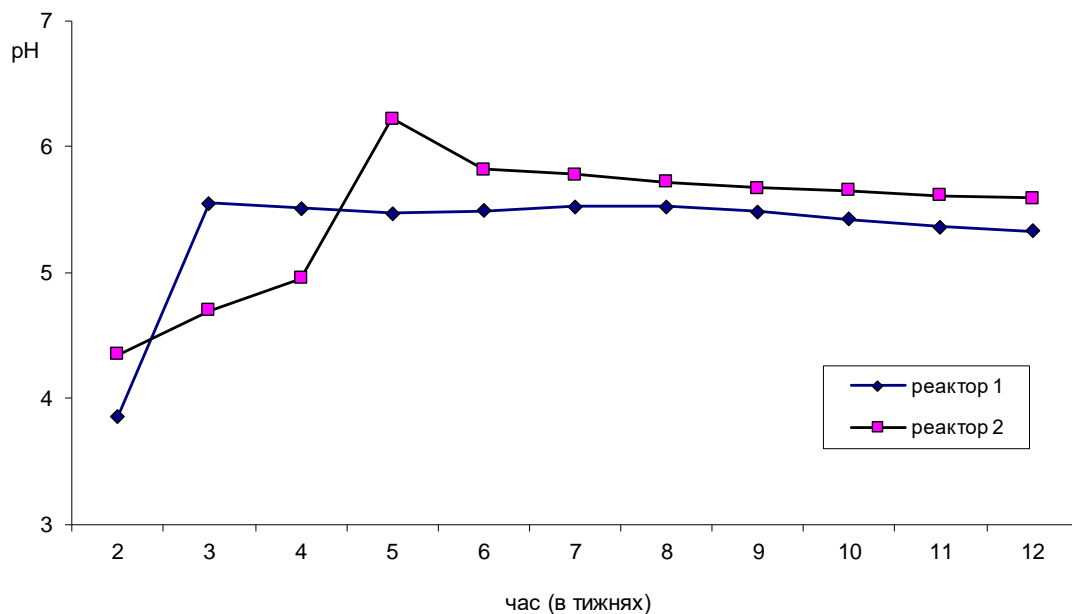


Рисунок 3.14 – Динаміка рН фільтрату

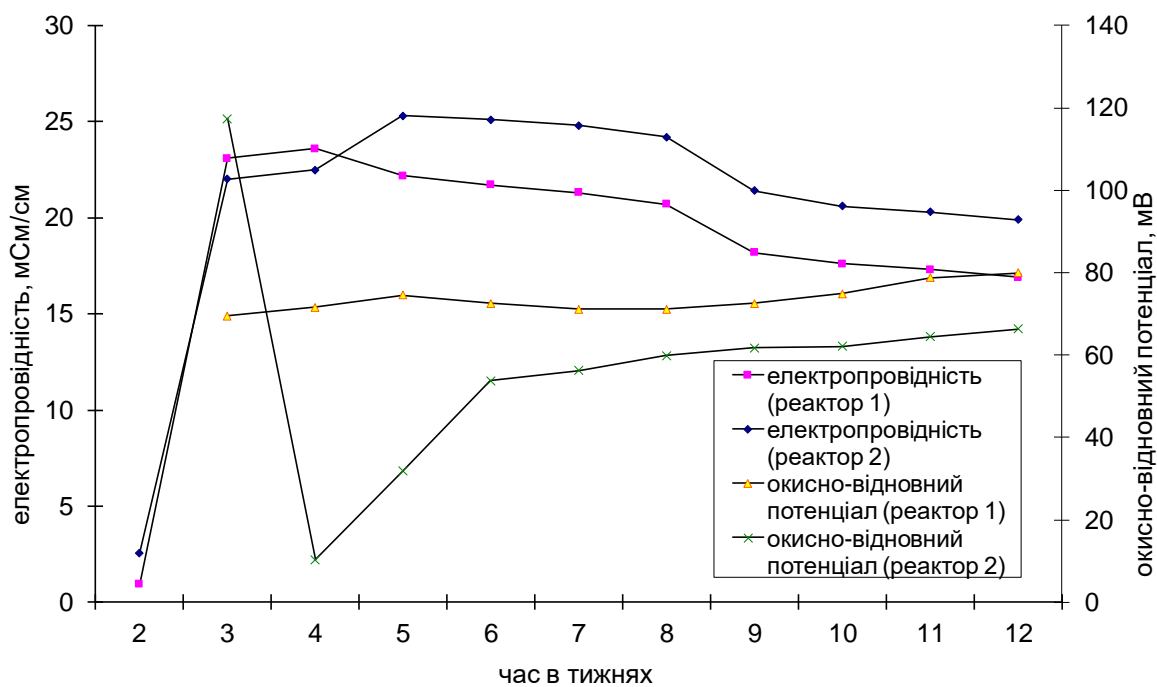


Рисунок 3.15 – Динаміка електропровідності та окисно-відновного потенціалу фільтрату

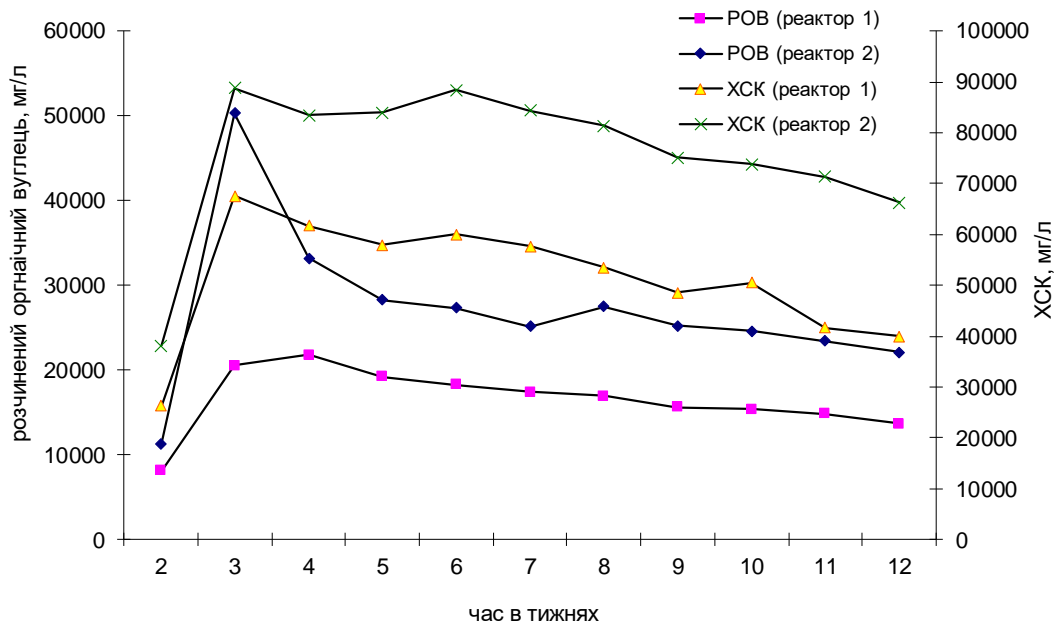


Рисунок 3.16 – Динаміка вмісту розчиненого органічного вуглецю та ХСК фільтрату

Рисунки демонструють, що кислотність фільтрату після різкого зростання на початку експерименту (у реакторі 2 – аж до практично нейтрального значення), далі повільно знижувалась (до 5,3–5,6 од. наприкінці). Це свідчить про те, що кислотоутворююча фаза – накопичення кислот в результаті анаеробних ферментаційних процесів у тілі відходів – тривала протягом всього періоду експерименту і стабілізація так і не наступила. Інші дослідження, проведені у близьких умовах, мають різні результати: одні мають схожу динаміку рН [173], інші – суттєво відмінну (наприклад, постійно зростаючий результат $\text{pH} > 6$ вже після кількох десятків днів експерименту [168]). При цьому фільтрат реактору 2, де вдвічі вищий вміст органіки, мав лише трохи вищий рН після 5-го тижня. Таким чином, можна припустити, що морфологічний склад ПВ мало впливає на кислотність фільтрату на пізніших стадіях. Низьке рН характерне для молодих сміттєзвалищ і забезпечує високу розчинність важких металів та, відповідно, їх високу концентрацію у фільтраті.

Значення окисно-відновного потенціалу мали загальний тренд зростання, крім перших 5-ти тижнів у фільтраті реактору 2, коли спостерігалось значне

зниження окисно-відновного потенціалу, що відповідає динаміці рН у цьому реакторі. Взагалі варто відзначити, що протягом перших 5-ти тижнів були суттєві відмінності між двома реакторами у динаміці рН та окисно-відновного потенціалу фільтрату.

Єдиним параметром, зміни якого були ідентичними у фільтраті обох реакторів, є електропровідність. Дуже низькі значення на початку експерименту пояснюються відсутністю достатньої кількості вологи у реакторах для початку активних процесів вимивання фільтратом речовин з відходів. Деяко вищі значення електропровідності у фільтраті реактору 2 відповідають підвищеному вмісту у ньому розчинених солей і узгоджуються із більшим вмістом органіки у вихідній суміші ПВ цього реактора. В цілому, ці значення підтверджують раніше отримані результати для подібних умов та морфологічного складу ПВ [173]. У [174] також повідомляли про поступове зниження провідності через вимивання легкорухомих іонів, таких як метали, хлориди та сульфати.

Вміст розчиненого органічного вуглецю (РОВ) в обох реакторах різко зріс протягом перших тижнів, а потім повільно знижувався (у реакторі 2 – на тиждень пізніше). Різке зростання пояснюється тим, що саме між 2 і 3 тижнями у реакторі була додана свіжа вода для інтенсифікації циркуляції фільтрату і за цей період значна частина органічних речовин перейшла з відходів у фільтрат. Поступове зменшення вмісту органічного вуглецю у фільтраті є звичним явищем для полігонів ПВ і пов'язане із зменшенням вмісту органічних речовин у тілі полігону. Ідентичною є зміна хімічного споживання кисню (ХСК), лише зменшення цього параметру є більш інтенсивним. Більші значення РОВ і ХСК у фільтраті реактора 2 є логічним наслідком більшого вмісту у ньому органічних речовин (згідно табл. 3.3). Але якщо маса органічної фракції у реакторі 2 майже в 3 рази більша, ніж у реакторі 1, то відмінність у значеннях РОВ – в середньому 1,5 рази. Це може свідчити про те, що чим більший вміст органіки у ПВ, тим відносна швидкість її вимивання із фільтратом є меншою. Це збільшує час, протягом якого полігон ПВ буде представляти небезпеку для довкілля у

зв'язку із наявністю органічних речовин. Великі значення ХСК навіть у кінці експерименту (близько 40000 і 66000 мг/л для реакторів 1 і 2 відповідно) свідчать про активну анаеробну фазу і те, що органічні речовини тривалий час розкладаються. При цьому ці цифри мають інші тренди, ніж у інших дослідників [173] при близькому морфологічному складі. Згідно з дослідженням [164], високі значення ХСК (до 90000 мг/л) типові для «молодих» сміттєзвалищ. Тому концентрації ХСК на завершальному етапі експерименту відповідають сміттєзвалищам молодого віку. Наприклад, фільтрат 20–30-річних українських сміттєзвалищ має середній ХСК 1600 мг/л. Такий відносно повільний розвиток процесів у реакторі може бути також спричинений високим вмістом важких металів, а також коротким терміном експерименту. Наприклад, було виявлено [164], що концентрація важких металів у фільтраті понад 1 мг/л є токсичною та зупиняє біохімічні процеси розкладання відходів.

Важкі метали

Згідно з експериментом, основними джерелами важких металів у відходах, а отже, і у фільтраті, є батарейки (особливо для нікелю), пластик та гума (особливо для хрому). Для цілей дослідження необхідно знати, як змінюються концентрації важких металів у фільтраті реакторів з часом. Результати показано на рис. 3.17–3.20.

Концентрації свинцю у фільтраті були дуже подібними в обох реакторах (див. рис. 3.17), але чіткої динаміки в часі не спостерігалось. Концентрація свинцю повільно почала знижуватися після зростання протягом перших 4-х тижнів. Більш різкі зміни спостерігалися в реакторі 2, головним чином через різницю між реакторами у рН та окисно-відновному потенціалі фільтрату в той час. Зазвичай речовини вимиваються з відходів інтенсивніше на початковому етапі. Коли легкорозчинні форми Рв швидко вимились, а інтенсивність цього процесу сповільнювалася, тоді концентрація свинцю у фільтраті також зменшувалася. Отже, перша половина експерименту відбувалася відповідно до

звичайних хімічних процесів у відходах.

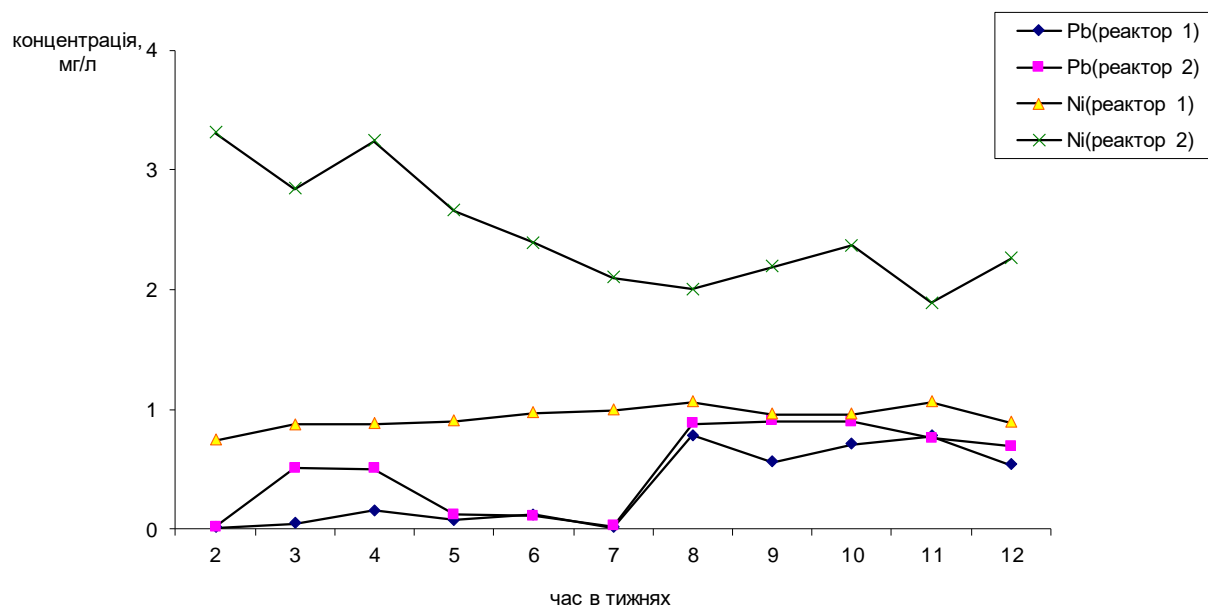


Рисунок 3.17 – Динаміка вмісту Pb і Ni у фільтраті

Концентрація Pb досягла мінімуму на 7-му тижні, а потім швидко зросла до максимального значення (близько 1 мг/л). Це, можливо, пов'язано з неоднорідністю процесів всередині реактора, оскільки жодних різких змін інших параметрів на 7-му тижні не відбувалося. Концентрація свинцю повільно знижувалася протягом останніх тижнів, але все ще була високою (більше 0,5 мг/л). Це дозволяє припустити, що водні потоки досягли певного джерела свинцю всередині реакторів на 7-му тижні. Такі процеси, ймовірно, відбуваються і на полігонах відходів. Вони більш очевидні та помітніші в реакторах через їхній малий масштаб.

В цілому вміст Pb відповідає середньому його вмісту у фільтраті старих сміттєзвалищ України [171] чи інших країн із схожим морфологічним складом ПВ [153], і значно більше, ніж у дослідженнях, проведених із використанням реакторів-симуляторів сміттєзвалищ. Так, у [164,168] при схожих морфологічному складі ПВ та умовах роботи реакторів максимальні концентрації Pb у фільтраті – не більше 0,2 мг/л. Згідно з дослідженням [169],

свинець має найнижчу рухливість серед досліджуваних важких металів. Тому початкова концентрація свинцю у вхідному матеріалі має значний вплив на його концентрацію у фільтраті.

Вміст нікелю та його динаміка суттєво відрізняються у різних реакторах. Так, у фільтраті реактору 2 концентрація в 2–3 рази вища і має тенденцію до зниження, в той час як у фільтраті з реактору 1 вміст Ni повільно зростає. А всі інші параметри у фільтраті обох реакторів мають схожу динаміку. Таке інтенсивне вимивання може бути викликане наявністю нікель-кадмієвих акумуляторів і стабільно низьким рН. Хоча, в цілому, концентрації Ni узгоджуються із його вмістом у фільтраті старих сміттєзвалищ (0,4–3 мг/л) та результатами, отриманими попередніми дослідниками [100]. У [100,175] досліджено, що розчинність та мобільність важких металів на полігонах може збільшуватись при активному розкладанні органічних речовин за рахунок утворення розчинних комплексів високомолекулярних кислот з важкими металами (наприклад, амінокислоти). Тому можна зробити висновок, що високий вміст органічних речовин у ПВ буде сприяти збільшенню вимивання важких металів із фільтратом. На прикладі Ni добре видно, що при значно більшому вмісті органіки у реакторі 2, в його фільтраті також спостерігаються значно вищі концентрації Ni. Крім того, Ni має дуже високу рухливість, що сприяє його високим концентраціям у фільтраті [169]. Це може бути пояснене якраз активним утворенням розчинних Ni-органічних комплексів. В той же час, відомо [176] про можливе зниження розчинності важких металів через адсорбцію аніонними комплексами в кислих умовах.

Рисунок 3.18 демонструє, що концентрація хрому у фільтраті реакторів, після різкого зростання на 3-й тиждень, одразу ж різко знизилась і після цього стабілізувалась на рівні 1–1,5 мг/л, поступово зменшуючись. Це відповідає «класичній» поведінці забруднювальних речовин, як згадувалося вище, і загалом відповідає результатам, раніше отриманим для хрому [177]. Аналогічне різке зростання концентрації у цей період відзначається і для свинцю. При

цьому значення електропровідності також різко виросло на 3-й тиждень, адже перед цим у реактори була додана свіжа вода для інтенсифікації рециркуляції фільтрату, що спричинило швидке вимивання солей із відходів. Подібна динаміка відзначається й у інших дослідженнях.

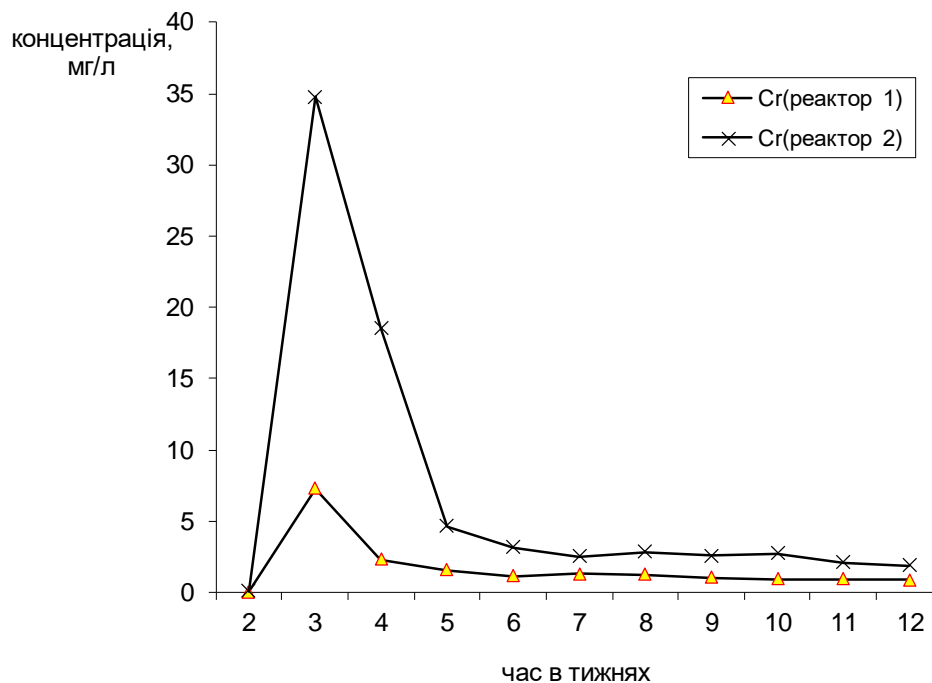


Рисунок 3.18 – Динаміка вмісту Cr у фільтраті

Набагато більший стрибок концентрації Cr у фільтраті реактору 2 порівняно із реактором 1 можна пояснити різким зростанням рН фільтрату в останньому, що «згладило» стрибок концентрації Cr в результаті додавання свіжої води. Водночас, рН у реакторі 2 все ще було низьким у перші тижні. Це забезпечило вимивання активних сполук хрому, яке було найбільш помітним серед досліджуваних важких металів. Тому хром можна вважати найбільш доступним для інтенсивного вимивання з відходів у цьому дослідженні. Як і у випадку з іншими металами, концентрація Cr у фільтраті реактору 2 протягом всього експерименту була вища, ніж у фільтраті реактору 1. В цілому, коливання вмісту Cr відповідають тим змінам, які відбувалися з фізико-хімічними параметрами фільтрату (різкі стрибки протягом 2–4-го тижнів із

подальшою стабілізацією).

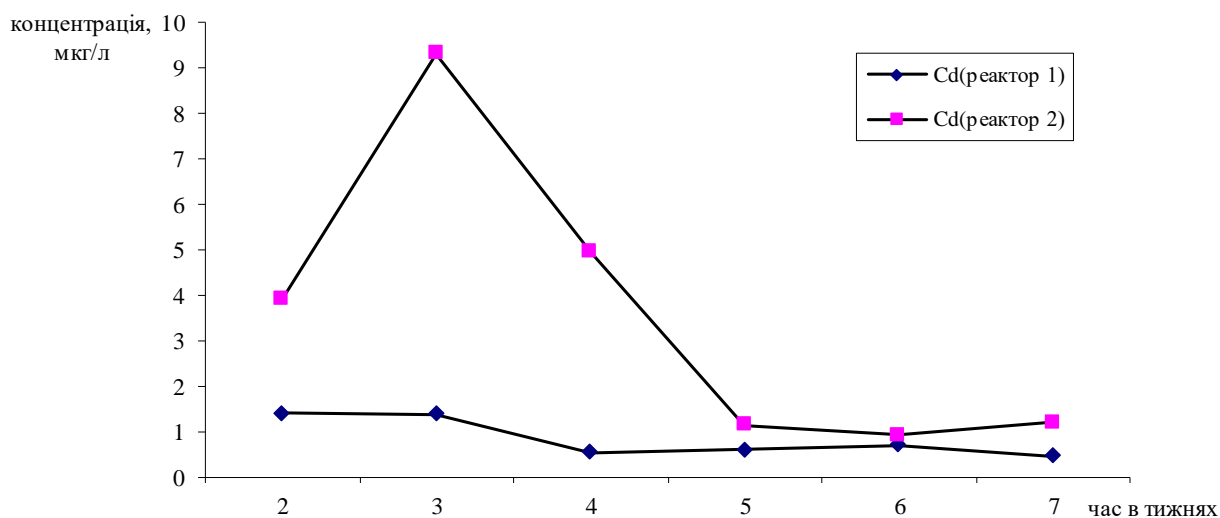


Рисунок 3.19 – Динаміка вмісту Cd у фільтраті (1–7 тижні)

Крім того, навіть відносно низька концентрація Cr у фільтраті після 4-го тижня (1–4 мкг/л) є занадто високою порівняно з результатами попередніх досліджень [164, 168] для аналогічного складу ПВ (< 1 мкг/л). Але ці дані є актуальними для фільтрату з українських полігонів [164]. Зазвичай велика частка Cr у відходах зв'язана у формі карбонатів [157]. У нашому дослідженні високі концентрації Cr у фільтраті можуть свідчити про слабе осадження Cr, можливо, через низький вміст карбонатів.

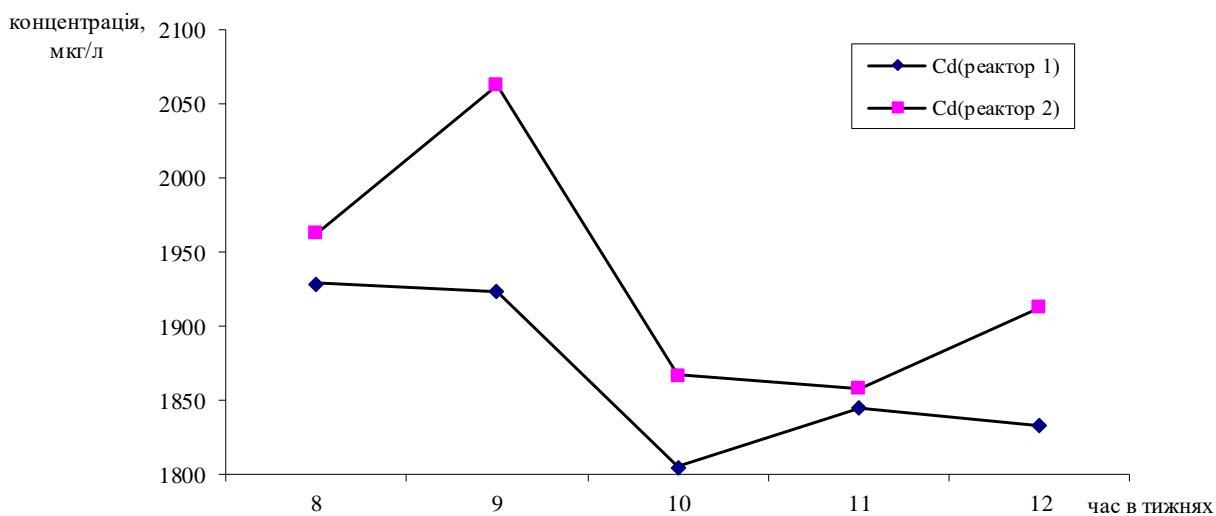


Рисунок 3.20 – Динаміка вмісту Cd у фільтраті (8–12 тижні)

Як видно із рис. 3.19, під час першої половини експерименту вміст Cd у фільтраті двох реакторів змінювався за різним сценарієм: у реакторі 1 – в основному повільно знижувався, у реакторі 2 – спостерігався різкий сплеск концентрації на 3-му тижні (з 3,92 до 9,32 мкг/л) і таке саме різке зменшення вмісту в наступні 2-му тижні (з 9,32 до 1,13 мкг/л), що також було характерним для Cr та Pb. Після 5-го тижня концентрація Cd у фільтраті обох реакторів була близькою із невеликим переважанням у реакторі 2. На 8-му тижні в обох реакторах, як і у випадку з Pb, відбулось різке зростання концентрації Cd у фільтраті (рис. 3.20). На цьому факті варто зупинитись детальніше. Відомо, що за нейтральних умов (наприклад, після 7–8-го тижня у нашому експерименті) важкі метали осаджуються при зменшенні їх концентрації у фільтраті. Але ми можемо спостерігати зворотну ситуацію, коли концентрації Cd та Pb збільшуються. Лабораторні експерименти з водними системами, що містять тверді фази (тверді речовини водоносного горизонту з фільтрату полігону) показали, що Cd, який раніше був зв'язаний у вигляді сульфідного осаду, вивільнявся у водну фазу, коли умови змінювалися з анаеробних на аеробні [178]. Вивільнений Cd згодом видалявся з розчину шляхом адсорбції на метагидроксиді заліза або шляхом осадження у вигляді карбонатного мінералу. У нашому дослідженні малоімовірно, що умови змінилися на аеробні. Таким чином, причиною може бути процес комплексоутворення між свинцем (кадмієм) та розчиненим органічним матеріалом, як це було також зазначено вище для нікелю. Це може бути схоже до зростання концентрацій Ni і Cr на 3-му тижні. Однак, якщо на 3-му тижні, дійсно, відбулись суттєві зміни в умовах всередині реакторів (див. рис. 3.14–3.16), то 8-й тиждень у цьому відношенні нічим не відрізнявся ні від попередніх, ні від наступних тижнів. Таким чином, найбільш ймовірно, що саме починаючи з 8-го тижня потоки вологи всередині реакторів «натрапили» на місця скупчення Pb і Cd, адже різні відходи містять різну їх кількість, і, навіть, подрібнення та перемішування відходів не дають рівномірного розподілення речовин в товщі відходів. Особливо це стосується

Cd, оскільки 99% його надходить із батарейками. До речі, якраз для Cd ріст концентрації у фільтраті на 8-му тижні був найбільш різким. Подібним чином можна пояснити і значне перевищення концентрації Ni у фільтраті реактору 2, оскільки як і Cd, серед відходів він в основному міститься у батарейках. Отже, велика різниця у концентраціях Cd в обох реакторах дуже тісно пов'язана з наявністю лише одного потужного джерела кадмію з малими просторовими розмірами, розподіленого по всьому об'єму відходів. Можна зробити висновок, що цей факт має великий вплив, враховуючи невеликий розмір реакторів порівняно з полігонами відходів.

Високий вміст важких металів у фільтратах пояснюється також низьким рН, оскільки у кислому середовищі метали легше розчиняються і вимиваються фільтратом [169]. Для Cr, Pb і Cd у фільтраті реактору 2 відзначається значний пік концентрацій на 3-му тижні експерименту. Це результат розчинення сполук металів внаслідок додавання води та збільшення кількості циркулюючого фільтрату. Крім того, існує сильна кореляція між концентраціями РОВ та Cr/Cd у перші тижні: швидке зростання на початку з максимумом на 3–4-му тижні, потім повільне зниження. Це підтверджує припущення про комплексоутворення Cd з РОВ, про яке повідомлялося в [159]. Ті ж автори також помітили комплексоутворення Ni з РОВ. Але така кореляція не була очевидною в цьому дослідженні. І навпаки, подібність динаміки концентрацій РОВ та Cr може вказувати на комплексоутворення Cr з РОВ. В результаті більшість розчинених солей вищезгаданих металів вимились із відходів саме на 3-му тижні. В цей час фільтрат реактору 2 мав рН нижче, ніж у реакторі 1 (4,7 проти 5,55 од.), що створило сприятливі умови для інтенсивного переведення сполук Cr, Pb і Cd у розчинну форму та їх інтенсивного вимивання, в той час як кислотності у реакторі 1 (5,55 од.) «вистачило» лише на відносно повільне розчинення цих сполук. Відсутність подібних змін концентрації Ni можна пояснити меншим впливом рН в даних умовах та більшою роллю інших факторів, наприклад, утворенням розчинних органічних комплексів, що

згадувалось вище. Загалом результати показують, що рН може впливати на концентрацію важких металів у фільтраті суттєвіше, ніж вміст важких металів у самих відходах.

Прогнозування вмісту важких металів у фільтраті

Автори [161,179,180] розрахували масу сухої речовини шару відходів розміром 1*1 м та висотою 20 м як 16000 кг для середнього полігону відходів. Близько 20% води, що надходить на полігон, проходить через відходи і залишає його у вигляді фільтрату. Таким чином, враховуючи середньорічну кількість опадів в Україні 650 мм на рік, цей шар відходів генерує 130 л/(м²·рік) фільтрату. Згідно з формулою (3.1), співвідношення вода–тверда речовина для типового українського полігону становить 0,008. Маса відходів у реакторі 1 та реакторі 2 становить 33 кг та 40 кг відповідно. Об'єми води, додані під час експерименту та перераховані за 1 рік, становлять 64,3 л та 68,3 л відповідно. Отже, співвідношення вода–тверда речовина для реакторів такі: реактор 1 – 1,948, реактор 2 – 1,708.

Порівнюючи водний баланс в реакторах та реальному полігоні, можна розрахувати коефіцієнти прискорення для обох реакторів: реактор 1 – 244, реактор – 214. Іншими словами, 12-тижневий експеримент відтворив 56 та 49 років існування полігону в реакторах 1 та 2 відповідно. Результати показують високі концентрації важких металів у фільтраті навіть через десятки років. Після 50–60 років концентрація всіх важких металів перевищує допустимі значення згідно з українським стандартом [181]. Наприклад, вміст Рb наприкінці експерименту був у 5–6 разів вищим за допустиме значення (0,01 мг/л), Ni – у 2–4 рази (допускається 0,5 мг/л), Cr – у 8–18 разів (допускається 0,1 мг/л). Найбільше перевищення було для Cd – у 180 разів (допускається 0,001 мг/л). Однак, до цього результату слід поставитися з обережністю через причини, згадані вище для кожного важкого металу, та враховуючи відмінності між реакторами-симуляторами сміттєзвалищ та реальними полігонами побутових відходів [182].

3.6 Вимивання важких металів з побутових відходів

Попередніми дослідженнями [151] було показано, що небезпечні компоненти побутових відходів мають високий потенціал вимивання важких металів. Зокрема, виявлено свинець і хром у більшості батарейок (які також зазвичай містять нікель і арсен) [183], незважаючи на протилежну інформацію офіційного виробника. Тут варто звернути увагу на можливість адсорбції свинцю марганцевою рудою, яка використовується у виробництві MnO_2 для батарейок.

Ступінь екологічної загрози, яку становлять важкі метали, необхідно оцінювати без врахування інертної фракції. Кращим параметром є рухома форма важких металів [78], яка може легко вимиватись та транспортуватися, що сприяє більшому забрудненню навколишнього середовища. Так, автори [100] визначили рівень вимивання важких металів з відходів електричного та електронного обладнання за допомогою реакторів-симуляторів сміттєзвалищ, які розглядалися у попередньому підрозділі. Було показано, що частина металів, вимитих із відходів, не вивільнялася з фільтратом, і 99% металів залишилося у відходах. Подібні результати були отримані і під час аналізу вимивання важких металів з побутових відходів [157,184], де було виявлено, що лише 0,008% ртуті вимилось із відходів, що містили лужні батарейки, протягом 10-річного періоду. Низький рівень вимивання важких металів (крім заліза) було також визначено під час порівняння вмісту металів у фільтраті і тілі полігону побутових відходів [185]. Цей висновок підтверджують й інші дослідження [186,187]: значна частина важких металів у відходах зв'язана з пластиком, склом та іншими інертними відходами. Враховуючи вищезазначене, важкі метали, що залишаються в масі відходів, необхідно контролювати, щоб пом'якшити їх повільну міграцію в навколишнє середовище. З іншого боку, масштабне дослідження довготривалого вимивання важких металів зі свіжих відходів за допомогою реакторів-симуляторів сміттєзвалищ [188] показало

відносно високі швидкості вимивання деяких важких металів – наприклад, 38,7% кадмію було вимито протягом 100 модельованих років).

Для оцінювання вмісту важких металів у побутових відходах були обрані 4 елементи – свинець, кадмій, нікель, хром. Для експериментального дослідження були використані змішані побутові відходи. Відходи загальним об'ємом близько 3 м³ були посортовані на 11 фракцій: метал, гума, деревина, скло, харчові відходи (органіка), папір, пластик, текстиль, небезпечні відходи, будівельні відходи, інші відходи. В алюмінієві ємності були відібрані по 2 зразки кожної фракції (крім металів, небезпечних відходів і скла – агрегатний стан цих фракцій відходів не дозволяє провести дослідження) для подальшого хімічного аналізу. Відібрані зразки були подрібнені до розмірів частинок 1 мм за допомогою подрібнювача Retsch SM2000. Кожна фракція в подальшому була проаналізована на вміст вибраних важких металів (Pb, Cd, Ni, Cr) і загального органічного вуглецю за допомогою атомно-абсорбційного спектрометра з графітовим атомізатором (ZEE nit 600, ANALYTIK Jena AG, додаток B) і аналізатора TOC-L (Shimadzu). Також було визначено вологість відібраних фракцій відходів шляхом висушування зразків у електросушильних печах (WSU100 та Binder ED115) при температурі 105 °C протягом 1 доби, та зважування зразків (електронні ваги Faust FA-1500-2) до і після висушування. Вологість кожної фракції розраховували за формулою:

$$h = (m_b - m_a)/m_b \times 100\%, \quad (3.2)$$

де m_a , m_b – маса зразка після і до висушування відповідно, г.

Вміст важких металів у тих фракціях, які з технічних причин не були проаналізовані, був визначений наступним чином. Фракція металів у досліджуваних відходах була представлена лише стальними та алюмінієвими ємностями. Отже, важкі метали у цій фракції відсутні. Скло є інертним, метали в його складі є іммобілізованими і тому у даному дослідженні не враховані. Фракція небезпечних відходів представлена батарейками і вміст досліджуваних металів визначався розрахунковим шляхом на основі літературних даних і мас

відповідних батарейок, виявлених у побутових відходах.

Ступінь вимивання важких металів із відходів оцінювався таким чином. Із 11 вищезгаданих фракцій відходів були сформовані 2 суміші із різним морфологічним складом (див. також табл. 3.3) [88]:

(1) метали – 3%, гума – 3%, деревина – 3%, скло – 8%, органіка – 20%, папір – 30%, пластик – 10%, текстиль – 7%, небезпечні відходи – 1%, будівельні відходи – 6%, інші відходи – 9% (загальна маса 33 кг).

(2) метали – 2%, гума – 2%, деревина – 6%, скло – 8%, органіка – 48%, папір – 10%, пластик – 6%, текстиль – 6%, небезпечні відходи – 1%, будівельні відходи – 6%, інші відходи – 5% (загальна маса 40 кг).

Суміші ПВ були завантажені у 2 реактори-симулятори сміттєзвалищ на 12 тижнів для прискореної симуляції умов на полігоні відходів (див. п. 3.5). Через 12 тижнів у відходах із реакторів були визначені вміст досліджуваних важких металів за допомогою атомно-абсорбційного спектрометра з графітовим атомізатором (ZEE nit 600, ANALYTIK Jena AG), а також загальний органічний вуглець (TOC-L Analyzer, Shimadzu).

Фізико-хімічні параметри фракцій відходів

Вологість

У табл. 3.4 наведені результати зважування зразків фракцій побутових відходів до і після висушування.

Результати розрахунку середньої вологості відповідно формули (3.2): пластик – 24,4%, текстиль – 21,6%, гума – 4,3%, деревина – 17,3%, папір – 34,3%, будівельні відходи – 3,4%, харчові відходи – 61,6%, інші відходи – 44,9%. Отже, найвища вологість встановлена для органіки та інших відходів; також високі значення характерні для паперу, пластику і текстилю. Найнижча вологість визначена для будівельних та гумових відходів. Вологість відходів може впливати на ступінь мобільності важких металів. Нижче буде розглянуто залежність ступеню вимивання металів від вологості.

Таблиця 3.4 – Результати зважування відходів до і після висушування

Зразок	Фракція відходів	Маса зразка до висушування, г	Маса зразка після висушування, г
1-1	Пластик	173,30	132,15
1-2		227,18	170,38
2-1	Текстиль	245,51	193,43
2-2		338,96	264,37
3-1	Гума	346,71	335,83
3-2		358,39	339,10
4-1	Деревина	503,33	417,85
4-2		484,94	399,96
5-1	Папір	849,83	569,54
5-2		952,27	613,81
6-1	Будівельні відходи	578,85	565,02
6-2		592,44	566,59
7-1	Органіка	1292,92	469,88
7-2		1161,25	470,42
8-1	Інші	707,92	394,48
8-2		829,57	451,64

Загальний органічний вуглець (ЗОВ)

Виміряні значення ЗОВ для різних фракцій досліджуваних відходів наведені у табл. 3.5.

Таблиця 3.5 – Загальний органічний вуглець у фракціях побутових відходів

Фракція	ЗОВ, мг/кг
Пластик	419
Текстиль	438
Гума	511
Деревина	434
Папір	371
Будівельні відходи	347
Органіка	386
Інші	347

У всіх фракціях відходів приблизно однаковий рівень ЗОВ. Середній вміст ЗОВ з розрахунку на суху масу склав 500–570 мг/кг, що значно менше за концентрації для старих полігонів (до 250000 мг/кг [182]). Рухомі органічні

сполуки можуть активно взаємодіяти із деякими важкими металами, утворюючи розчинні органічні комплекси, які вимиваються фільтратом.

Важкі метали

Концентрації досліджуваних важких металів у різних фракціях побутових відходів наведені у табл. 3.6. Вміст досліджуваних металів у фракції небезпечних відходів визначався розрахунковим шляхом на основі літературних даних [4,90,100] і мас відповідних батарейок, виявлених у побутових відходах (включено у табл. 3.6).

Таблиця 3.6 – Важкі метали у фракціях побутових відходів, мкг/кг

Фракція	Pb	Cd	Ni	Cr
Пластик	40,128	0,803	—*	38,581
Текстиль	10,178	0,27	—*	14,012
Гума	169,835	6,434	—*	1228,156
Деревина	10,62	0,144	—*	166,909
Папір	7,734	0,07	—*	9,382
Будівельні відходи	6,935	0,127	—*	10,449
Органіка	4,014	—*	—*	7,026
Небезпечні відходи	13950**	228220**	661220**	50550**
Інші	19,925	0,166	—*	49,276
Середнє у реакторі 1, мкг/кг сухої ваги	226	3330	9646	819
Середнє у реакторі 2, мкг/кг сухої ваги	248	3762	10899	908

*нижче межі визначення

**отримані розрахунковим шляхом

Аналіз табл. 3.6 дозволяє зробити такі висновки у розрізі фракцій побутових відходів. Пластик містив деякі невеликі кількості свинцю і хрому (ймовірно у складі барвників, які є головним джерелом цих металів у пластиках) і слідові кількості кадмію (в пластиках теж використовується в складі барвників). Низька концентрація кадмію в значній мірі пов'язана із відсутністю жорстких ПВХ-пластиків у досліджуваних відходах, які можуть бути головним джерелом кадмію. Такі результати в цілому узгоджуються із теоретичними джерелами важких металів у побутових пластиках.

Аналогічна ситуація і з текстильними відходами: хром і свинець переважають, мало кадмію, лише концентрації металів трохи нижчі, що відповідає даним, зібраним у [188]. Ймовірно, їхній вміст сильно залежить від типу барвників, які використовуються при виробництві паперу і текстильних виробів. За відсутності шкіряних виробів серед текстильних відходів логічним є низький вміст хрому, дубильні сполуки якого є потенційно найбільшим джерелом важких металів у текстильних відходах (до 25% [82]).

Відходи гуми містили досить велику концентрацію свинцю і особливо хрому. Вміст кадмію відносно низький, але більший, ніж у будь-якій іншій фракції. Крім того, високі концентрації свинцю і кадмію були виявлені у гумі в складі відходів у попередніх дослідженнях [189]. На підставі літературного аналізу автором не було виявлено джерел будь-яких важких металів у гумових відходах, тому високі концентрації окремих металів важко пояснити. Отже, потрібні подальші дослідження.

У деревних відходах були виявлені низька концентрація свинцю і дуже низький вміст кадмію (аналогічно всім іншим фракціям) – ймовірно, через використання фарб для деревини. Концентрація хрому була значно вищою. Це може бути пояснене використанням антисептиків на основі хрому для обробки деревини.

Концентрації свинцю, хрому і кадмію у паперових і будівельних відходах досить низькі. Вони були нижчими, ніж очікувалось для паперу (ці метали присутні у чорнилах, які використовуються для друку). Подібні результати щодо паперу наведені у [188], хоча середні концентрації є вищими.

У органіці (харчових відходах) не були виявлені нікель і кадмій. Але були знайдені незначні концентрації свинцю і хрому. Можливим поясненням може бути виділення незначних кількостей цих металів із барвників упаковок продуктів харчування, а також застосуванням їх у складі харчових добавок (подібно арсену).

У складі небезпечних відходів, які у даному дослідженні представлені

лише батарейками, відзначаємо високий вміст всіх металів, особливо нікелю і кадмію. Саме на батарейки припадає більше 99% загального вмісту цих металів у відходах. Це узгоджується із проведеними раніше дослідженнями [81], згідно яких половина всього кадмію і майже третина всього нікелю у побутових відходах містяться у батарейках.

Вміст досліджуваних металів в інших відходах не відрізняється від більшості фракцій і відображає загальну картину: низькі концентрації свинцю і хрому, слідові кількості кадмію, і відсутність нікелю.

Варто зазначити, що нікель не було виявлено в жодній фракції відходів, окрім батарейок, де вміст нікелю було визначено розрахунковим шляхом. Тому, якщо забезпечити роздільний збір батарейок, то небезпека забруднення навколишнього середовища нікелем буде мінімальною.

Таким чином, найвищі концентрації металів (без врахування фракції небезпечних відходів) були виявлені у гумі. Середні концентрації важких металів у досліджуваних відходах значно менші у порівнянні із даними, отриманими іншими дослідниками для свіжих відходів. Так, у дослідженнях [82,132,188] концентрації Cd і Ni у 2–5 разів більші, а Pb і Cr у 20–1000 разів вищі. Ймовірно, це може бути спричинене відсутністю у складі досліджуваних відходів електричного та електронного обладнання, на яке припадає велика частина важких металів у відходах. Наприклад, відомо, що фракція відходів малого електричного та електронного обладнання, маса якої у 30 разів менша за масу інших побутових відходів, містить в 6 разів більше нікелю і в 2 рази більше хрому [36]. Хоча, навіть у паперових відходах було виявлено значно більші концентрації важких металів: від 0,1 до 8 мг/кг [190].

Оцінка ступеню вимивання важких металів з відходів

Оскільки після проведення експерименту всі фракції відходів перемішані і частково розкладені, то неможливо визначити залишковий вміст важких металів (а також ЗОВ) у кожній фракції окремо. Тому було порівняно загальну початкову і залишкову масу кожного досліджуваного важкого металу і ЗОВ в

суміші відходів (табл. 3.7).

При порівнянні обох реакторів спостерігається чітка тенденція до більшого вимивання всіх важких металів і ЗОВ у 2-му реакторі. Це, ймовірно, викликано більшою вологістю відходів у реакторі 2 через значно вищий вміст органічних відходів.

Таблиця 3.7 – Маса важких металів і загального органічного вуглецю

Параметр	Реактор 1			Реактор 2		
	Початкова маса, мкг	Початкова маса без батарейок, мкг	Залишкова маса, мкг (%)	Початкова маса, мкг	Початкова маса без батарейок, мкг	Залишкова маса, мкг (%)
Pb	5114	511	3526 (69%)	6027	447	3424 (57%)
Cd	75324	11	2746 (3,6%)	91297	9	1779 (2%)
Ni	218202	0	700 (0,3%)	264488	0	530 (0,2%)
Cr	18528	1847	3302 (18%)	22025	1805	2532 (11,5%)
ТОС	11268		9534 (85%)	13928		7495 (54%)

Як відомо [100], метали вимиваються з відходів фільтратом у розчинній формі, яка забезпечується вологою. Середнє рН фільтрату було відповідно 5,5 і 5,8 у реакторі 1 і реакторі 2. Крім того, очевидно, що високий вміст органічних відходів у реакторі 2 сприяв зниженню рН середовища. А низьке рН є фактором, який збільшує розчинність досліджуваних металів та, відповідно, їх вимивання, що також було доведено раніше [78]. Якщо різниця між реакторами у вимиванні приблизно однаково невелика для різних металів, то різниця у вимиванні ЗОВ значно більша. Це також пов'язано із вмістом органічних відходів, розкладання яких є головною причиною вимивання ЗОВ. Проведені дослідження показують, що ЗОВ у побутових відходах в основному складається із органічної речовини, яка біологічно не розкладається. Тому основним джерелом рухомих органічних сполук, ймовірно, є харчові відходи (яких у реакторі 2 більше), що також пояснює більші рівні вимивання металів у реакторі 2. З розрахунку на суху масу відходів вимилося 76 і 265 мг/кг ЗОВ у реакторі 1 і 2 відповідно. Ці дані відповідають проведеним раніше

дослідженням [182] (120 мг/кг ЗОВ).

За 12 тижнів експерименту, який може відтворити кілька десятків років реального полігону при заданому водному режимі, найменше з усіх металів вимився свинець. Це можна пояснити низькою розчинністю його сполук навіть у агресивному середовищі: найпоширеніші сполуки свинцю у побутових відходах – оксиди, сульфат, сульфід, металорганічні сполуки – є нерозчинними у воді і, відповідно до [79], можуть гідролізувати і переходити у розчинний стан лише при $\text{pH} > 6$. При цьому, 80% свинцю у відходах знаходиться у нерозчинному стані [87]. Крім того, відповідно до початкового аналізу, найбільше свинцю було у батарейках (у формі нерозчинних оксидів і сульфатів), а також у гумі і пластику, які дуже повільно деградують навіть в умовах полігонів відходів. Також є свідчення [152], що більша частина свинцю існує у формі нерозчинного карбонату. Тому можна було б очікувати навіть менший ступінь вимивання свинцю із відходів. Теоретично свинець може вимиватись внаслідок розчинення його сполук у кислому середовищі з утворенням розчинних ацетату і нітрату свинцю. Наявність більшої маси органічних сполук у реакторі 2 створює там більш кисле середовище і більш сприятливі умови для вимивання свинцю та інших металів. Так, саме для свинцю було виявлено найвищі концентрації серед важких металів при моделюванні їх вимивання з електронних відходів [80]. Мобілізація свинцю також може відбуватись за рахунок органічних хелатних комплексів [100]. З іншого боку, органічні сполуки мають високу сорбційну здатність по відношенню до свинцю, тому можуть зв'язувати його, залишаючи у товщі відходів [82]. У ще одному дослідженні [157] для свинцю виявили найнижчий рівень вимивання.

Значно більше було вимито хрому і кадмію. По-перше, більше сполук хрому є розчинними у воді (наприклад, сульфати хрому і біхромати, які містяться у окремих компонентах відходів) і тому вимиваються фільтратом. По-друге, сполуки хрому є однією з найбільших обмінних фракцій, яка здатна до

легкого вимивання [87,191]. Значна частина хрому містилась у гумі і, ймовірно, залишилась невимитою через інертність гуми (майже половина від всієї залишкової маси хрому). Це дозволяє зробити припущення, що більшість хрому, який містився у небезпечних відходах (батарейках), було вимито. Менший ступінь вимивання хрому отриманий автором [100], що він пояснює відновленням хрому (VI) до хрому (III) в кислому середовищі і його подальшою іммобілізацією в малорозчинні оксид хрому $\text{Cr}(\text{OH})_3$ і хром-органічні комплекси.

Високий ступінь вимивання кадмію може бути пояснений взаємодією гідроксиду кадмію (основна форма, в якій кадмій міститься у батарейках – головному його джерелі у побутових відходах) з кислотами і утворенням розчинних солей кадмію. Також відомо [79], що кадмій активно утворює комплекси сполуки з органічними речовинами, яких у обох експериментальних сумішах відходів досить багато, і вимиватись у такій формі. Також деяку роль можуть відігравати хлоридні комплекси. Наприклад, враховуючи дослідження [79], з усіх металів саме мобільні хлоридні комплекси кадмію є найбільш ймовірними до утворення. Потенційним джерелом хлоридів у сучасних побутових відходах можуть бути окремі види пластику. Як і у випадку з хромом, основна частина кадмію (більше 95%) була вимита з батарейок. В іншому дослідженні [100] ступінь вимивання кадмію із товщі відходів був меншим – можливо через утворення малорозчинних сульфідів кадмію і подальшої їх сорбції твердою речовиною. Кадмій також може зв'язуватись оксидом мангану (заліза) чи карбонатами як показано у [87].

Результати аналізу зміни вмісту нікелю є неоднозначними. З одного боку, відповідно до вимірювань, залишкова маса нікелю – практично нульова, тобто весь нікель було вимито. Наприклад, деякими авторами [188] було виявлено, що нікель має найбільшу частку рухомих форм у відходах серед досліджуваних важких металів. Враховуючи, що єдиним джерелом нікелю у побутових відходах були батарейки, то весь нікель із них був вимитий. З іншого боку,

практично нульова залишкова маса нікелю може також свідчити про те, що нікель взагалі не вимивався і весь залишився у батареях, а проби відходів були взяті з точок реактора, які не контактували із батареями. Останнє підтверджується тим, що сполуки нікелю у батареях – нерозчинні (нікелати, оксиди, гідроксиди нікелю). Однак, за певних умов (наявність кислот і достатньої вологості), ці сполуки можуть перетворюватись на розчинні сульфат чи хлорид нікелю і вимиватись. Чи настали такі умови у даному дослідженні важко встановити, базуючись на проведених вимірюваннях. На підтвердження гіпотези про невимивання нікелю свідчить також той факт, що лише 5% сполук нікелю у природних середовищах знаходяться у розчинних формах [79]. Крім того, у подібних дослідженнях [100,184] автори визначили, що 99% металів, в т.ч. нікель і ртуть, не вимиваються з фільтратом із відходів, збагачених електронними компонентами, в т.ч. батареями. Однак варто зазначити, що вимивання визначалося за кількістю металів у фільтраті. При цьому частина металів виділялась із електронних відходів, однак не переходила у фільтрат, сорбуючись і залишаючись у товщі відходів.

Значну роль у вимиванні важких металів можуть відігравати сполуки сірки, які містяться у побутових відходах (у біологічних, пластикових, паперових відходах). Відомо [100], що в кислотній фазі (яка характерна для нашого випадку через короткий строк дослідження) більшість сірки знаходиться у формі сульфатів. Розчинність сульфатів кадмію, хрому, нікелю і нерозчинність сульфату свинцю підтверджують відповідно високий (для Cd, Cr, Ni) і низький (для Pb) рівні вимивання металів з відходів.

Якщо не враховувати батареї, то у нашому дослідженні концентрації металів (крім нікелю) у товщі відходів в кінці експерименту більші, ніж на початку. Це може бути пояснене незначним вимиванням металів із інших фракцій відходів і зменшенням загальної маси відходів внаслідок розкладання і вимивання органічної маси, що підтверджується іншими дослідженнями [168]. Іншою причиною може бути зв'язування важких металів, вимитих із батарейок,

наприклад, у алюмосилікатні комплекси [157].

Виміряні концентрації важких металів у товщі відходів у реакторах (Pb – 0,13–0,16 мг/кг, Cd – 0,09–0,10 мг/кг, Ni – 0,03 мг/кг, Cr – 0,12–0,13 мг/кг) значно менші за концентрації у відходах з реальних полігонів. Наприклад, у Греції [140] вміст вищенаведених металів коливався в межах від 5 (для Cd) до 50 (для Cr) мг/кг, а в Австрії [192] – від 50 (для Cr) до 350 (для Pb) мг/кг. Варто зазначити, що проби відбирались зі старих полігонів, тому було достатньо часу для сорбції більшої кількості важких металів товщею відходів.

Як відомо [76], важкі метали можуть вимиватись із полігонів протягом сотень років, особливо якщо вони зв'язані в структурі речовин. А за відсутності фільтрату (наприклад, внаслідок рекультивації і покриття полігону) більша їх частина взагалі може залишитись у товщі відходів, становлячи довготривалий екологічний ризик. Отже, якщо полігон все ще працює або неналежним чином був закритий, і фільтрат утворюється постійно, то в такому випадку важкі метали створюють довгострокову екологічну загрозу.

3.7 Висновки до третього розділу

Аналіз джерел надходження важких металів у довкілля разом із відходами свідчить про великі масштаби потенційного забруднення. Дуже багато різноманітних галузей діяльності людини постачають важкі метали у навколишнє середовище. В першу чергу – це відходи металургії, хімічної промисловості, виробництва електроприладів, батарейок і акумуляторів, осадки стічних вод, зола та шлак вугільних електростанцій і сміттєспалювальних заводів, для аграрних регіонів – відходи виробництва і використання пестицидів і добрив. Крім того, побутові відходи та сміттєзвалища, на які вони потрапляють, останніми роками стають дуже потужним джерелом важких металів. Разом з відходами у ґрунти та водойми потрапляють не лише інертні сполуки, а й велика кількість рухомих форм металів. За відповідних умов вони

здатні сильно змінювати середовище, в яке потрапляють.

Результати аналізу рухомих форм важких металів у ґрунтах поблизу Стадницького полігону не виявили перевищень ГДК. Найвищі рівні (близько 0,5 ГДК) зафіксовано для хрому та свинцю, тоді як вміст кадмію та нікелю є мінімальним. Порівняно з іншими сміттєзвалищами Вінниччини, досліджувана ділянка є менш забрудненою, що підтверджує визначальну роль технологічного стану та локації полігону у формуванні екологічних ризиків. Порівняння з валовими показниками свідчить, що рухомі форми становлять лише невелику частку загального вмісту металів. Оскільки саме мобільні сполуки найлегше мігрують за межі полігону, незначний розрив між валовим і рухомих вмістом може прямо вказувати на полігон як основне джерело забруднення. Залежність концентрації від відстані чітко простежується лише для кадмію, чий вміст поступово знижується в міру віддалення від об'єкта. Для свинцю та хрому характер розподілу неоднозначний, що пояснюється локальною специфікою міграційних шляхів. Вплив полігону на вміст рухомого нікелю оцінюється як мінімальний через хаотичну динаміку концентрацій у точках спостереження.

При моделюванні вимивання важких металів із використанням реакторів-симуляторів сміттєзвалищ видно, що концентрації важких металів у фільтраті є досить високими і сильно залежать від умов в реакторах, на які значний вплив має морфологічний склад відходів. Можна припустити, що полігони із більшим вмістом органічної складової будуть мати більші концентрації важких металів у фільтраті. Результати показують, що фізико-хімічні умови всередині реакторів мають найбільший вплив на початкових стадіях, коли відбуваються значні флуктуації самих фізико-хімічних параметрів фільтрату та концентрацій важких металів у ньому. Але значний вплив також має нерівномірність розподілення речовин у товщі відходів. Варто відзначити, що отримані значення узгоджують із результатами досліджень українських сміттєзвалищ, хоча в деяких випадках відрізняються від результатів подібних експериментів із використанням реакторів-симуляторів сміттєзвалищ. Перенесення результатів,

отриманих за допомогою реакторів на реальні українські полігони, показує значне перевищення допустимих концентрацій важких металів у фільтраті навіть після багатьох років накопичення відходів. Це викликає серйозне занепокоєння та повинне бути обов'язково враховане при подальшій експлуатації полігонів відходів.

Оцінка ступеню вимивання металів показала більше вимивання всіх досліджуваних металів із суміші відходів з більшим вмістом органічної фракції. Найменше з усіх металів вимився свинець, що можна пояснити низькою розчинністю його сполук. Високі значення вимивання кадмію і хрому свідчать про значну потенційну небезпеку надходження їхніх мобільних і активних сполук у довкілля. Дані по вимиванню нікелю є неоднозначними і свідчать або про значне його вимивання, або про те, що нікелю взагалі не вимивався і весь залишився у батарейках (єдиному джерелі нікелю згідно аналізу вхідних відходів), а проби відходів були взяті з точок реактора, які не контактували із батарейками. Таким чином, знання про ступінь вимивання важких металів можуть допомогти в управлінні сміттєзвалищами після їх закриття та оцінюванні екологічних наслідків для оточуючих територій.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [70, 134, 136, 137, 151, 172].

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ РЕСУРСНОГО ПОТЕНЦІАЛУ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

4.1 **Методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів для їхніх небезпечних компонентів**

В умовах переходу на принципи циркулярної економіки використання ресурсів, які зосереджені у відходах, має бути максимально повним. З цією метою обсяг доступних у відходах ресурсів має бути визначений якомога точніше. Однак, на сьогодні не існує методик оцінювання ресурсного потенціалу відходів, тому, в рамках даного дослідження, така методологія буде розроблена. В її основі повинні лежати такі принципи:

- максимальна близькість результатів оцінювання до реального вмісту ресурсів;
- легкість і зручність застосування;
- можливість застосування при обмежених (недоступних) даних;
- результати оцінювання повинні бути у максимально зручному для подальшого практичного використання вигляді.

При цьому, варто розуміти, що ресурсний потенціал є теоретичною величиною. І кількість ресурсів, які можуть практично бути вилучені із відходів, залежить від багатьох факторів (дотримання умов, тип обладнання тощо) і може бути додатково оцінена за допомогою техніко-економічних розрахунків. Це наступний еволюційний крок до так званої «ресурсоорієнтованої парадигми», відповідно до якої відходи вважаються потенційними ресурсами для повторного використання, якщо або доки не буде доведено протилежне [193]. Незважаючи на свою цінність, деякі матеріали відправляються на сміттєзвалища, тому що ми не знаємо, як їх використовувати повторно.

Більшість наукових публікацій із досліджуваної тематики стосуються вилучення ресурсів із відходів. Певні напрацювання щодо оцінки ресурсного потенціалу відходів зроблені Ю.М. Маковецькою [194]. Зокрема, запропоновано оцінювати потенціал вторинних ресурсів на основі інформації про випуск та споживання продукції, яка стає в подальшому продуцентом відходів, або на основі даних про обсяги утворення та збирання побутових відходів і їх компонентного складу стосовно того чи іншого потенційного вторинного ресурсу. Так, ресурсний потенціал побутових відходів в Україні оцінено в 2,5–3 млн. тонн/рік. У деяких інших роботах оцінено ресурсний потенціал побутових відходів для певних регіонів або певних типів відходів, а також досліджені фізичні, хімічні і токсикологічні критерії оцінки ресурсної цінності відходів, що містять нафтопродукти.

Дослідниками [195] розроблено індикатор, заснований на термодинаміці та теорії інформації, щоб кількісно визначити енергію, необхідну для відділення цінного ресурсу, із врахуванням того, що використана продукція втрачає більше цінності, коли її змішують з іншими відходами. Хоча термодинамічні показники дають певну інформацію щодо фізичних характеристик відходів, однак вони не можуть забезпечити інформацію про якість відходів. Актуальним є застосування показника потенціалу повторного використання [196], розробленого для прийняття управлінських рішень щодо відходів, заснованих не на сприйнятті, а на технічній можливості повторного використання матеріалів. Показник потенціалу повторного використання виражає корисність відходу реальним значенням від 0 до 1. Він рівний 0, коли відходи не є цінними і видаляються, і 1, коли відходи можна повністю використати повторно. Наприклад, якщо певний вторинний матеріал має показник потенціалу повторного використання 0,5, це означає, що 50% його можна повторно використати за допомогою сучасних технологій. Іншими словами, матеріал розглядається як ресурсоцінний на 50%. Незважаючи на те, що цей показник безпосередньо не враховує фізичні, хімічні чи інші

характеристики матеріалу, він опосередковано відображає характеристики матеріалу як функцію розвитку технології. Якщо потенціал повторного використання високий, це означає, що матеріал містить більше компонентів, які можна відновити за допомогою наявної технології. Низький потенціал повторного використання може бути або через те, що матеріал містить значну кількість токсичних компонентів, видалення яких є дорогим, або через відсутність розвитку відповідних технологій. Показник потенціалу повторного використання зростає зі збільшенням технологічних можливостей, що дозволяють відновлювати більше матеріалів. Це вказує на те, що запропонована концепція залежить від часу. Потенціал повторного використання також залежить від географічних факторів, оскільки можливість повторного використання залежить від регіону (через відмінності в якості матеріалів і рівні технологічного розвитку). Таким чином, визначення часового та географічних характеристик є важливим для розрахунку показника потенціалу повторного використання. Нарешті, на потенціал повторного використання впливає кількість відходів. При великій кількості певних відходів, за інших рівних умов, потреба в технологічному розвитку зростає, а потенційна цінність повторного використання зменшується без розробки нових технологій. Подальшим розвитком вказаного показника є показник потенціалу відновлення ресурсів [197], який включає рециклінг (для заміщення вихідної сировини), неенергетичне відновлення (для заміщення інших матеріалів) і відновлення енергії (для заміщення палива).

Також розроблено інструмент підтримки прийняття рішень для швидкої оцінки потенціалу відновлення ресурсів з потоків органічних відходів REVAMP (осад стічних вод та інші органічні тверді відходи) [198]. Цей інструмент розраховує потенційну кількість відновленого продукту, вміст енергії та цінних речовин, а також потенційний дохід, який можна отримати від продажу за різними сценаріями. Це допомагає оцінити загальні ресурси та потенціал повторного використання, доступний у стічних водах міста та інших

потоках органічних відходів, а також їхню фінансову цінність. Застосований підхід базується на аналізі матеріальних потоків з лінійними залежностями між фізичними та хімічними параметрами потоків відходів і потенційними кількостями відновлених ресурсів.

Розрахунок зазначених показників не може вважатись повноцінною методологією, оскільки передбачає лише відносне оцінювання частки відходів, які можуть бути перероблені, і не дають уявлення про те, які і скільки ресурсів з них можуть бути відновлені.

Таким чином, незважаючи на цінність і внесок вищенаведених робіт, вони не містять повноцінної методології, використовують різні підходи і орієнтовані лише на певні види відходів.

Нами розроблена комплексна методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів, в тому числі їхніх небезпечних компонентів, кінцевим результатом якої є чисельне значення конкретних ресурсів, які можуть бути вилучені із відходів. Схематичне зображення застосування методології наведено на рис. 4.1.

Запропонована методологія складається із чотирьох етапів:

- 1) оцінювання кількості відходів;
- 2) складання матеріального балансу відходів;
- 3) визначення вмісту ресурсів;
- 4) техніко-економічна оцінка можливості вилучення ресурсів.

Очевидно, що починати оцінювати ресурсний потенціал відходів необхідно із оцінювання кількості відходів, в яких ці ресурси містяться. На цьому етапі може бути декілька стратегій. Найкоректніша оцінка буде отримана, якщо є дані щодо роздільно зібраних відходів, для яких оцінюється ресурсний потенціал – у такому випадку ми матимемо достовірну інформацію щодо кількості відходів певного виду, які нас цікавлять. Ці дані можуть бути отримані в підрозділах органів місцевого самоврядування, відповідальних за управління відходами, на підприємствах (якщо оцінюється потенціал

конкретного виду промислових відходів), в Державній службі статистики, яка збирає дані в розрізі груп відходів. Якщо дані щодо роздільно зібраних відходів відсутні, то доцільно використати дані щодо кількості змішаних відходів. Однак, у цьому випадку необхідно додатково визначати вміст тих відходів, для яких оцінюється ресурсний потенціал.

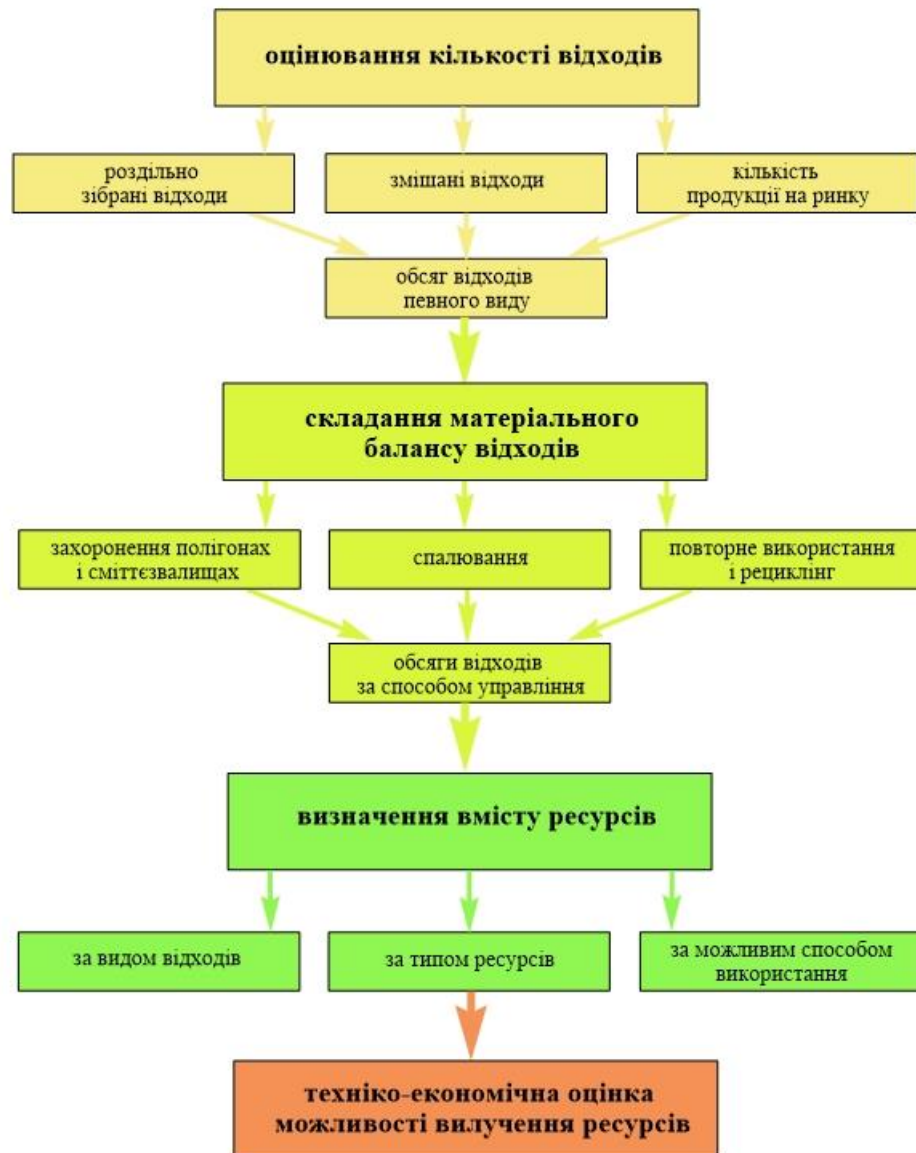


Рисунок 4.1 – Методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів

Для деяких категорій відходів це можливо (наприклад, для побутових відходів – шляхом аналізу морфологічного складу), але для інших – може бути

досить складним завданням. Альтернативою може бути розрахунок обсягу відходів через кількість продукції певного типу на ринку. Даний метод знайшов застосування для окремих видів відходів – в першу чергу відходів електричного та електронного обладнання [199].

Для розрахунків використовується Міжнародна стандартизована методологія визначення обсягу електронних відходів, яка була розроблена в рамках програми UNU SCYCLE. Методологія передбачає використання наступних показників:

1. Загальна кількість розміщеного на ринку електричного та електронного обладнання (ЕЕО) (кг/чол.). Відображає розмір національного ринку електронних товарів.

2. Загальна кількість утворених електронних відходів (кг/чол).

3. Офіційно зібрані електронні відходи (кг/чол).

Загальна кількість розміщеного на ринку ЕЕО (РОМ) може бути розрахована за формулою:

$$РОМ = P + I - E, \quad (4.1)$$

де P – виробництво ЕЕО, тонн; I – імпорт ЕЕО, тонн; E – експорт ЕЕО, тонн.

Кількість утворених електронних відходів (W) можна знайти так:

$$W = \sum_{t=t_0}^n POM(t) \times L^{(p)}(t, n), \quad (4.2)$$

де n – рік, для якого проводиться розрахунок; t_0 – рік початку експлуатації ЕЕО; $L^{(p)}(t, n)$ – параметр, який показує частку ЕЕО, яка виводиться з експлуатації у рік t.

Можна також використовувати спрощену версію формули (4.2), якщо немає статистичних даних щодо окремих типів ЕЕО [200]:

$$W = РОМ (n - L^{av}), \quad (4.3)$$

де L^{av} – середній строк експлуатації ЕЕО, років.

На другому етапі складається матеріальний баланс відходів: оцінюється, скільки яких видів відходів захоронюється на полігонах і сміттєзвалищах, спалюється, повторно використовується або піддається рециклінгу. Очевидно,

що ті відходи, які в системі управління відходами відправляються на захоронення або спалювання, втрачають свій ресурсний потенціал. Однак, при зміні системи управління відходами ці ресурси можуть бути вилучені із відходів. Наприклад, зараз, більшість пластику, вилученого з електронних відходів, відправляється на сміттєзвалища або сміттєспалювальні заводи. Проте технології сортування пластику інтенсивно розробляються (наприклад, Раманівська інфрачервона ідентифікація, сортування пінною флотоцією та трибоелектричне сортування [201]). У найближчі кілька років ці технології, ймовірно, сприятимуть збільшенню використанню пластику з електронних відходів як ресурсу. Кінцевим результатом другого етапу є обсяги відходів за способом управління.

На третьому етапі визначається вміст ресурсів – в першу чергу, у тих відходах, які на попередньому етапі були ідентифіковані для повторного використання / рециклінгу. Також вміст ресурсів доцільно визначати і для тих потоків відходів, які на даний час відправляються на сміттєзвалища або сміттєспалювальні заводи – щоб у майбутньому, при розвитку технологій і зміні системи управління відходами, можна було оцінити ресурсний потенціал і цієї частини відходів. Визначення вмісту ресурсів можна здійснювати за видом відходів (побутові, промислові, осад стічних вод, відходи електричного та електронного обладнання або відходи окремого типу обладнання, тощо; це особливо актуально для тих видів відходів, які збираються роздільно); за типом ресурсів (наприклад, пластик, метали, або конкретні елементи / речовини); за можливим способом використання (ресурси, які можуть бути відновлені без переробки – наприклад, при демонтажі; ресурси, для відновлення яких необхідна переробка – термічна, фізична, хімічна, тощо). Дані, отримані на цьому етапі є теоретичними.

На завершальному етапі здійснюється техніко-економічна оцінка можливості вилучення ресурсів, яка дозволяє оцінити обсяг ресурсів, які можна отримати із відходів на практиці – із врахуванням технологій, які можуть бути

застосовані для вилучення цінних компонентів, вартості процесу вилучення (капітальні видатки на обладнання, поточні видатки на його обслуговування тощо), вартості вилучених ресурсів та вартості сировини, яку ними можна замінити, логістики (в т.ч. системи управління відходами) та інших впливних факторів.

4.2 Оцінка потоків небезпечних компонентів побутових відходів в Україні

4.2.1 Обсяги утворення небезпечних компонентів побутових відходів в Україні

Сьогодні у світі спостерігається зростання кількості небезпечних відходів у побутовому секторі (до 7 кг/рік на 1 людину в ЄС [19]). Однак однією із причин є збільшення потоків відходів електричного та електронного обладнання (ВЕЕО) і покращення сортування відходів, а відтак – і обліку НПВ.

Відповідно до законодавства багатьох країн такі відходи повинні збиратись окремо для попередження їх змішування з іншими відходами і подальшого забруднення довкілля. Однак у багатьох країнах, в т. ч. Україні, через низьку ефективність роздільного збирання побутових відходів більша частина НПВ змішується з іншими відходами і потрапляє, в основному, на полігони. Таким чином, знання об'ємів утворення НПВ є важливим для оцінювання їхніх потоків і розроблення ефективних методів управління ними.

Автором проведено ґрунтовний аналіз літератури, присвяченої небезпечним побутовим відходам. Складність оцінювання об'ємів утворення НПВ пояснюється такими головними факторами: 1) відсутність єдиного загальноприйнятого переліку НПВ (деколи в цю категорію включають частину або всі відходи електричного та електронного обладнання або старі транспортні засоби); 2) наявність систем обліку, у кращому випадку, лише деяких

найпоширеніших НПВ (наприклад, батарейок); 3) відсутність повноцінного (ефективного) окремого збирання НПВ. Таким чином, статистика утворення НПВ може бути отримана переважно із нечастих наукових досліджень.

Навіть в країнах ЄС, незважаючи на ефективне законодавче і організаційне забезпечення, а також занепокоєння громадськості, значна частина небезпечних побутових відходів не включена в спеціальні системи збирання. Наприклад, станом на 2014 рік в країнах ЄС було зібрано лише близько 40% всіх батарейок. У країнах Східної Європи цей показник є значно нижчим. Тому кількість окремо зібраних небезпечних відходів, яка часто подається в офіційній статистиці, не відображає реальних об'ємів їх утворення.

Для проведення дослідження було проведено аналіз літературних даних, реєстрів Державної служби статистики України та інших відкритих інформаційних ресурсів [58]. При цьому варто розрізняти серед побутових відходів комерційні та домашні відходи. Дані щодо небезпечних побутових відходів є лише по комерційній частині відходів (всі підприємства і організації подають дані у Державну службу статистики України). А дані щодо вмісту небезпечних компонентів у домашніх відходах відсутні, оскільки ця категорія не виокремлюється і входить до категорії «інші відходи». Таким чином, статистика утворення НПВ може бути отримана переважно із рідкісних наукових досліджень.

Обліку НПВ, як окремої категорії, в Україні не ведеться. Оціночна кількість небезпечних відходів у складі побутових відходів, наведена у Національних доповідях про стан навколишнього природного середовища [202], складає близько 0,5–3 тис. тонн/рік (рис. 4.2).

У 2017–2019 рр. спостерігається значне зменшення кількості НПВ, яке не може бути пояснене об'єктивними факторами – зокрема, загальна кількість побутових відходів у цей період продовжувала зростати. Таким чином, такі флуктуації, ймовірно, пояснюються неточностями обліку НПВ.

Очевидно, що вищенаведені дані не враховують всіх НПВ, а лише ті, які утворюються в домогосподарствах. Однак, побутові відходи від комерційних організацій також включені у загальний потік побутових відходів. Отже, їх також потрібно враховувати при оцінюванні обсягів НПВ. Тому додатково було проаналізовано дані Державної служби статистики України [203]. Кількість утворених в комерційному секторі та утилізованих відходів, які можуть бути віднесені до НПВ, наведено у табл. 4.1. При цьому, ці дані формуються із звітності організацій та підприємств, тобто фактично охоплюють лише так звані комерційні відходи.

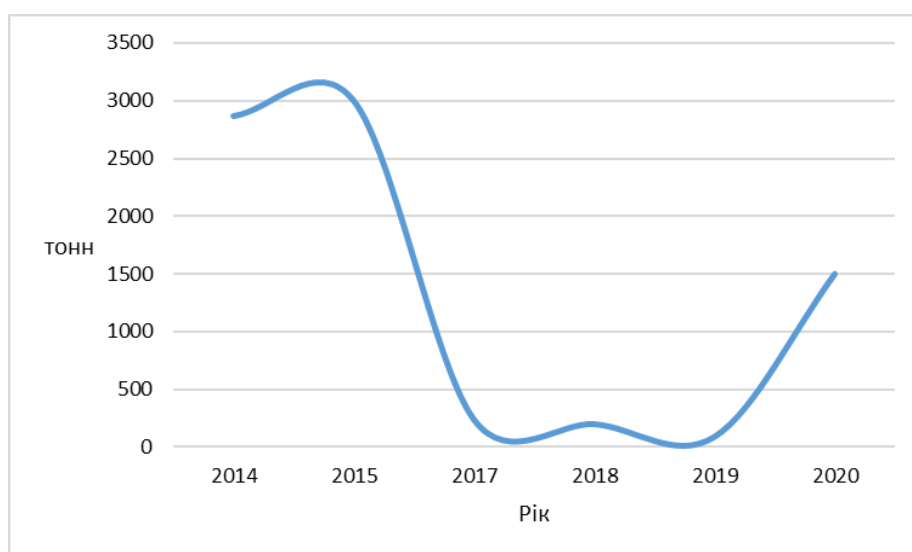


Рисунок 4.2 – Оціночна кількість небезпечних відходів у складі побутових відходів

При кількості утворених побутових відходів близько 11–12 млн. тонн на рік, частка НПВ в Україні складає 0,03–0,1% або 0,24 кг/рік на 1 людину, із врахуванням комерційного сектору – 0,08–0,14% (до 0,4 кг/рік на 1 людину) [204–206], що є на порядок менше, ніж у країнах ЄС (до 1,2% [211]) чи, наприклад, в Японії – близько 2 кг/рік на 1 людину [207]. Тому, українські дані, ймовірно, є суттєво заниженими через велику кількість неврахованих відходів. Таким чином, при недостатньому контролі достовірність цих даних може викликати сумнів.

Таблиця 4.1 – Утворення та утилізація небезпечних побутових відходів, утворених у комерційному секторі України, дані взято з [203]

Тип відходів	2017 рік		2018 рік		2019 рік		2020 рік	
	Утво-рено, тонн	Утилі-зовано, тонн	Утво-рено, тонн	Утилі-зовано, тонн	Утво-рено, тонн	Утилі-зовано, тонн	Утво-рено, тонн	Утилі-зовано, тонн
Добрива тваринні та рослинні зіпсовані, забруднені або неідентифіковані	2381	2381	2142	0,1	–	0,1	–	0,1
Засоби хімічного оброблення насіння та захисту рослин	1,5	–	3,9	–	4,1	–	5,4	–
Прилади електропобутові, посуд, товари побутові інші зіпсовані чи забруднені (роздрібна торгівля)	3637,2	–	1058,3	–	767,7	–	604,9	–
Засоби парфумерно-косметичні, що містять шкідливі речовини (роздрібна торгівля)	–	–	6,2	–	3,5	1	11,7	1,3
Препарати фармацевтичні та прилади лікарські зіпсовані, забруднені, прострочені (роздрібна торгівля)	16	–	10,3	–	80,3	47,7	16	58,1
Продукти хімічні зіпсовані чи забруднені (роздрібна торгівля)	0,1	12,3	5	–	0,1	109,2	0,2	12,5
Машини, верстати, устаткування зіпсовані чи забруднені	–	–	–	–	0,2	–	0,2	–
Продукти й товари, забруднені радіонуклідами та (або) шкідливими (небезпечними) речовинами	–	–	–	–	–	–	–	–
Батареї свинцеві зіпсовані або відпрацьовані	1806,2	–	1777,8	10658,8	1687	20644,4	1679,5	22908,2
Батареї нікелево-кадмієві зіпсовані або відпрацьовані	55,5	–	59,9	–	71,5	–	21,3	–
Елементи ртутні сухі зіпсовані або відпрацьовані	–	–	6,2	–	2,4	–	–	–
Батареї лужні зіпсовані або відпрацьовані	74,9	0,3	58,7	0,05	47,4	0,1	20,9	–
Батареї та акумулятори інші зіпсовані або відпрацьовані	480	116,4	572,2	125,8	517,1	15,9	530,2	7,1
Електроліт із батарей та акумуляторів відпрацьований	843,5	92,7	1195,7	72,2	1121,1	10,2	948,8	8,2
Олія та жири харчові зіпсовані або використані	403,9	15,6	201,4	–	313,5	–	920,5	–
Матеріали з вмістом азбесту зіпсовані або відпрацьовані	282	1,6	91,3	5,1	69,1	5,2	52,8	5,9
Фарби, емалі, лаки, чорнила, речовини для склеювання зіпсовані або відпрацьовані	676,5	62,1	604,7	43,3	415	69	275,7	21,6
Розчинники зіпсовані або відпрацьовані	865,9	15,1	544,4	9,9	334,3	30,6	418,1	23
Кислоти в рідкому й твердому стані зіпсовані або відпрацьовані	5,4	936,7	4,1	–	5,7	1144,7	7,5	909,6
Луги зіпсовані або відпрацьовані	76,4	–	82,1	–	123,4	–	0,5	–
Засоби мийні зіпсовані або відпрацьовані	191,6	167	165,8	137,8	122,6	74,1	109,2	92,4
Фотохімікати зіпсовані або відпрацьовані	17,5	1,1	16,9	–	16,6	5,1	13,5	2,7
Батарейки зіпсовані або відпрацьовані	7,2	–	11,4	–	11,4	–	18,5	–
Лампи люмінесцентні та відходи, які містять ртуть	587,3	381,5	542,2	467	492,6	214,7	441,5	185,4
Частини тіла та органи	65,7	–	71,6	–	79	11,5	108,2	91,4

Продовження табл. 4.1

Відходи, що утворюються під час дезінфекції, дезінсекції, дератизації	70,6	–	139,9	–	157,9	–	146,5	24,5
Відходи інфекційні інші	72,2	1,3	100,5	6,1	96	216	253,1	164,6
Голки зіпсовані або використані (ветеринарні установи)	1,0	–	1,1	–	1,4	0,4	1,7	0,5
Прилади та інструменти для послуг ветеринарних інші зіпсовані або використані	2,1	–	1,3	–	4,2	–	3,2	0,4
Відходи від надання послуг ветеринарних інші	1,0	–	1,9	–	5,5	–	4,3	–
Препарати та речовини фармацевтичні (у т. ч. ветеринарні), засоби і товари лікарські (у т. ч. аерозолі)	21,2	11,7	27,2	6,1	45,9	439,4	210,4	53,4
Речовини знезаражувальні та антисептичні зіпсовані, відпрацьовані або неідентифіковані	0,3	–	0,8	–	1,7	–	1,7	–
Засоби захисту від хімічних або бактеріальних аерозолів зіпсовані або відпрацьовані	0,9	0,1	2,6	0,2	2,8	63,2	6,5	2,2
Всього	12645	4197	9507	11532	6601	23102	6833	24573

Як видно із табл. 4.1, загальна динаміка є позитивною – стабільне зменшення обсягів НПВ (майже вдвічі) при зростанні загальних обсягів побутових відходів (з 11 до 12 млн. тонн на рік за період 2017–2020 рр.). Крім того, ці значення є на порядок більшими, ніж вищенаведені з інших офіційних джерел. Одним з небагатьох видів НПВ, маса яких, навпаки, зростає, є батарейки. Оскільки батарейки є основним компонентом НПВ у домогосподарствах [208], то цим можна пояснити зростання обсягів НПВ у домашніх відходах (див рис. 4.2) – на відміну від динаміки зменшення маси НПВ, які також враховують комерційний сектор (табл. 4.1).

Окрім батарейок, зростання маси за період 2017–2020 рр. виявлено лише для декількох груп НПВ: засоби хімічного захисту рослин (пестициди); харчова олія та жири; забруднені пакувальні і фільтрувальні матеріали та захисний одяг; медичне обладнання та інструменти. Окремо потрібно відзначити суттєве збільшення обсягів медичних інфекційних відходів (більш, ніж втричі). Причиною такого зростання може бути вдосконалення системи обліку медичних відходів (в рамках медичної реформи) та контролю за окремим збиранням інфекційних відходів. По всіх інших НПВ спостерігається

скорочення обсягів утворення. При цьому, найбільш суттєве зменшення – по електричним побутовим приладам (в 6 разів). Очевидних причин такого зменшення немає – продажі електроприладів, навпаки, зростають. Також в Україні поки так і не запрацювала система збирання та утилізації відходів електричного та електронного обладнання. Тому таку динаміку неможливо пояснити об'єктивними факторами.

Серед усіх НПВ найбільше утворюється непридатного обладнання та приладів – від 0,5 до 3,5 тис. тонн/рік, батарейок та акумуляторів (включно з відпрацьованим електролітом) – понад 3 тис. тонн/рік, відходів добрив – понад 2 тис. тонн/рік, харчових олій і жирів – майже 1 тис. тонн/рік, медичних відходів і люмінесцентних ламп та інших ртутьвмісних відходів – по 0,5 тис. тонн/рік.

Позитивною є динаміка утилізації НПВ – відзначається постійне збільшення обсягів утилізованих НПВ, особливо суттєве – у 2019–2020 рр. Так, у порівнянні з 2017 р. маса утилізованих НПВ зростає у більш, ніж 5 разів. При цьому, обсяг утилізованих відходів часто перевищує утворення НПВ – ймовірно, у зв'язку із утилізацією раніше утворених та накопичених НПВ. Це свідчить про значне покращення системи поводження з відходами. Найбільш позитивна динаміка утилізації фармацевтичних препаратів, свинцевих акумуляторів, медичних інфекційних відходів, і особливо медичних приладів та інструментів. По деяким категоріям спостерігається, навпаки, зменшення – це, наприклад, мийні засоби, люмінесцентні лампи. Позитивна тенденція в утилізації НПВ досягається, в першу чергу, за рахунок переробки свинцевих акумуляторів – близько 23 тис. тонн/рік, що складає майже 90% всіх утилізованих у 2020 р. НПВ. Також відносно багато утилізується кислот і медичних приладів та інструментів (по майже 1 тис. тонн/рік). У відносних показниках найбільше утилізується мийних засобів – понад 80%. Утилізація решти НПВ відбувається дуже повільно.

4.2.2 Порівняльний аналіз обсягів утворення небезпечних компонентів побутових відходів в Україні та країнами Східної Європи

Здійснений порівняльний аналіз статистичних даних країн Східної Європи (Україна, Польща, Чехія, Словаччина, Румунія, Болгарія). Також вивчено ринки продукції, яка є джерелом НПВ у Східній Європі (кількість виробленої, імпортованої, проданої продукції).

Болгарія

Із загальної кількості небезпечних відходів (понад 13 млн. тонн/рік), що утворюються в Болгарії, лише невелика частина (22 тис. тонн) утворюється разом із побутовими відходами: 14 тис. тонн у комерційних установах та 8 тис. тонн у домогосподарствах [209]. При загальній кількості побутових відходів 2,7–2,8 мільйона тонн/рік у 2012 році, частка НПВ становить 0,8% або 3,1 кг/рік на особу. Кількість НПВ зросла до 52 тис. тонн/рік у 2016 році [209] (7,4 кг/рік на особу), що відповідає 3,2% частки в загальній масі побутових відходів. З урахуванням ВЕЕО (5-6 кг/рік на особу [210]), частка НПВ може сягати 5%. Наразі Болгарія активно впроваджує Національний план управління відходами, який передбачає суворий контроль за НПВ. Увага буде приділена повторному використанню потенційно небезпечних відходів або їхніх компонентів з домогосподарств за допомогою освітніх, економічних та інших заходів, таких як підтримка або створення акредитованих центрів та мереж повторного використання, особливо в густонаселених районах. Ці дії в першу чергу вплинуть на утворення небезпечних відходів у домогосподарствах. Запобігання утворенню НПВ включено до проекту в рамках болгарсько-швейцарської програми співробітництва. Його метою є впровадження пілотних моделей роздільного збору НПВ та створення основної інфраструктури. Впровадження значно зменшить утворення НПВ [210].

Чехія

Одне з небагатьох прямих вимірювань вмісту НПВ у відходах було проведено в Чехії. Згідно з результатами, вміст НПВ у свіжих побутових відходах у двох чеських містах становив 0,6–0,8% [211]. Хоча частка НПВ була значно вищою (2,1%) у побутових відходах, відібраних на полігоні побутових відходів. Це може бути пов'язано з розкладанням органічної фракції та зменшенням загальної маси відходів. За тієї ж маси НПВ це призводить до збільшення їхньої частки. Середнє утворення НПВ становить до 2,7 кг/рік на особу. Більший розкид результатів отримано в іншому дослідженні [212]: від 0,1% до 2,2% у різних домогосподарствах. Водночас, за офіційною статистикою, частка НПВ значно менша – 0,3% [209]. Цікаво, що за іншими статистичними даними [213] вміст НПВ зменшився з 0,27% до 0,19% за останні кілька років. Батарейки становлять близько 30% НПВ у Чехії. Згідно з Планом управління відходами Чеської Республіки на період 2015–2024 років, утворення НПВ мало зрости до 12700 тонн/рік у 2024 році.

Польща

При загальному обсязі утворення НПВ 117 тис. тонн/рік їхня частка у польських побутових відходах становить близько 0,8% [214]. Це відповідає 3 кг/рік на особу. Більше того, вміст НПВ у відходах із сільської місцевості вищий порівняно з міськими відходами. За останні 20 років кількість НПВ суттєво не змінилася. Для порівняння, у 2005 році в Польщі було утворено близько 116 тис. тонн НПВ, що становить 0,7% від маси побутових відходів. Утворення різних типів НПВ у Польщі представлено в табл. 4.2.

Як видно, понад 30% НПВ у Польщі припадає на фарби, лаки, клеї. Інші вагомі складові включають батарейки, олії та відходи електронно-електричного та електронного обладнання. Цікаво, що, згідно з останньою офіційною статистикою [209], вміст НПВ у Польщі зменшився до 0,1%. Хоча, враховуючи велику різницю в статистиці утворення НПВ за різні роки, ці дані не можна вважати достовірними. Наприклад, за одним із досліджень [214], вміст НПВ в

одному з польських міст становив 2,7% (9,2 кг/рік на особу).

Таблиця 4.2 – Утворення НПВ в Польщі [215]

Тип НПВ	Маса, т/рік
Батарейки та акумулятори	12220
Миючі засоби	5090
Фотореагенти	2040
Фарби, лаки, клеї	35640
Кислоти і луги	1020
Люмінесцентні лампи та інші ртутьвмісні відходи	5090
Медичні відходи	4070
Олії та жири	10180
Пестициди	5090
Відходи електричного та електронного обладнання	10180
Деревина, просочена небезпечними речовинами	5090
Фреон-вмісні прилади	3050
Розчинники	3050
Всього	101810

Румунія

При загальному обсязі утворення НПВ понад 41 тис. тонн/рік [209], їх середній вміст у побутових відходах Румунії становить близько 1,2% (2 кг/рік на особу). Однак, наприклад, у м. Клуж-Напока НПВ не були виявлені [216]. Водночас, кількість ВЕЕО, що збираються в Румунії, становить 1–2 кг/рік на особу [210], що становить близько 10% від загальної кількості ВЕЕО, розміщених на ринку. Таким чином, частка НПВ може зрости до 2,5% із врахуванням ВЕЕО. Крім того, щорічно в Румунії продається приблизно 7 мільйонів люмінесцентних ламп. Якщо припустити, що близько половини цієї кількості використовується в домогосподарствах та комерційних будівлях, а середня маса лампи становить близько 285 г, то загальна маса люмінесцентних ламп у побутових відходах Румунії становить до 1000 тонн на рік. У румунському законодавстві особлива увага приділяється медичним відходам. Персонал лікарень та інших медичних закладів відповідає за роздільний збір інфекційних медичних відходів. Також деякі види небезпечних відходів

(обладнання, що містить поліхлоровані біфеніли (ПХБ) / поліхлоровані терфеніли (ПХТ), пестициди з простроченим терміном придатності, хлорорганічні розчинники, відпрацьовані оливи, інфекційні відходи, батарейки та акумулятори) включені до переліку стратегічних цілей для певних потоків небезпечних відходів Національної стратегії управління відходами Румунії.

Словаччина

Згідно з офіційною статистикою [217], кількість роздільно зібраних НПВ у Словаччині постійно зростає (з 1196 до 9056 тонн/рік за останні 20 років). Це може бути пов'язано з підвищенням ефективності роздільного збору відходів. Водночас вміст НПВ у побутових відходах збільшився з 0,08% до 0,42% (до 1,7 кг/рік на особу) або 0,3% (6000 тонн, 1,1 кг/рік на особу), без врахування ВЕЕО, а за іншими даними [218] – до 1,0 та 1,1% у багатоквартирних та приватних будинках відповідно. У багатьох словацьких містах НПВ збираються у спеціальних центрах збору, а також кілька разів на рік від приватних будинків. Таким чином, досягається ефективний збір НПВ та отримання достовірних даних про кількість НПВ. У табл. 4.3 наведено масу роздільно зібраних НПВ у 2017 році.

Таблиця 4.3 – НПВ, роздільно зібрані у Словаччині, 2017 р. [217]

Тип НПВ	Маса, т/рік
Розчинники	15,43
Кислоти і основи	2,64
Фотохімічні агенти	0,46
Пестициди	8,55
Люмінесцентні лампи та інші ртутьвмісні відходи	34,9
Обладнання, яке містить хлорфторвуглеводні	2475,39
Олії та жири	147,99
Фарби, лаки, клеї	440,54
Миючі засоби	5,65
Медичні відходи	0,1
Батарейки і акумулятори	2869,9
Відходи електричного та електронного обладнання	3104,81
Деревина, просочена небезпечними речовинами	0,02
Всього	9105

Очікувано, найбільшу частку серед НПВ становлять ВЕЕО та батарейки. Також слід відзначити великі обсяги обладнання, що містить хлорфторвуглеводні. На ці 3 категорії припадає близько 90% НПВ у Словаччині.

Таким чином, найбільша кількість НПВ утворюється в Польщі (понад 100 тис. тонн/рік), очевидно, через відносно велику чисельність населення цієї країни. Найменша кількість НПВ (в середньому) утворюється в Словаччині та Україні (менше 10 тис. тонн/рік). Для Словаччини низький обсяг зрозумілий, оскільки населення країни та кількість утворених побутових відходів є найменшими серед досліджуваних країн. Однак для України з найбільшою чисельністю населення та кількістю побутових відходів у регіоні ця кількість занадто низька. Цілком ймовірно, що має місце недооцінка утворення НПВ через низьку ефективність моніторингу в управлінні відходами. Цікаво, що найнижчі питомі значення також спостерігаються в Україні та Словаччині – відповідно 0,25 та 1,7 кг/рік (табл. 4.4).

Таблиця 4.4 – Утворення НПВ у країнах Східної Європи

Показник	Болгарія	Чехія	Польща	Румунія	Словаччина	Україна
Утворення НПВ, тонн	22000–52000	3600–78000	117000	41591	9056	9578
Частка НПВ у побутових відходах, %	0,8–3,2	0,1–2,2	0,1–2,7	1,2	0,3–1,1	0,1
Питоме утворення НПВ, кг/рік на 1 людину	3,1–7,4	2,7	3–9,2	2	1,1–1,7	0,25

В той же час, найбільша кількість НПВ серед країн Східної Європи утворюється у Польщі та Болгарії – 7,4 та 9,2 кг/рік на 1 людину відповідно. Для порівняння, середнє утворення НПВ в Австрії – 1–1,5 кг/рік на 1 людину, в Китаї – 2,2 кг/рік на 1 людину. Таким чином, кількість НПВ у деяких країнах Східної Європи досить висока.

За часткою у побутових відходах найнижчий вміст НПВ виявлено в Україні (0,1%), що значно менше порівняно з іншими країнами Східної Європи. Водночас, найбільша частка НПВ виявлена в Болгарії та Польщі (відповідно 3,2% та 2,7%), що значно вище середнього показника по ЄС. Однак більшість результатів з цих країн, а також у Румунії, близькі до середньоєвропейського вмісту (1%). У Чехії та Словаччині багато дослідників наводять ще нижчу частку НПВ – 0,8% та 0,4% відповідно.

Батарейки і акумулятори є основним компонентом НПВ за масою. У країнах ЄС [1,136] близько 0,25% маси ПВ та близько 50% НПВ – це батарейки та акумулятори. У деяких країнах Східної Європи (Словаччина, Україна) їхня частка становить 30–35%. Наприклад, у Польщі щорічно утворюється понад 12 тис. тонн відпрацьованих побутових батарейок (менше 15% маси НПВ) [61]. Іншими важливими компонентами НПВ у Східній Європі є: а) фарби, лаки та клеї (частка в Польщі – до 35%); б) обладнання, що містить хлорфторвуглеводні, та небезпечні ВЕЕО (частка в Словаччині 27% та 34% відповідно).

Частка одного з найнебезпечніших компонентів НПВ, ртутьвмісних відходів, включаючи люмінесцентні лампи, є відносно низькою – від 0,4% у Словаччині до 5% та 6% у Польщі та Україні відповідно. Водночас, найбільше утворення на душу населення було зафіксовано в Польщі – понад 130 г/рік.

Варто зазначити, що значний розкид результатів навіть у межах однієї країни свідчить про суттєві відмінності у підходах до оцінки вмісту НПВ та недосконалу систему обліку їх утворення.

4.2.3 Порівняльний аналіз потоків небезпечних компонентів побутових відходів в Україні та розвинутих країнах на прикладі Австрії

Найважливішими НПВ в Австрії є старі фарби, лаки та розчинники (30%), відпрацьовані батарейки (26%), відпрацьовані олії та суміші олів (25%), хімічні

залишки (8%), аерозолі (4%) та прострочені ліки (3%) [219]. Річний обсяг НПВ, що збираються окремо в Австрії, становить приблизно 19400 тонн, включаючи 5346 тонн відпрацьованих батарейок [220]. Крім того, деякі НПВ потрапляють у змішані побутові відходи. З 1,776 млн т/рік змішаних побутових відходів НПВ становлять 0,6% [220] (близько 10600 т/рік), включаючи 1780 т/рік відпрацьованих батарейок (0,1% змішаних відходів). Таким чином, загальне утворення НПВ становить понад 30000 т/рік (3,3 кг/людину). Серед НПВ найповніша статистика доступна щодо відпрацьованих батарейок. Загальне утворення відпрацьованих батарейок в Австрії оцінюється у 3900 т/рік. Система управління відходами охоплює щонайменше 2880 т/рік: роздільний збір (2380 т/рік, включаючи 160 тонн літєвих батарейок), у складі продукції, яка переробляється (590 т/рік), та захоронення на полігонах (70 т/рік). Ще 860 т/рік зберігається в домогосподарствах або збирається разом із залишковими відходами (до 110 г на душу населення) [57,221]. Річна кількість відходів, що утворюються австрійськими медичними закладами, становить понад 47 тис. тонн, тоді як частка небезпечних відходів серед них становить близько 1,9% (890 т/рік) [222], що відповідає загальній кількості медичних відходів, зібраних окремо від побутових відходів. Таким чином, можна припустити, що всі медичні відходи в домогосподарствах Австрії збираються окремо. Інформація про рівень збору інших медичних відходів відсутня. За цих обставин можна припустити, що відсотковий вміст фракцій медичних відходів у роздільно зібраних медичних відходах приблизно відповідає їх відсотковому вмісту в загальних медичних відходах. Окремо зібрані медичні відходи охоплюються системою переробки та відновлення ресурсів Австрії. НПВ у змішаних залишкових відходах (разом з іншими відходами) піддаються або спалюванню, або механіко-біологічній та термічній обробці, і, зрештою, невелика частина (залишки) потрапляє на полігон. Однак, даних про обсяги НПВ, що переробляються тим чи іншим способом, немає. Існує лише обмежена статистична інформація щодо відпрацьованих батарейок і акумуляторів. Під

час механіко-біологічної обробки відходів, окрім сортування, металеві частини батарейок розділяються: утворюється фракція, що відправляється на полігон, та фракція з високою теплотворною здатністю. Остання спрямовується на виробництво альтернативного палива з відходів. Частки батарейок у відповідних вихідних потоках механіко-біологічного заводу оцінюються таким чином: 8% на полігон, 17% на виробництво альтернативного палива та 75% на відновлення металу [223].

Як було зазначено вище, обліку НПВ, як окремої категорії, в Україні не ведеться. Оціночна кількість небезпечних відходів у складі побутових відходів, наведена у Національних доповідях про стан навколишнього природного середовища [202] має значний розкид в діапазоні 90–1500 тонн/рік. Дані щодо категорій небезпечних відходів, які входять в це число, відсутні. Кількість утворених в комерційному секторі та утилізованих відходів, які можуть бути віднесені до НПВ, наведено у табл. 4.5 [224].

Таблиця 4.5 – НПВ у комерційних відходах

Тип НПВ	Маса, тонн (2019)
Пестициди	4,1
Косметичні вироби	3,5
Медичні відходи	474,7
Хімічні речовини	16,7
Батареї та акумулятори	649,8
Відпрацьовані олії і мастила	313,5
Азбесто-вмісні відходи	69,1
Фарби, лаки, розчинники	749,3
Кислоти і луги	129,1
Засоби чищення	122,6
Люмінесцентні лампи	492,6
Всього	3025

Серед усіх НПВ найбільше утворюється лаків, фарб і розчинників, батарейок і акумуляторів (обох більше 0,5 тис. тонн/рік), люмінесцентних ламп і медичних відходів – обох близько 0,5 тис. тонн/рік.

Таким чином, загальна кількість НПВ в Україні може бути до 4,5 тис. тонн/рік (НПВ у комерційних відходах і НПВ у побутових відходах).

Незважаючи на значні відмінності у обсягах НПВ (рис. 4.3), їхня структура в Австрії та Україні (рис. 4.4) є досить схожою: близько половини маси НПВ припадає на використані фарби, лаки, розчинники і відпрацьовані батарейки. Натомість, частки інших категорій НПВ суттєво відрізняються. В Україні значно більша частка медичних відходів (хоча питома кількість утворення медичних відходів в Австрії в 5 разів більша), і значно менша частка відпрацьованих олій і мастил та хімічних залишків. Наприклад, відпрацьовані олії та мастила в Україні в основному виливаються до побутових чи промислових стічних вод, тому майже не враховується у статистиці утворення відходів. Таким чином, неналежна звітність щодо деяких відходів в Україні може призвести до некоректного збільшення частки інших відходів.

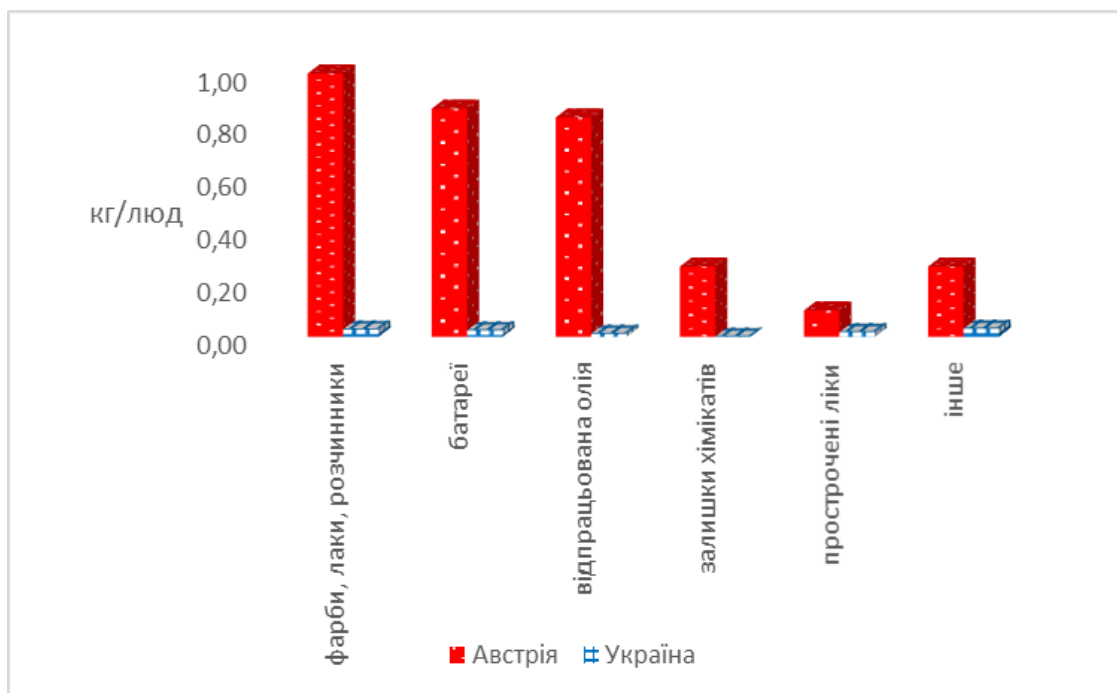


Рисунок 4.3 – Річне утворення небезпечних побутових відходів в Австрії та Україні

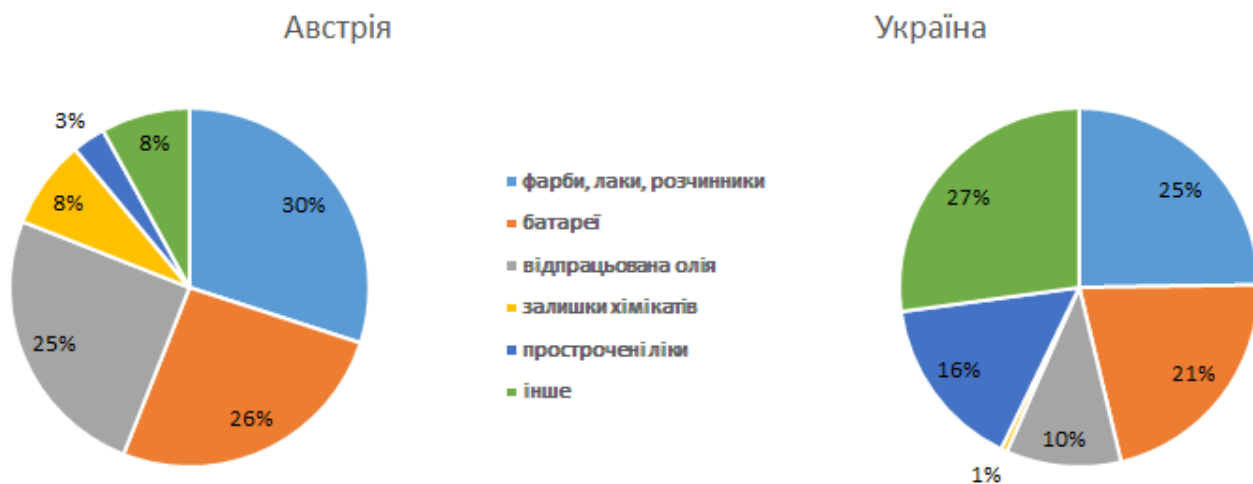


Рисунок 4.4 – Структура НПВ в Австрії та Україні

На основі вищенаведених статистичних даних було оцінено матеріальні потоки НПВ в Австрії та Україні (рис. 4.5, 4.6).

Як зазначалося вище, в Україні окремо збирається лише частина відпрацьованих батарейок, люмінесцентних ламп та дуже мало інших ртутьвмісних відходів. Однак достовірної статистичної інформації щодо кількості НПВ, зібраних в Україні, немає, оскільки збір НПВ є фрагментованим та неефективним. Згідно з базою даних ООН UN Comtrade, Україна імпортує близько 4000 тонн батарейок щорічно. Найбільшу частку складають цинк-вугільні батарейки (понад 2000 т/рік) та літій-іонні акумулятори (кількість постійно зростає, наразі понад 1000 т/рік). Однак ці дані включають лише батарейки, які імпортуються як батарейки, але батарейки, що містяться в інших товарах, не враховуються. Отже, загальний імпорт батарейок може бути ще значно більшим. Порівнюючи статистику торгівлі з даними про утворення відходів (до 1000 т/рік, див. рис. 4.6), можна зробити висновок, що значна частина батарейок не враховується в потоках відходів. Цей факт підтверджує слабку статистику утворення НПВ в Україні.

За відсутності офіційних даних, будь-яка інформація є цінною. Згідно з епізодичними повідомленнями в українських ЗМІ, вага роздільно зібраних батарейок в Україні становить близько 65 т/рік, кількість роздільно зібраних

люмінесцентних ламп – близько 500 т/рік, включаючи близько 5 т/рік від домогосподарств.

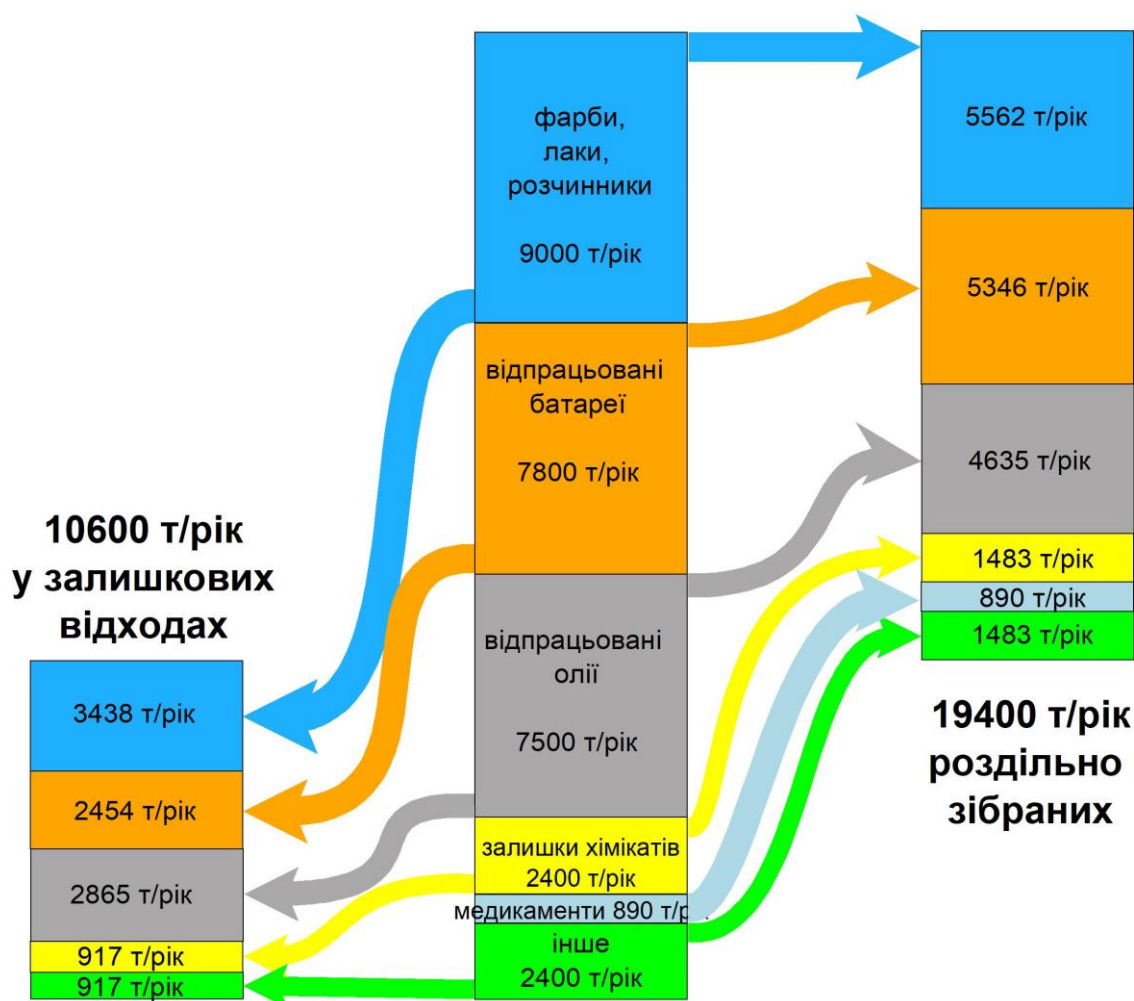


Рисунок 4.5 – Матеріальний баланс НПВ в Австрії

Також відомо, що медичні (інфекційні) відходи з лікарень збираються окремо та відправляються на утилізацію. Згідно з [225], їхня вага оцінюється в 390 т/рік. Медичні відходи з домогосподарств не збираються окремо. Інформація про збір інших НПВ відсутня.

Порівнюючи матеріальні потоки НПВ обох країн, можна зробити висновок, що дуже невелика частка НПВ в Україні збирається окремо (близько 20%), тоді як в Австрії збирається близько 65% НПВ (понад 60% для кожної

категорії НПВ). В Україні медичні відходи є єдиною категорією НПВ з високим рівнем збору (понад 50%).

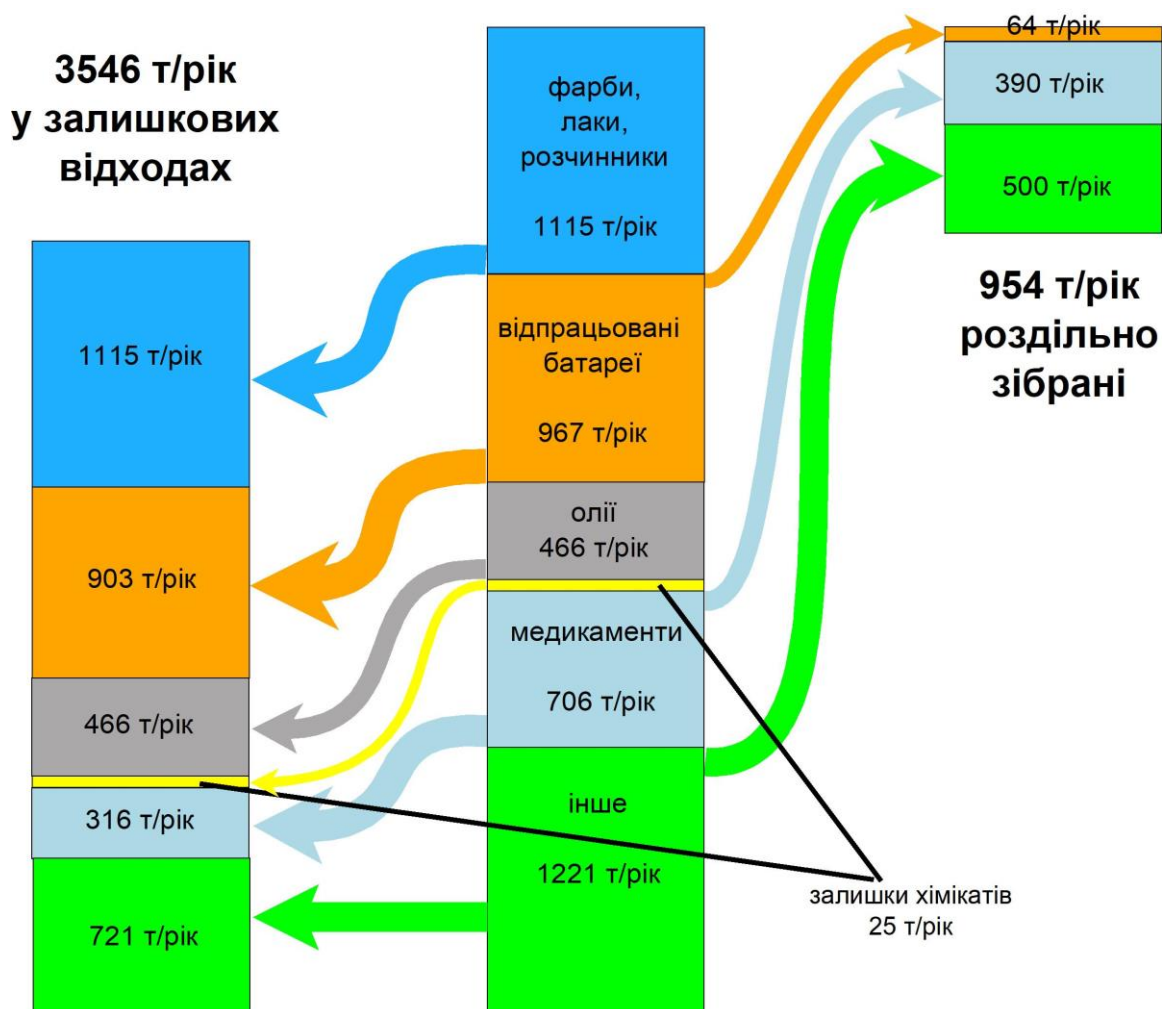


Рисунок 4.6 – Матеріальний баланс НПВ в Україні

Реальний рівень збору НПВ в Україні може бути ще нижчим, оскільки певна кількість утворених НПВ не охоплюється системою обліку. Хоча в Австрії більша частина НПВ збирається окремо, у залишкових відходах все ще знаходяться тисячі тонн НПВ: утричі більше порівняно з Україною. Тому ще багато чого потрібно зробити для покращення управління НПВ як в Україні, так і в Австрії.

4.3 Оцінка матеріальних потоків окремих категорій небезпечних компонентів побутових відходів

4.3.1 Відходи електричного та електронного обладнання

Попри наявність цінних вторинних ресурсів, значна частина відпрацьованого електричного та електронного обладнання (ВЕЕО) потрапляє на полігони. Це спричиняє серйозні екологічні ризики через вміст свинцю, ртуті, арсену та інших важких металів, які здатні мігрувати у ґрунти та підземні води [21, 25, 26]. Зокрема, на полігонах США до 70% токсичних металів походять саме з електронного брухту [29].

Додатковим джерелом небезпеки є полімери, що містять пігменти, антипірени та пластифікатори, які при деструкції виділяють токсичні речовини [30]. При щорічній генерації близько 42 млн тонн ВЕЕО [199], спостерігається зміна географії накопичення: наразі Китай, Латинська Америка та інші країни з перехідною економікою сумарно генерують більше таких відходів, ніж Європа та США [226].

Накопичення ВЕЕО в Україні

Після економічного спаду 2014 року ринок електроніки в Україні демонструє стабільне зростання (рис. 4.7), що неминуче веде до накопичення ВЕЕО [227]. Основними компонентами таких відходів в українських умовах є пластик (30%), мідь (20%) та залізо (8%). Частка інших металів менша: олово становить 4%; нікель, алюміній і свинець – по 2%; цинк – 1%; срібло – 0,2%; золото – 0,1%.

Висока різноманітність складників та значний вміст цінних компонентів потребують складних і дорогавартісних технологій утилізації. Створення нових високотехнологічних підприємств для переробки ВЕЕО в сучасних економічних умовах України є стратегічно важливим, проте складним завданням.

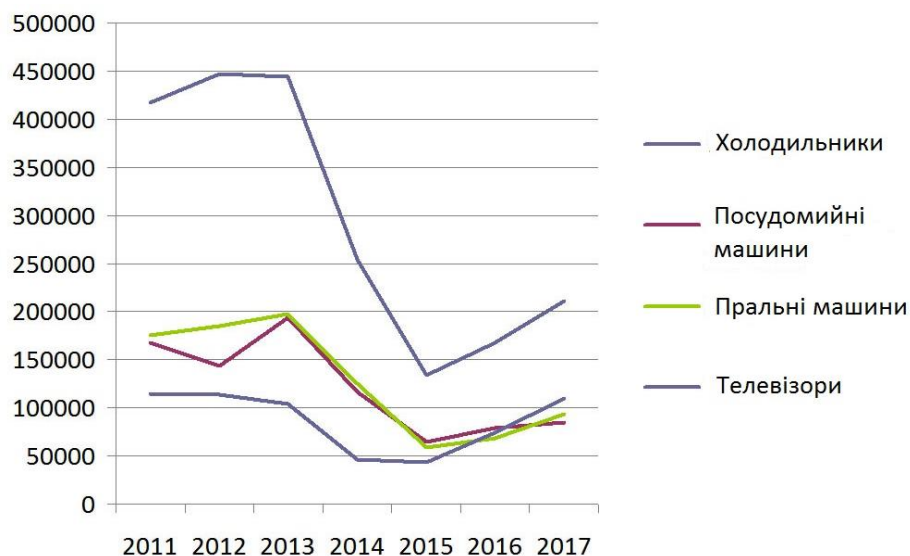


Рисунок 4.7 – Обсяги реалізації окремих типів побутової техніки в Україні, од.

Значна частина ВЕЕО потрапляє в Україну з країн ЄС, причому близько 14–18% цього обсягу становить нелегальний імпорт. Згідно з офіційною статистикою, у 2017 році загальний обсяг утворених в Україні електронних відходів склав 28225,5 т (табл. 4.6).

Таблиця 4.6 – Маса ВЕЕО, Україна, 2017 р.

Тип відходів	Джерело утворення відходів	Маса, тонн	Утилізовано, тонн
залишки тонера	Відходи виробництва друкованої продукції	0,1	
проводи і кабелі	Відходи виробництва гумових і пластикових виробів Відходи виробництва електричного обладнання	695,2	42,8
відпрацьовані електроди	Відходи виробництва металів Відходи виробництва електричного обладнання	2,9	
мідні провідники	Відходи виробництва машин та обладнання	0,2	
електроізоляційні матеріали	Відходи виробництва машин та обладнання Відходи виробництва електричного обладнання	208,7	13,0
радіатори	Відходи виробництва машин та обладнання	1,5	

Продовження табл. 4.6

спеціалізоване технологічне обладнання	Відходи виробництва машин та обладнання Побутові відходи	16506,6	418,8
електродетонатори	Відходи виробництва машин та обладнання	0,1	
електричні побутові прилади	Комерційні відходи Побутові відходи Відходи виробництва машин та обладнання	3637,5	1,2
електронні компоненти	Відходи виробництва офісного обладнання	34,8	
офісне обладнання	Відходи виробництва офісного обладнання	20,3	
акумулятори і батареї, їхні компоненти	Відходи виробництва електричного обладнання Відходи виробництва і експлуатації автомобілів	5934,8	34400,6
компактні батарейки	Побутові відходи Відходи виробництва електричного обладнання	7,2	
електричні апарати	Відходи виробництва електричного обладнання	0,6	
люмінесцентні лампи	Побутові відходи Відходи виробництва телерадіообладнання	588,5	429,1
кінескопи	Відходи виробництва телерадіообладнання	2,3	17,7
брухт побутової радіоапаратури	Відходи виробництва телерадіообладнання Побутові відходи	1,1	
телевізійні і радіопередавальні пристрої	Відходи виробництва телерадіообладнання	0,6	
медичне обладнання	Відходи виробництва медичних приладів Побутові відходи Відходи медичних установ	292,3	73,9
вимірювальні прилади	Відходи виробництва вимірювальних приладів Побутові відходи	0,1	
трансформатори і конденсатори	Побутові відходи	208,4	3,0
електромагнітне обладнання	Побутові відходи	9,4	
наукове обладнання	Побутові відходи	72,3	
Всього		28225,5	35400,1

Узагальнена структура електронних відходів в Україні виглядає так: технологічне обладнання становить 60%, акумулятори та батареї – 21%, побутові й офісні прилади – 13%, компоненти електричного обладнання – 4%, а люмінесцентні лампи – 2%.

Офіційні статистичні дані (табл. 4.6), ймовірно, суттєво занижені через відсутність моніторингу ВЕЕО у побутовому секторі. Розрахунковий показник 0,7 кг на особу в рік [228] є критично низьким порівняно з іншими країнами (наприклад, 17,5 кг у Швеції [89]), що вказує на великі обсяги необлікованої техніки та нелегального ввезення. Відсутність системи роздільного збирання та спеціалізованих пунктів прийому унеможливорює точну оцінку потоків побутових електронних відходів.

Показник утилізації за 2017 рік у 35400 тонн перевищує обсяг утворених відходів, що пояснюється переробкою накопичених за минулі роки промислових акумуляторів. Без урахування цієї категорії реальний рівень утилізації становить лише близько 1000 тонн, або 4,5% від загальної кількості утворених ВЕЕО.

Автором була оцінена маса електронного та електричного обладнання на ринку України (більше 800 тис. тонн/рік) [229], отримана в результаті аналізу даних щодо виробленої в Україні, імпортованої та експортованої техніки. За офіційною статистикою маса ВЕЕО в Україні становить близько 20 тис. тонн/рік. Дослідження показало значну розбіжність очікуваної маси ВЕЕО і офіційних статистичних даних, що, ймовірно, пов'язано із низькою ефективністю системи обліку відходів. Понад 95% ВЕЕО не враховується в потоках відходів. Із врахуванням строків експлуатації різного обладнання маса ВЕЕО, враховуючи масу обладнання, розміщеного на ринку України у попередні роки, оцінена у понад 1 млн. тонн/рік. При цьому частка побутових ВЕЕО оцінюється в 200 тис. тонн/рік (5 кг/рік на 1 людину), що є дещо меншим, ніж у інших країнах Східної Європи. Однак, найближчими роками очікується суттєве збільшення цієї маси за рахунок зростання ринку ЕЕО.

Майже половину побутових ВЕЕО складають комп'ютери та електроніка. Рівень збирання ВЕЕО коливається від 0,6% (побутові прилади) до 10,4 % (акумулятори) в залежності від категорії відходів, що є значно нижчим за показники країн ЄС.

Проведене автором дослідження найпоширеніших електронних пристроїв (мобільний телефон, комп'ютерна миша, клавіатура, веб-камера і монітор комп'ютера) [230] показало досить різноманітний їхній хімічний склад. Очікувано, найбільшу масу складають «важкі» елементи (титан і залізо), які утворюють металеві частини пристроїв. Серед цінних компонентів найбільше представлені мідь і цинк. Розподіл елементів по пристроям такий: у мобільному телефоні найбільше представлені залізо, мідь і стронцій; найбільшу концентрацію у комп'ютерній миші має кальцій, значна частка належить титану, хлору, міді, бром, цинку та олову; у клавіатурі найбільше представлені титан та кальцій; у веб-камері переважають хімічні елементи пластикового корпусу: хлор, кальцій, бром; у моніторі – титан, залізо, стронцій, кальцій, мідь.

4.3.2 Відпрацьовані батарейки

Для оцінювання утворення відпрацьованих батарейок був проведений аналіз літературних джерел, використані статистичні дані бази даних ООН UN Comtrade щодо продажу, імпорту та експорту батарейок, а також дані Державної служби статистики України щодо утворення відходів.

Результати дослідження, ймовірно, можуть бути суттєво заниженими через велику кількість неврахованих відходів. Статистична інформація подається підприємствами-утворювачами відходів, тому, при недостатньому контролі, достовірність цих даних може викликати сумнів.

Аналіз статистичних даних утворення відпрацьованих батарейок у країнах світу

Дані щодо кількості відпрацьованих батарейок у різних країнах часто сильно відрізняються. Це пов'язано із наявністю / відсутністю спеціальних схем для збирання таких відходів, а також із різною ефективністю ведення статистики. Наприклад, вміст відпрацьованих батарейок у побутових відходах Данії знаходяться на рівні 0,02–0,06% [21], що відповідає в середньому 208 г (9 шт.) батарейок на рік на кожне домоволодіння. Це складає 39% від всіх утворених відходів батарейок. Таким чином, загальна кількість відпрацьованих батарейок може бути оцінена у 0,1% маси побутових відходів. Однак, варто відзначити, що в Данії у кожному населеному пункті є доступ до пунктів збирання спеціальних відходів. Тому більшість відпрацьованих батарейок збираються окремо, а залишкових побутових відходах їх відносно мало. Дослідження [30], проведене у Німеччині теж показало в середньому 0,04% відпрацьованих батарейок у побутових відходах. У Польщі, станом на 2004 рік, окремо збирались лише 6,5% батарейок (12,2 г/рік на 1 людину) [61]. Відповідно, у змішаних відходах залишалось близько 190 г/рік батарейок. Але станом на 2018 рік рівень збирання підвищився до 80% [63], що є одним із найвищих показників у ЄС. Дані щодо вмісту у побутових відходах відпрацьованих батарейок в Китаї (250 г/рік на 1 людину) [231,232] є значно вищими.

В цілому, відповідно до даних Європейської асоціації портативних батарейок [63], середня маса батарейок, розміщених на ринках країн ЄС, після незначного зниження у 2010–2013 рр. продовжувала зростати і у 2018 році становила 453 г/рік на 1 людину.

Оцінювання обсягів батарейок та акумуляторів, розміщених на ринку України

Складність обробки статистичних даних полягає у тому, що в Україні наявна лише сукупна інформація щодо кількості вироблених батарейок та акумуляторів. Останні включають також автомобільні акумулятори, на які

припадає основна частина виробництва і які не відносяться до побутових відходів.

Частина побутових батарейок на українському ринку – імпортовані. За даними ООН, Україна щорічно імпортує близько 4000 тонн побутових батарейок. Найбільшу частину становлять цинкові батареї (понад 2000 т/рік) та літій-іонні акумулятори (кількість постійно збільшується, на даний час – більше 1000 т/рік) [233]. Детальна статистика для батарейок на українському ринку в 2016–2018 роках, наведена в табл. 4.7. Однак ці дані включають лише батарейки, які імпортуються як окрема продукція, і не враховують батарейки, присутні в складі товарів (наприклад, в побутових приладах, електронних приладах, іграшках тощо). Отже, загальний імпорт батарейок, ймовірно, значно більший, ніж наведено в табл. 4.7.

Крім того, деяка частина батарейок виробляється в Україні, однак дані щодо їх маси чи кількості відсутні. Маса може бути оцінена через вартість вироблених батарейок. Так, наприклад, у 2018 році в Україні було вироблено батарейок та акумуляторів на суму 2,837 млрд. грн. При цьому, експортовано на суму 625 млн. грн. Таким чином, на ринку залишається українських батарейок та акумуляторів на суму 2,212 млрд. грн. У базі ООН UN Comtrade маса експортованих батарейок та акумуляторів у 2018 році склала 25429 тонн. Отже, зробивши відповідні порівняння, отримаємо оцінену масу українських батарейок та акумуляторів на внутрішньому ринку близько 89998 тонн. Із врахуванням імпортованих батарейок та акумуляторів, їх загальна маса у 2018 році становила 106016 тонн. Більша частина цієї маси припадає на автомобільні акумулятори, однак скільки саме – невідомо, оскільки українські статистичні дані містять лише сукупну інформацію по батарейкам та акумуляторам. Відповідні розрахунки зроблені також для 2016 і 2017 років (табл. 4.8).

Таблиця 4.7 – Маса та кількість батарейок та акумуляторів, імпортованих на український ринок, 2016–2018 рр.

Тип батареї (код)	2016		2017		2018	
	Маса, тонн	Кількість, тис. шт.	Маса, тонн	Кількість, тис. шт.	Маса, тонн	Кількість, тис. шт.
Лужні батареї (850610)	2220	–	2072	116592	1939	109917
Ртутні батареї (850630)	0	0	0,07	0,2	0,04	0.072
Цинк-срібні батареї (850640)	0,3	527	0,48	532	0,63	484
Літєві батареї (850650)	42	11758	46	7733	76	11018
Цинк-повітряні батареї (850660)	1,6	1186	1,9	1380	2,3	1586
Інші типи первинних батарейок (850680)	1000	56233	912	53237	1200	65961
Свинцево-кислотні акумулятори (850710)	19495	1897	20565	2120	13252	876
Нікель-кадмієві акумулятори (850730)	30	139	16	62	28	63
Нікель-залізні акумулятори (850740)	26	39	10	30	17	18
Нікель-металгідридні акумулятори (850750)	36	1360	42	1506	27	748
Літій-іонні акумулятори (850760)	409	3633	799	6344	1371	11555
Інші типи акумуляторних батарейок (850780)	13	211	20	206	45	278
Всього	23273	76983	24485	189742	17958	202504
Всього без свинцево-кислотних акумуляторів	3778		3920		4706	

Вказані у табл. 4.8 дані включають також автомобільні свинцево-кислотні акумулятори, які, як було вказано вище, не відносяться до побутових батарейок. Тому потрібно оцінити залишок українських батарейок на українському ринку без врахування свинцево-кислотних акумуляторів.

Таблиця 4.8 – Оціночна маса батарейок та акумуляторів на українському ринку, 2016–2018 рр.

Рік	Вироблено батарейок та акумуляторів в Україні, млн. грн.	Експортовано батарейок та акумуляторів з України,		Залишок українських батарейок та акумуляторів	
		млн. грн.	тонн	млн. грн.	тонн*
2016	1954	624	691**	1330	45025
2017	2413	764	25864	1649	55824
2018	2837	625	25429	2212	89998

*оціночні дані

**для деяких видів батарейок та акумуляторів відсутні статистичні дані щодо маси

У 2018 році з України було експортовано 25429 тонн батарейок, при цьому згідно бази UN Comtrade частка побутових батарейок складає близько 1,5% (373 тонни). Якщо прийняти частку побутових батарейок серед вироблених в Україні також 1,5% (за відсутності інших даних), то залишкова маса українських батарейок на українському ринку без врахування свинцево-кислотних акумуляторів буде 1350 тонн (1,5% від 89998 тонн). Разом із імпортованими побутовими батарейками (див. табл. 4.7) загальна маса батарейок буде 6056 тонн. Аналогічні розрахунки виконані також для 2016 і 2017 рр. Результати представлені у табл. 4.9.

Таблиця 4.9 – Розрахунок маси батарейок на українському ринку

Рік	Експортовано батарейок з України, тонн	Експортовано батарейок з України (без свинцево-кислотних акумуляторів), тонн (%)	Залишок українських батарейок, тонн	Залишок українських батарейок, (без свинцево-кислотних акумуляторів), тонн	Імпортовано батарейок, тонн	Загальна маса батарейок на українському ринку, тонн
2016	691	53 (7,7)	45025	3453	3778	7231
2017	25864	230 (0,9)	55824	496	3920	4416
2018	25429	373 (1,5)	89998	1350	4706	6056

Крім того, якщо врахувати, що більшість літій-іонних акумуляторів (особливо за масою), представлених на ринку, – автомобільні, то їх теж можна

виключити із розрахунку. Тоді маса побутових батарейок в Україні складатиме близько 6000 т/рік (табл. 4.10).

Таблиця 4.10 – Розрахунок маси побутових батарейок на українському ринку (без літій-іонних батарей)

Рік	Експортовано батарейок з України, тонн	Експортовано батарейок з України (без автомобільних акумуляторів), тонн (%)	Залишок українських батарейок, тонн	Залишок українських батарейок, (без автомобільних акумуляторів), тонн	Імпортовано батарейок, тонн	Загальна маса батарейок на українському ринку, тонн
2016	691	48 (6,9)	45025	3127	3778	6905
2017	25864	227 (0,87)	55824	490	3920	4410
2018	25429	369 (1,45)	89998	1306	4706	6012

Із даних табл. 4.10 випливає, що питома маса побутових батарейок в Україні в останні роки коливається в межах 110–170 г/рік на 1 людину (рис. 4.8). Для порівняння у окремих країнах ЄС (Румунія, Болгарія, Греція, Хорватія) маса побутових батарей, розміщених на ринку, приблизно така ж, хоча в середньому по ЄС значно вища і складає 453 г/рік на 1 людину [63].

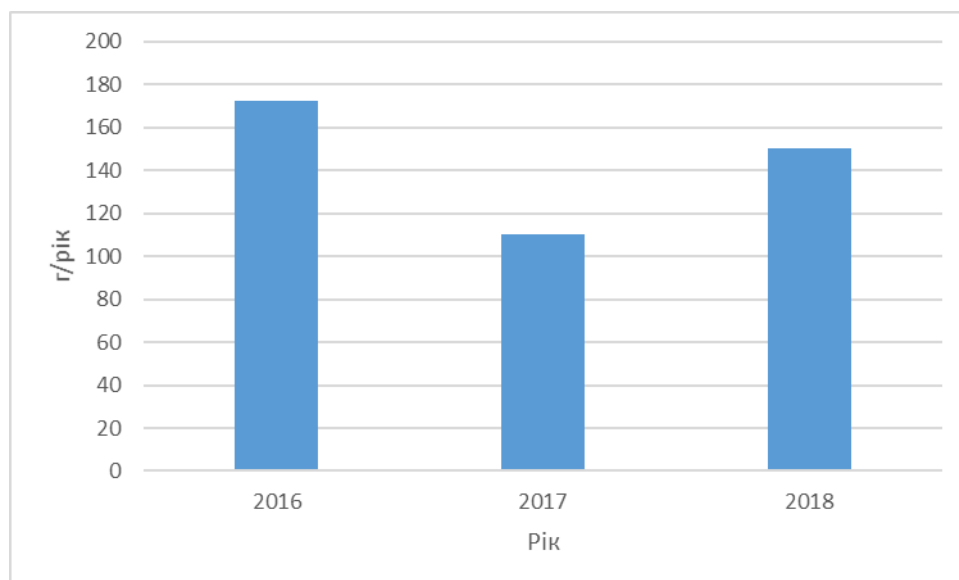


Рисунок 4.8 – Питома маса побутових батарейок в Україні, г/рік на 1 людину

Серед батарейок більшість складають лужні і літій-іонні – без врахування автомобільних акумуляторів їх маса у 2018 році відповідно 40% і 29%. Для порівняння, наприклад, у Японії найбільша частка припадає на лужні та цинкові батареї – відповідно 77% і 20% [233].

Утворення відпрацьованих батарейок в Україні

Відповідно до офіційної статистики [203] в Україні утворюється близько 4–4,5 тис. т/рік відпрацьованих батарейок та акумуляторів (табл. 4.11–4.13).

Таблиця 4.11 – Маса відпрацьованих батарейок у відходах, 2017 р.

Тип батарейок	Маса, тонн
<i>Відходи виробництва акумуляторів</i>	1315
Акумулятори залізо-нікелеві	0,2
Батареї акумуляторні свинцеві	1273,9
Акумулятори лужні, в т.ч. нікель-кадмієві	1,0
Акумулятори інші	39,9
<i>Відходи експлуатації транспортних засобів</i>	3260,8
Батареї свинцеві	1806,9
Батареї нікель-кадмієві	55,5
Батареї лужні	74,9
Акумулятори та батареї інші	480,0
Електроліт із батарей та акумуляторів відпрацьований	843,5
<i>Батареї у побутових відходах</i>	7,2
Всього	4583

Таблиця 4.12 – Маса відпрацьованих батарейок у відходах, 2018 р.

Тип батарейок	Маса, тонн
<i>Відходи виробництва акумуляторів</i>	924,7
Акумулятори залізо-нікелеві	0,1
Батареї акумуляторні свинцеві	897,0
Акумулятори лужні, в т.ч. нікель-кадмієві	6,4
Акумулятори інші	21,2
<i>Відходи експлуатації транспортних засобів</i>	3664,3
Батареї свинцеві	1777,8
Батареї нікель-кадмієві	59,9
Батареї лужні	58,7
Акумулятори та батареї інші	572,2

Продовження табл. 4.12

Електроліт із батарей та акумуляторів відпрацьований	1195,7
<i>Батарейки у побутових відходах</i>	<i>11,4</i>
Всього	4596

Таблиця 4.13 – Маса відпрацьованих батарейок у відходах, 2019 р.

Тип батарейок	Маса, тонн
<i>Відходи виробництва акумуляторів</i>	<i>795,2</i>
Акумулятори залізо-нікелеві	0,5
Батареї акумуляторні свинцеві	754,1
Акумулятори лужні, в т.ч. нікель-кадмієві	10,4
Акумулятори інші	30,2
<i>Відходи експлуатації транспортних засобів</i>	<i>3444,1</i>
Батареї свинцеві	1687,0
Батареї нікель-кадмієві	71,5
Батареї лужні	47,4
Акумулятори та батареї інші	517,1
Електроліт із батарей та акумуляторів відпрацьований	1121,1
<i>Батарейки у побутових відходах</i>	<i>11,4</i>
Всього	4246

В цілому, є кореляція між обсягами батарейок, розміщених на ринку, і даними щодо їх вмісту у відходах. Так, в останні роки спостерігається тенденція до зменшення загальної кількості батарейок на ринку і зменшення їхньої маси у відходах (хоча, наприклад, для побутових батарейок такі тенденції відсутні). Детальніше порівняння важко здійснити, оскільки дані по кількості батарейок на ринку і у відходах наведені у статистичних даних для різних категорій батарейок.

Порівнюючи статистику табл. 4.7 з даними про утворення відходів, можна зробити висновок, що близько 75–80% батарейок не враховується в потоках відходів, а для побутових батарейок цей показник досягає 99% (тобто батарейки у побутових відходах практично не враховані у офіційній статистиці). Крім того, залишаються необлікованими батарейки у складі відходів електричного та електронного обладнання. За деякими даними [21],

близько 20% всіх відпрацьованих батарейок знаходяться у електричному та електронному обладнанні. Хоча інші дослідження [10] визначили частку відпрацьованих батарейок у електронних відходах – лише близько 1%. А в Японії у малому електронному обладнанні маса батарейок в середньому складає 4,6% [234]. При цьому, велика кількість використаної техніки залишається необлікованою. Крім того, багато використаної техніки ввозиться в Україну нелегально. Відсутність системи роздільного збирання електронних відходів і пунктів їх прийому не дозволяє у повній мірі оцінити потоки електронних відходів (і, відповідно, батарейок у їхньому складі) у побутовому секторі. Ці факти підтверджують низький рівень охоплення потоків відпрацьованих батарейок офіційною статистикою в Україні.

Також було проведене експериментальне визначення вмісту відпрацьованих батарейок у побутових відходах. У корпусі №7 Вінницького національного технічного університету (ВНТУ) було встановлено спеціальний контейнер для збирання відпрацьованих побутових батарейок. У дослідженні, яке тривало 257 днів (з 01.02.2023 по 05.10.2023) брали участь 80 чоловік (з них студенти – 60 осіб, викладачі та інженерний персонал – 20 осіб), які працювали / навчались у вказаному корпусі. При цьому, очевидно, що відпрацьовані батареї утворювались не лише у вказаних осіб, але й у членів їхньої родини / співмешканців. Приблизно половина студентів (близько 30 осіб) тимчасово мешкає у гуртожитку, тому вони представляють лише самих себе, а не всю сім'ю. Можна вважати, що решта учасників – близько 50 осіб – приносили відпрацьовані батарейки, які утворилися у їхніх сім'ях. При середній кількості осіб в одній сім'ї в Україні 2,6 особи, орієнтовна кількість учасників склала 160 осіб ($50 \cdot 2,6 + 30$). Існує ймовірність, що сторонні особи могли принести відпрацьовані батарейки під час відвідування корпусу №7, однак, за неможливості проконтролювати це, даний фактор не враховувався при проведенні дослідження. Всі учасники були проінструктовані про необхідність приносити до контейнера всі відпрацьовані батарейки, які утворюються в

побуті. Після завершення етапу збирання батарейок, вони були посортовані за типом, для кожного типу порахована кількість і маса. Середня кількість (маса) батарейок N_c (M_c) з розрахунку на 1 людину на рік може бути визначена за формулами:

$$M_c = M \cdot 365 / (n \cdot t), \quad (4.4)$$

$$N_c = N \cdot 365 / (n \cdot t), \quad (4.5)$$

де M – маса зібраних батарейок, г; N – кількість зібраних батарейок, шт.; n – кількість осіб, які збирали батарейки; t – кількість днів збирання батарейок.

За результатами збирання батарейок, в якому брало участь близько 160 осіб протягом 257 днів, було зібрано 1052 батареї загальною масою 16,434 кг (табл. 4.14).

Таблиця 4.14 – Кількості і маси зібраних відпрацьованих батарейок різних типів

Група батарейок	Тип батарейок	Кількість, шт.	Маса, г	Середня маса однієї батарейки г	Середня кількість батарейок на 1 людину, шт./рік	Середня маса батарейок на 1 людину, г/рік
Цинк-вугільні	R6, розмір AA	262	3728,5	14,231	2,42	34,436
	R03, розмір AAA	192	1365,1	7,110	1,77	12,608
	R14, розмір C	13	604,5	46,500	0,12	5,583
	R20, розмір D	9	957	106,333	0,08	8,839
	6F22	15	557	37,133	0,14	5,144
Лужні	LR6, розмір AA	336	7017,5	20,885	3,10	64,812
	LR03, розмір AAA	133	1512,8	11,374	1,23	13,972
	A27 (MN27)	1	4,4	4,400	0,01	0,041
	A23 (MN21/23)	3	24,7	8,233	0,03	0,228
Акумуляторні	HR6, Ni-MH розмір AA	10	284,6	28,460	0,09	2,629
	KR6, Ni-Cd розмір AA	4	71,4	17,850	0,04	0,659
	HR03, Ni-MH розмір AAA	9	73	8,111	0,08	0,674
	Літій-іонна	6	144,7	24,117	0,06	1,336
Кнопкові	Срібло-оксидна, тип 389	1	1,26	1,260	0,01	0,012
	Лужна, AG13 (LR44)	12	22,1	1,842	0,11	0,204

Продовження табл. 4.14

	Лужна, AG4 (LR626)	2	0,7	0,350	0,02	0,006
	Лужна, AG10 (LR1130)	10	11,5	1,150	0,09	0,106
	Лужна, AG3 (L736/LR41)	8	4,6	0,575	0,07	0,042
	Лужна, G12a (LR43)	1	1,5	1,500	0,01	0,014
	AG1 (LR621), кнопкова	8	2,17	0,271	0,07	0,020
	CR2016/2032, літєва кнопкова	17	45,3	2,665	0,16	0,418
Разом		1052	16434,3		9,72	151,785

Аналіз табл. 4.14 показує, що найбільше використовуються лужні батарейки розміру AA, а також цинк-вугільні розмірів AA і AAA. Середньостатистична людина за 1 рік використовує близько 10 батарейок (4,5 цинк-вугільних, 4,4 лужних 0,3 акумуляторних і 0,5 кнопкових) загальною масою близько 150 г (рис. 4.9). Таким чином, можна стверджувати, що понад 95% побутових батарейок складають так звані сухі батарейки (цинкові та лужні). Згідно цього дослідження, частка літій-іонних акумуляторів, незважаючи на їх повсюдне використання, залишається досить незначною – близько 1% за масою, в першу чергу, через значну тривалість їхньої роботи.

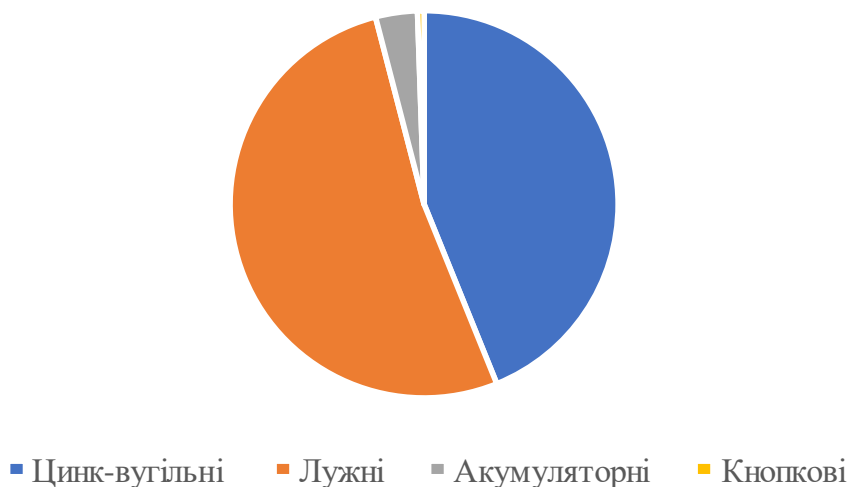


Рисунок 4.9 – Кількісний/масовий розподіл різних типів батарейок

Варто зазначити, що у даному дослідженні оцінка кількості акумуляторів може бути заниженою, оскільки тривалість дослідження – 257 днів – значно менша за термін їх роботи (як правило, 2–4 роки). Наприклад, майже кожна людина використовує мобільний телефон і продукує, як мінімум 1 літій-іонний акумулятор за 4–5 років. Це відповідає річній кількості 0,2–0,25 шт., хоча у цьому дослідженні кількість літій-іонних акумуляторів оцінена лише у 0,06 шт./рік на 1 людину.

Офіційна статистика обсягів окремо зібраних відпрацьованих побутових батарейок в Україні відсутня. З повідомлень громадських та приватних організацій, які збирають відпрацьовані батарейки, їхня щорічна маса становить 2–3 тонни або 0,05–0,08 г/рік на 1 людину. Для порівняння, у країнах ЄС цей показник – 210 г/рік на 1 людину. Навіть із врахуванням меншої кількості батарейок, які продаються в Україні, відмінність у питомих показниках дуже велика, що підтверджує невідповідність реальної кількості відпрацьованих батарейок у відходах офіційним даним.

Важливим показником також є рівень збирання відпрацьованих батарейок. Згідно методології [96] його можна розрахувати за формулою:

$$N = C / M_b, \quad (4.6)$$

де C – маса зібраних батарейок, т/рік, M_b – середня маса батарейок, розміщених на ринку за останні 3 роки, т/рік

Таким чином, із врахуванням даних табл. 4.7–4.13, у 2019 році рівень збирання відпрацьованих батарейок в Україні складав близько 19% за масою. Однак, цей показник досягнуто, в першу чергу, завдяки налагодженій системі збирання автомобільних акумуляторів. Для побутових батарейок, якщо орієнтуватись на неофіційні дані, рівень збирання набагато нижчий – 0,1%. Це пояснюється відсутністю організованої системи збирання відпрацьованих побутових батарейок, яке забезпечується виключно ініціативами громадських та приватних організацій. При цьому, в країнах ЄС цей показник коливається від 26 до 70%.

4.3.3 Відпрацьовані фреони

Як відомо [13], до відходів із небезпечними властивостями відносяться, наприклад, фреон-вмісні прилади та обладнання. Фреони використовуються в холодильній промисловості та системах пожежогасіння як холодоагенти, і як розпилювачі в аерозольних упаковках. Саме широке застосування холодильної техніки (автомобільна промисловість, кондиціонування приміщень, побутові та промислові холодильні установки) призводить до надходження великої кількості фреону у довкілля.

Згідно статистичних даних [31,225], середня вага холодильників становить 44 кг і залишок фреону у системі може коливатися від 0,1 до 0,25 кг.

Системи кондиціонування автомобіля теж заповнюються фреоном, його кількість коливається від 0,4 до 0,8 кг і залежить від багатьох факторів: року випуску автомобіля, моделі та ємності системи кондиціонування та ін.

У побутових кондиціонерах вміст фреону сягає 1 кг. Однак, точна його кількість в кондиціонері залежить від його потужності та моделі. Перші моделі кондиціонерів використовували фреон R22. Однак, було встановлено, що він руйнує озоновий шар і неефективно працює при низьких температурах, тому виробники відмовилися від його використання і перейшли на інші холодоагенти. Але все ж таки у обігу залишаються і старі моделі.

Щорічне використання холодоагентів у парокомпресійному обладнанні холодильних систем оцінюється в 389 тис. тонн [235], причому R22 (хлордифторметан) є основним холодоагентом (частка понад 50%), хоча цей фреон має бути повністю замінений до 2040 року через озоноруйнівні властивості. Іншими найбільш широко використовуваними холодоагентами є R404a (суміш R125, R143a та R134a), R134a, R410a (суміш R32 та R125). Схожим є застосування холодоагентів для опалення, вентиляції та кондиціонування повітря: R410a та R22 охоплюють 85% ринку холодоагентів [235]. Також, в наднизькотемпературному холодильному обладнанні зазвичай

використовуються холодоагенти R23 (трифторметан) та R508B (суміш перфторвуглеводнів), які мають дуже високі значення потенціалу глобального потепління [236]. Крім того, постійно відбуваються витіки холодоагентів. Наприклад, витік із системи кондиціонування повітря автомобіля під час переробки автомобілів оцінюється до 450 г на один автомобіль [237]. Внесок галогеновуглеводневих холодоагентів, що виділяються у повітря на об'єктах утилізації, оцінюється в понад 20% [238]. Також існує багато незначних (і короткочасних) джерел викидів гідрофторвуглеводнів [239], що неможливо врахувати їх усі. Тому доцільно зосередитись на найбільших джерелах, таких як кондиціонери та холодильне обладнання.

Таблиця 4.15 – Світове використання холодоагентів у холодильному та кондиційному обладнанні, 2012–2017 роки [235]

Холодоагент	Маса, тис. тонн
R22	248 – 400
R134a	190 – 240
R125	83
CO ₂ (R744)	70 – 80
Пропан (R290)	37 – 46
R143a	29
R1234yf	15 – 30
R152a	17
Аміак (R717)	9 – 26
R32	10
Ізобутан (R600a)	6 – 11
R142b	6
R143a	1
Всього	749 – 949

Для побутового охолодження переважно використовуються фреони R134a та R600a (ізобутан). З початку 1990-х років у Європі було поширене використання R600a як холодоагенту в побутовій техніці [240]. Також було виявлено [241], що новий холодоагент R513a (суміш гідрофторолефіну та гідрофторвуглеводневого холодоагенту) є більш енергозберігаючим та має менший вплив на глобальне потепління. Крім того, використання природних

холодоагентів, таких як CO₂, NH₃, та вуглеводнів R290, R600, R600a і їх сумішей для побутового охолодження розглядається як можливе рішення для вирішення проблем руйнування озонowego шару та глобального потепління [242]. З іншого боку, фреони R404a (суміш R125, R143a та R134a) та R22 додатково використовуються для комерційного охолодження (R22 у країнах – що розвиваються), а R717 (аміак) – для промислового охолодження [235]. При цьому, частка R134a та R600a становить близько 26% від загальної кількості холодоагентів (табл. 4.15).

Застосування фреонів в Україні

З існуючих більше п'ятдесяти видів фреонів, в Україні найчастіше застосовуються такі: R12, R134a, R22, R410A, R407C, R404a, R32, R507A, R600a.

До початку 1990-х років в холодильному обладнанні використовувався R12. Потім, через його озонруйнівні властивості, він був замінений на фреон R134a [243]. Хоча R12 досі можна знайти у старому обладнанні. Фреон R134a має також підвищені миючі властивості і за рахунок цього його також використовують як розчинник або очищувач від забруднень і відкладень всередині холодильної магістралі. Крім холодильного застосування, його також використовують як газовий діелектрик, при отриманні пінопластів, розчинник, індикатор витоків при перевірці герметичності різного устаткування. Молекули фреону R134a мають менший розмір ніж R12, що підвищує ймовірність його витоків через стики та ущільнювачі при заміні холодоагенту.

Фреон R22 застосовується для охолодження до наднизьких температур у побутових і промислових холодильниках, автомобільних та морських рефрижераторах, а також у системах промислового кондиціонування.

Фреон R32 має нижчі показники в'язкості та щільності, що забезпечує його економне використання. Завдяки таким фізичним властивостям загальна енергоефективність системи зростає на 5%, а холодопродуктивність обладнання – на 4%.

Сучасним рішенням є фреон R600a (ізобутан), активне впровадження якого в кліматичну техніку розпочалося нещодавно як альтернатива синтетичним холодоагентам.

Також сьогодні застосовують суміші фреонів:

- фреон R410A (суміш R32 і R125) є двокомпонентним та не містить хлору, тож є значно більш екологічним;
- фреон R407C (суміш R32, R125 і R134a);
- фреон R404a (суміш R125, R143A і R134A).
- фреон R507A (суміш R125 і R143a). Холодоагент R507A може перебувати як у рідкому, так і в газоподібному стані під час заправки, що суттєво спрощує технічне обслуговування кондиціонерів у разі виявлення витоків або після завершення ремонтних робіт.

Відповідно до положень Монреальського протоколу 1987 року, виробництво та використання найбільш небезпечних холодоагентів, насамперед R12 та R22, було заборонено через їхній руйнівний вплив на стратосферний озон.

Дослідження [199] показують, що близько 98 млн. тонн парникових газів виділяється в атмосферу в результаті переробки незадокументованих холодильників і кондиціонерів (40% у Європі та 82,6% у решті світу). При цьому, викиди парникових газів внаслідок неправильного поводження з відпрацьованими холодоагентами, що використовуються у кондиціонерах, перевищують викиди відпрацьованих холодоагентів, що використовуються у холодильному обладнанні (73% проти 27% у 2019 році). Це пояснюється тим, що холодоагенти з високим потенціалом глобального потепління використовувалися до 1994 року (наприклад, R11 і R12) і до 2017 року (R134a і R22). Відтоді ці холодоагенти були замінені іншими із значно нижчим потенціалом глобального потепління (наприклад, R152a та R124yf). Однак, зменшення викидів парникових газів, що відображає проведені заходи щодо заміни холодоагентів, спостерігатиметься лише в наступні десятиліття, коли

нові продукти, розміщені на ринку, стануть відходами.

Обсяги застосування фреонів

Вибір типу холодоагенту в Україні наразі обумовлений двома основними факторами: експлуатацією значного парку застарілої вживаної техніки, де переважно використовується фреон R12, та активним імпортом сучасного обладнання, що працює на екологічно безпечніших фреонах R134a та R600a (рис. 4.10). Таким чином, на ринку одночасно співіснують як заборонені міжнародними угодами речовини, так і їхні сучасні аналоги, що поступово заміщують старий технічний фонд.

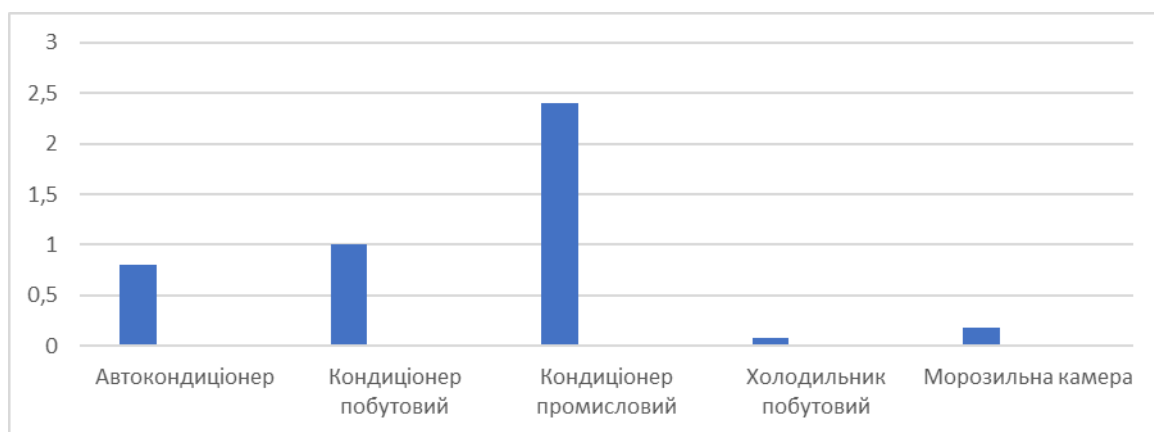


Рисунок 4.10 – Кількість фреону в різному обладнанні, кг

Таким чином, максимальний вміст холодоагентів спостерігається у системах кондиціонування, де обсяг заправки промислового обладнання може сягати 2,5 кг на одиницю техніки. Водночас побутові холодильні установки характеризуються значно меншим вмістом робочої речовини.

Також важливим фактором накопичення заборонених холодоагентів є постачання сировини для дозаправки та ремонту вживаної старої техніки із країн виробників фреонів, а саме Китаю та США. Китай залишається основним виробником холодоагентів, на нього припадає більшість річного виробництва фторвуглеводневих фреонів. Цьому зростанню сприяли недорога сировина, отримана в результаті широкомасштабного видобутку плавикового шпату в

Китаї, дешева робоча сила та енергія для обробки, а також формування «центрів передового досвіду» китайського хімічного виробництва [244]. Крім того, зростання масового виробництва холодоагентів у Китаї відбувалося паралельно зі збільшенням виробництва холодильного обладнання та обладнання для кондиціонування повітря.

В той же час, США є основним виробником гідрофторвуглеводневих і гідрофторолефінових фреонів (R134a і R32).

Оцінка обсягу відпрацьованих холодоагентів

В Україні старі побутові холодильники не збираються як відходи. Після використання вони переважно зберігаються у нежитлових місцях або незаконно розміщуються на сміттєзвалищах. Це зумовлює забруднення навколишнього середовища, глобальне потепління, руйнування озонового шару та втрату ресурсів.

Використання холодоагентів в Україні було проаналізовано шляхом аналізу літератури та даних з відкритих джерел. Для оцінки потенціалу відновлення холодоагентів необхідно оцінити кількість холодильних установок. У цьому дослідженні було проаналізовано побутове холодильне обладнання. Для цього було зібрано такі дані:

- кількість виробленого обладнання (доступна в Державній службі статистики України);
- дані про імпорт/експорт побутових холодильників (отримані з бази даних UN Comtrade).

Для аналізу масової витрати холодоагенту було досліджено 42 побутові холодильники. Було визначено тип та номінальну кількість холодоагенту, щоб визначити динаміку використання холодоагентів в часі.

Загальну кількість побутових холодильників, розміщених на ринку (РОМ), можна розрахувати за рівнянням (4.1). Кількість відпрацьованих холодильників може бути оцінена за формулою (4.2).

Подібні розрахунки раніше використовувалися для інших електронних

приладів [229] і вважалися актуальними у випадку відсутності статистичних даних.

Використовуючи кількість відпрацьованих холодильників, можна оцінити масу холодоагенту, який можна відновити (M_r):

$$M_r = W \cdot r, \quad (4.7)$$

де W – кількість відпрацьованих холодильників, r – залишкова маса холодоагенту в холодильнику.

Для оцінки втрат залишків холодоагенту в обладнанні необхідно використовувати дані про початкову кількість холодоагенту. Як приклад, було проведено комплексний аналіз старих побутових холодильників в Україні (різних років випуску та різних виробників) (табл. 4.16).

Таблиця 4.16 – Використання холодоагентів у побутових холодильниках

Марка холодильника	Рік виробництва	Об'єм, л	Тип холодоагента	Початкова маса холодоагента, кг
AEG	2001	396	R600a	0,06
AEG	2001	361	R600a	0,072
Atlant	1987	280	R12	0,14
Atlant	1995	90	R600a	0,04
Atlant	1995	354	R600a	0,058
Atlant	1995	310	R134a	0,115
Atlant	1995	360	R134a	0,06
Atlant	2002	345	R600a	0,032
Atlant	2003	350	R600a	0,045
Atlant	2004	345	R600a	0,036
Atlant	2004	350	R600a	0,045
Atlant	2004	370	R600a	0,056
Beko	2001	298	R600a	0,046
Beko	2003	379	R600a	0,054
Bosh	2001	350	R600a	0,045
Bosh	2001	318	R600a	0,045
Bosh	2002	244	R600a	0,092
Candy	2006	409	R600a	0,081
Daewoo	2006	330	R134a	0,115
Electrolux	1995	245	R600a	0,043
Gorenje	2000	315	R600a	0,036
Gorenje	2001	325	R600a	0,053
Haier	2017	477	R600a	0,062
Hotpoint-Ariston	2001	233	R600a	0,063
Hotpoint-Ariston	2004	325	R134a	0,09

Продовження табл. 4.16

Hotpoint-Ariston	2004	320	R134a	0,145
Hotpoint-Ariston	2004	271	R134a	0,098
Indesit	2001	345	R134a	0,145
Indesit	2001	280	R134a	0,175
LG	2011	230	R600a	0,06
LG	2017	230	R600a	0,06
LG	2017	238	R600a	0,061
LG	2017	213	R134a	0,05
Liebher	2001	398	R600a	0,064
Liebher	2002	279	R600a	0,056
Liebher	2002	499	R600a	0,095
Liebher	2004	535	R600a	0,04
Minsk	1980	200	R134a	0,135
Samsung	2014	535	R600a	0,093
Siemens	2001	354	R600a	0,053
Siemens	2001	297	R134a	0,14
Siemens	2004	275	R600a	0,088

З табл. 4.16 можна побачити, що найбільш широко використовуються холодоагенти R600a та R134a. Деякі дуже старі побутові холодильники містять холодоагент R12. Для порівняння, у країнах ЄС можна переважно знайти фреон R600a, оскільки R134a був поступово виведений з експлуатації з 2014 року [240]. Як правило, вміст холодоагенту коливається від 0,032 до 0,175 кг із середнім значенням 0,075 кг. Більше того, немає залежності вмісту холодоагенту від виробника чи року випуску (але варто враховувати розмір/об'єм холодильника). Хоча в холодильниках, виготовлених після 2010 року, вміст холодоагенту значно нижчий за 0,1 кг (рис. 4.11).

Головним чином це пов'язано з тим, що новіші холодильники використовують холодоагент R600a – його середній вміст нижчий порівняно з R134a: 0,058 кг та 0,115 відповідно.

Водночас, необхідно враховувати і розмір холодильника. Як видно з рис. 4.12, питома кількість холодоагенту зазвичай у кілька разів вища в холодильниках з R134a (в основному коливається від 0,3 до 0,5 кг/л) порівняно з холодильниками з R600a (коливається від 0,08 до 0,3 кг/л). Це означає, що в новіших холодильниках використовується менше холодоагенту.

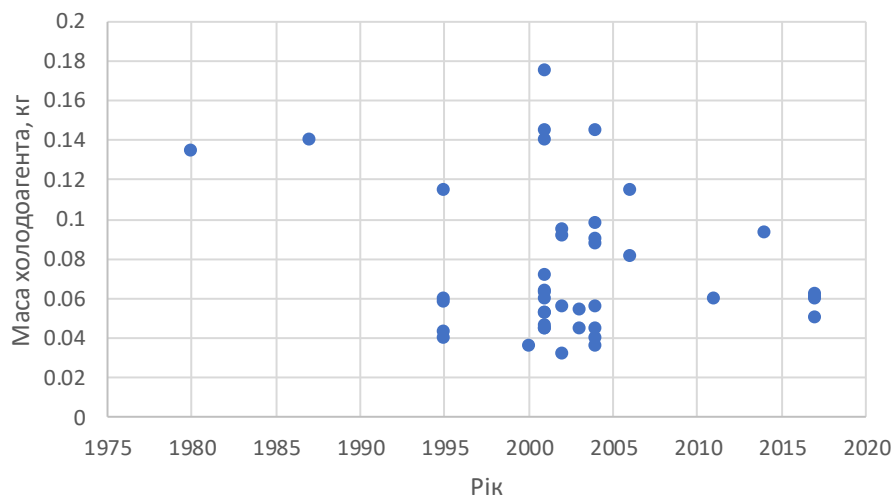


Рисунок 4.11 – Зміни вмісту холодоагента у побутових холодильниках в Україні

Тип та термін експлуатації побутових холодильників, що досі використовуються в домогосподарствах України, неможливо оцінити, оскільки немає збору відходів електричного обладнання. Тому єдиний спосіб оцінити кількість холодоагенту – це проаналізувати ринок побутового холодильного обладнання.

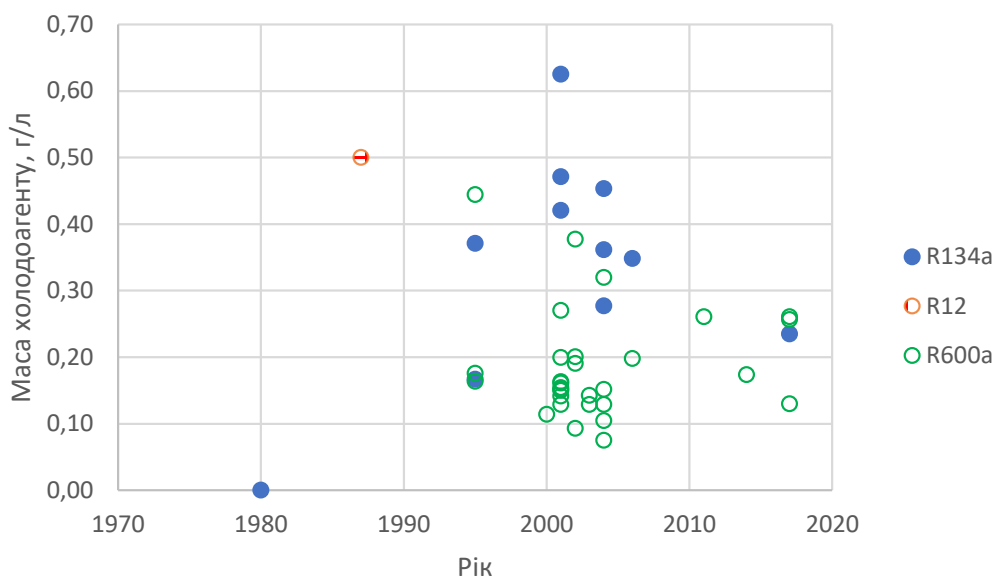


Рисунок 4.12 – Питомий вміст холодоагента у побутових холодильниках в Україні

В Україні доступна статистика виробництва побутових холодильників за 2003–2022 роки (Державна служба статистики України). Беручи до уваги середній термін служби побутових холодильників (приблизно 15 років [246]), можна оцінити кількість відпрацьованих холодильників у поточні роки. Разом з даними експорту/імпорту з бази UN Comtrade, можна також розрахувати кількість побутових холодильників, розміщених на ринку, відповідно до формули (4.1) (див. результати в табл. 4.17).

Таблиця 4.17 – Дані щодо ринку побутових холодильників в Україні

Рік	Виготовлено, шт.	Імпортовано, шт.	Експортовано, шт.	Розміщено на ринку, шт.
2003	284000	368451	534942	117509
2004	269000	214513	326779	156734
2005	242000	170119	242838	169281
2006	338000	95041	271090	161951
2007	310000	89919	203727	196192
2008	222000	70775	164377	128398
2009	157000	27408	119450	64958
2010	164000	58272	123651	98621
2011	н/д	96379	95267	1112
2012	н/д	110479	73549	36930
2013	н/д	95783	64847	30936
2014	н/д	61784	61239	545
2015	н/д	29639	24664	4975
2016	н/д	46326	848	45478
2017	н/д	69289	369	68920
2018	н/д	75469	286	75183
2019	н/д	86313	200	86113
2020	н/д	107830	264	107566
2021	н/д	103167	584	102583
2022	н/д	58067	564	57503

*н/д – дані недоступні

Варто зазначити, що обсяг виробництва побутових холодильників з 2011 року невідомий (статистичних даних з 2011 року немає). Це суттєво впливає на розрахунок, оскільки виробництво холодильників було набагато вищим порівняно з імпортом/експортом.

На основі формули (4.2) та за допомогою інструменту розрахунку, розробленого Європейською комісією [247], можна розрахувати кількість відпрацьованих побутових холодильників (див. результати в табл. 4.18).

Таблиця 4.18 – Оцінена та прогнозована кількість відпрацьованих побутових холодильників в Україні, 2020–2030 роки

Рік	Кількість відпрацьованих побутових холодильників, шт.
2020	59467
2021	61628
2022	63471
2023	64937
2024	65882
2025	66261
2026	66074
2027	65345
2028	64110
2029	62414
2030	60309

Для порівняння, загальна кількість відпрацьованих побутових холодильників у Китаї оцінюється в 28,5 млн. шт. на рік [248].

Даних про кількість холодильників з певним холодоагентом немає. Тому, на основі табл. 4.16, кількість холодильників з холодоагентом R134a була прийнята за 27% від загальної кількості, а кількість холодильників з холодоагентом R600a – за 73% (холодильники з холодоагентом R12 виключені з розрахунків, оскільки вони дуже рідкісні). Тоді, згідно з модифікованою формулою (4.7), кількість залишкових холодоагентів R134a та R600a є такою:

$$M(R134a) = W \cdot 0,27 \cdot r(R134a) \quad (4.8)$$

$$M(R600a) = W \cdot 0,73 \cdot r(R600a) \quad (4.9)$$

Відповідно до досвіду Південної Кореї щодо схеми збору відпрацьованих холодильників, з кожного побутового холодильника можна вилучити в середньому 50% початкового холодоагенту [249]. Тоді залишкову масу холодоагентів R134a та R600a в одному холодильнику можна оцінити як 0,058

та 0,029 кг відповідно. Враховуючи кількість відходів побутових холодильників (табл. 4.18), можна оцінити середньорічну кількість залишкового холодоагенту R134a приблизно в 1 тонну, а холодоагенту R600a – у 1,4 тонни (рис. 4.13).

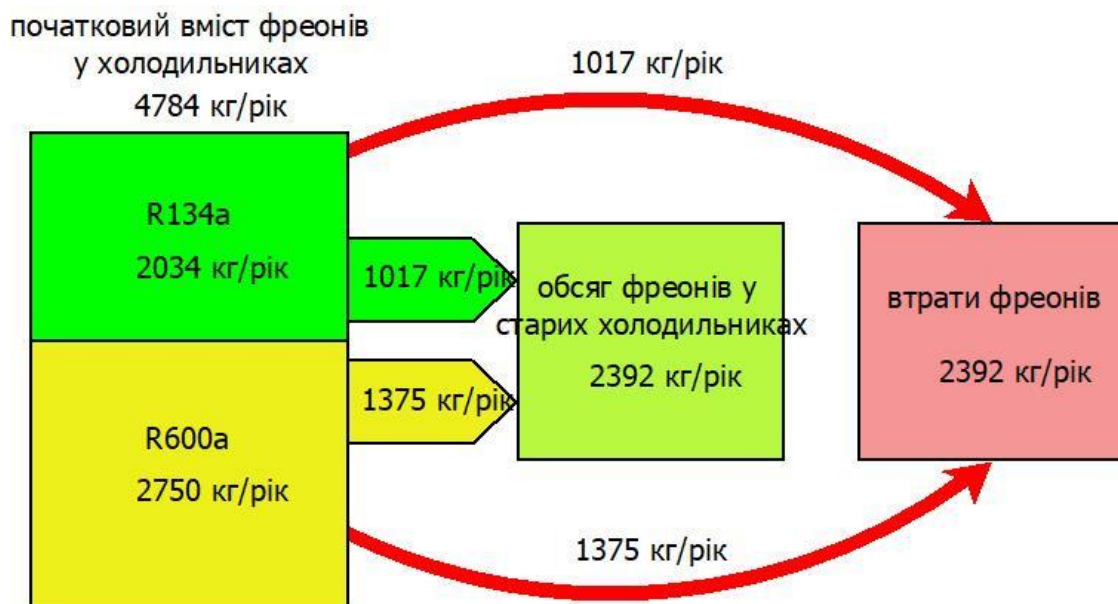


Рисунок 4.13 – Матеріальний баланс холодагентів, які використовуються у побутових холодильниках

На рис. 4.13 показано матеріальний баланс холодагентів, які використовуються у побутових холодильниках в Україні, на основі даних табл. 4.17 та 4.18, а також розрахунків залишкової маси холодагентів (дані про відходи станом на 2023 рік).

З практики відомо, що близько 10–20% відновлених холодагентів не можуть бути перероблені (з будь-якого обладнання). Сюди входять холодоагент, відновлений після вигорання компресора, суміші різних типів холодагентів, залишки від процесів відновлення тощо [250,251]. Таким чином, потенціал відновлення холодагентів можна оцінити в 2 тонни на рік (з урахуванням 80% рівня переробки). Для порівняння, у 2016 році в Південній Кореї було відновлено 2779 кг R134a, 2242 кг R12 та 195 кг R22 переважно з холодильників (загалом 5020 кг (96,2%)) [249].

4.4 Дослідження ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів

4.4.1 Ресурсний потенціал відходів електричного та електронного обладнання

Серед всіх небезпечних компонентів побутових відходів, найцінніші ресурси містяться у відходах електричного та електронного обладнання. Друковані плати, що є базовим компонентом сучасної електроніки, містять складну суміш кольорових (передусім міді), благородних (золото, платина) та рідкісних металів, таких як родій, рутеній, іридій та осмій. Ці елементи зазвичай інтегровані в контакти, кабелі, припої, керамічні конденсатори та інтегральні мікросхеми [252]. Технологічна складність їх рекуперації зумовлена тим, що до 70% складу плат припадає на неметалеві компоненти (пластик, скловолокно, смоли), які ускладнюють процес розділення матеріалів [253].

Окрему групу становлять рідкоземельні метали (скандій, ітрій та лантаніди), що зосереджені в електронно-променевих трубках, люмінесцентних лампах, магнітах, акумуляторах і напівпровідникових елементах [252]. Висока питома вартість та унікальні фізико-хімічні властивості цих металів роблять їх цінною сировиною, проте їх розсіяність у різних вузлах обладнання вимагає специфічних методів промислової переробки.

Аналіз концентрації цінних ресурсів у ВЕЕО свідчить, що основна маса дорогоцінних металів зосереджена в друкованих платах. Найвищі показники вмісту золота характерні для мобільних телефонів (до 1000 г/т) та цифрових фотоапаратів (120–280 г/т), що становить 0,012–0,028% від загальної маси пристрою. Для порівняння, у побутовій техніці (пилососи, кавомашини) відносна частка золота значно нижча – близько 0,0006% [254, 255]. Вміст срібла варіюється від 600–700 г/т у комп'ютерних платах до 5000–5500 г/т у платах

мобільних телефонів, а паладію – від 100 до 300 г/т відповідно. Цікаво, що концентрація платини є найвищою саме у комп'ютерній техніці (до 40 г/т). Якщо розглядати прилади в цілому, то вміст срібла становить 1–5 г/т, золота – 100–150 мг/т, а паладію – 40–170 мг/т [255]. Винятком є комп'ютери, де концентрація дорогоцінних металів у 20–30 разів перевищує середні значення для інших категорій ВЕЕО.

Холодильні та морозильні камери мають високий потенціал рециклінгу, оскільки до 80% їхньої маси можна переробити та використати повторно. Це обладнання містить широкий спектр цінних матеріалів, зокрема мідь, залізо, алюміній, скло та ПВХ. Навіть такі небезпечні компоненти, як ртуть та фреон, підлягають вилученню: фреон відкачують спеціалізованим обладнанням для його подальшої регенерації та експлуатації.

Типовий холодильник масою 40 кг має таку структуру матеріалів: 17,5 кг заліза, по 4 кг алюмінію (або міді) та ПВХ, 0,24 кг скла та 0,13 кг фреону. Вага компресора становить близько 9 кг, а решта маси припадає на інші допоміжні компоненти [31]. Детальні розрахунки маси окремих складників для різних категорій електричного та електронного обладнання представлені у табл. 4.19 та 4.20.

Згідно з даними табл. 4.19, до 90% маси більшості видів електричного та електронного обладнання становлять чорні метали, переважно залізо, та пластик. Винятками є старі телевізори з електронно-променевими трубками, де переважає скло, а також мобільні телефони та цифрові фотоапарати, значну частку ваги яких займають друковані плати. Найвищий вміст металів характерний для великогабаритних пристроїв, тоді як частка пластику зазвичай варіюється в межах 30–50%, досягаючи мінімальних значень у комп'ютерах та мікрохвильових печах.

Таблиця 4.19 – Склад електричного та електронного обладнання [26,256,257]

Обладнання	Масова частка компоненту, %					
	Чорні метали	Інші метали	Кабелі	Пластик	Друковані плати	Скло катодних трубок
Холодильник	47,6	1,3	3,4	43,7	0,5	–
Кондиціонер	45,9	9,3	17,8	17,7	2,7	–
Телевізор із катодною трубкою	6-12,7	0,1	2-3,9	17,9-22	8,7-10	35,7-60
Телевізор рідкокристалічний	25-43	3,8-9	0,8-4	24-42,8	4,4-11,6	–
Комп'ютер	47-58	0,4	0,9-2,6	2,8-3,5	8,9-9,4	–
Ноутбук	7-19,5	2,4-11	1-3,2	19,5-38	13,7-17	–
DVD програвач	62,5	–	3,6	15,3	14,0	–
Аудіоплеєр	35,1	0,5	3,2	46,9	10,4	–
Факс	33,3	1,7	6,1	49,1	12,2	–
Телефон	3,6	0,3	10,3-16,2	47,8-53,2	12,6-21,9	–
Принтер	10-41	0,2-0,3	0,8-3,2	34,4-45,8	6,6-7,4	–
Мобільний телефон	0,8–8	0-3,9	0,3	25,6-45	22-40	–
Фотоапарат цифровий	5,2	4,3	0,3	31,8	20,2	–
Мікрохвильова піч	71,9	0,4	4	6,5	4,7	–
Прилади для дистанційного контролю	1	–	–	82	17	–
Детектор диму	13	2	1	67	17	–
Клавіатура	9-27	–	6,8	55-78,5	2,1-11	–
Монітор	3	1	4	18	12	0-62
Комп'ютерна миша	1,2-5	–	32	46,9-52	8,2-11	–
Іграшки	4,3-11	0,2	1,3-2	72	2-6	–
Праска	3,9	44,8	14,3	37,1	–	–
Міксер/блендер	2,7	0,1	6,8	20,4	0,7	–
Пилосос	1,1	0,1	5,2	55,5	0,7	–

Масова частка друкованих плат у структурі більшості ЕЕО становить 7–15%. Саме вони є ключовим джерелом цінних ресурсів, серед яких найбільша питома вага належить міді, особливо в платах мобільних телефонів та мікрохвильових печей [258]. Також спостерігається специфічний розподіл інших металів: найвищий вміст алюмінію зафіксовано в платах принтерів, заліза та цинку – у мікрохвильових печах, а олова – у холодильниках.

Таблиця 4.20 – Вміст цінних металів у друкованих платах електричного та електронного обладнання [26]

Обладнання	Масова частка, г/кг					Масова частка, мг/кг		
	Al	Cu	Fe	Sn	Zn	Ag	Au	Pd
Холодильник	16	170	21	83	17	42	44	–
Кондиціонер	6,9	75	20	19	4,9	51	17	–
Телевізор із катодною трубкою	62	72	34	18	5,3	120	5	20
Телевізор рідкокристалічний	63	180	49	29	20	600	200	–
Комп'ютер	18	200	13	18	2,7	570	240	150
Ноутбук	18	190	37	16	16	1100	630	200
DVD програвач	54	220	11	22	26	710	150	20
Аудіоплеєр	61	140	58	24	11	170	26	34
Факс	37	120	11	7,4	7,7	69	35	110
Телефон	67	96	150	34	8,6	2400	–	–
Принтер	180	140	17	16	4,2	70	38	21
Мобільний телефон	15	330	18	35	5	3800	1500	300
Фотоапарат цифровий	24	270	30	39	8,8	3200	780	200
Мікрохвильова піч	14	320	400	15	28	2000	–	–

Розрахунок матеріального балансу поширених електронних пристроїв (мобільний телефон, комп'ютерна миша, клавіатура, веб-камера, монітор комп'ютера) показав, що запаси ресурсів у них сягають більше 4 тис. тонн/рік для України [225]. При цьому більша їх частина (в першу чергу, пластик і метал) можуть бути досить легко відновлені. сумарно із досліджуваних пристроїв досить легко може бути відновлено до 4100 т/рік ресурсів, в т. ч. майже 2000 т/рік пластику, близько 1200 т/рік металів, майже 900 т/рік скла, 80 т/рік гуми. В той же час, понад 600 т/рік ресурсів можуть бути вилучені після застосування спеціальних методів обробки (у складі плат і кабелів), з них майже половина – з мобільних телефонів. Таким чином, найбільшим ресурсним потенціалом (з точки зору цінних металів) володіють мобільні телефони і монітори, найменшим – веб-камери і комп'ютерні миші. Металами, які в найбільшій кількості містяться у досліджуваних ВЕЕО, є залізо, стронцій, мідь

(основна маса представлена у мобільних телефонах і моніторах). Також досить високий ресурсний потенціал мають цинк (найбільше – у клавіатурі, мобільних телефонах і моніторах) і хром (майже весь представлений у мобільних телефонах). Щодо дорогоцінних металів, то найбільший запас срібла мають клавіатури, трохи менший – монітори. З рідкісних металів, найбільшими ресурсами молібдену, ванадію і цирконію володіють мобільні телефони, стибію – веб-камери, рубідію – монітори, ітрію і родію – клавіатури.

4.4.2 Ресурсний потенціал відпрацьованих батарейок

Ресурсний потенціал відпрацьованих батарейок оцінимо на прикладі цинк-вугільних батарейок.

Досліджувались п'ять відпрацьованих батарейок типорозміру AA R6 виробників Panasonic та Varta (табл. 4.21).

Таблиця 4.21 – Характеристики відпрацьованих цинк-вугільних батарейок

Виробник	Тип	Розміри, мм	Маса, г	Залишкова ємність, V		Зовнішній вигляд
				min	max	
Panasonic	AA R6	14,5 × 50,5	18,25	0,51	1,08	без помітних зовнішніх пошкоджень
Varta	AA R6	14,5 × 50,5	16,50	1,12	1,30	без помітних зовнішніх пошкоджень

Батарейки розбирались вручну, усереднений масовий склад отриманих компонентів наведено в табл. 4.22.

Таблиця 4.22 – Масовий склад досліджуваних цинк-вугільних батарейок

Складові батарейки	Маса			
	Panasonic		Varta	
	г	% мас	г	% мас
Металеві корпус та контакт	18,85	20,65	19,82	24,01
Залишки Zn електроду	2,80	3,07	3,71	4,49
Графітовий електрод	6,64	7,28	4,14	5,02
Агломерат	48,52	53,17	43,58	52,79
Сіра маса електроліту	1,32	1,42	2,82	3,42
Пластикові ізолятори	4,64	5,09	2,60	3,15
Паперові ізолятори	2,87	3,14	1,61	1,95
Механічні втрати	5,64	6,18	4,27	5,17
Всього	91,25	100,0	82,55	100,0

У попередніх підрозділах було оцінено масу побутових батарейок в Україні у близько 6000 тонн/рік. Частка цинк-вугільних батарейок типорозміру AA R6, які є найдешевшими, складає близько 16%. Таким чином, їхня орієнтовна маса – 960 тонн/рік. Із врахуванням даних табл. 4.22 отримаємо такі потенційні кількості ресурсів (табл. 4.23).

Таблиця 4.23 – Річна кількість ресурсів у відпрацьованих цинк-вугільних батарейках типу AA R6

Ресурс	Маса, т/рік
Метали:	738
сталь	198
цинк	30
манган (у перерахунку на MnO ₂ , з агломерату)	510
Графіт	70
Папір + пластик (як суміш для піролізу)	79
Разом	887

4.4.3 Ресурсний потенціал непридатних пестицидів

Пестициди мають широке застосування у всьому світі для боротьби зі шкідниками. Середньосвітове застосування пестицидів постійно зростає і зараз складає 2,66 кг/га [259], причому в країнах Азії цей показник ще вищий – 3,69 кг/га [260] і особливо контрастує із такими країнами, як Китай (13,07 кг/га) чи Японія (11,76 кг/га) [261]. Хоча Україна є провідним сільськогосподарським виробником Європи і має дуже велику посівну площу, обсяги застосування пестицидів одні з найнижчих – близько 2 кг/га [262] – менше, ніж в середньому по світу.

Більшість пестицидів, які застосуються в Україні, імпортуються. Основними виробниками є Китай – 42 %, Швейцарія – 8 %, Німеччина – 7 %, пестициди українського виробництва складають 12 % [262].

Крім того, значна кількість залишкових, непридатних (через втрату корисних властивостей, закінчення терміну придатності, втрату маркування чи змішування) пестицидів накопичена на складах по всій Україні. Їхні обсяги не зменшуються, оскільки утилізація пестицидів залишається складною проблемою, оскільки в Україні відсутні відповідні потужності і Україна змушена вивозити непридатні пестициди для знищення за кордоном. Відповідно до офіційних даних, в Україні накопичено до 20 тис. тонн непридатних пестицидів, в тому числі най-більше у Вінницькій області – 2778,6 тонн [202]. Однак, облік непридатних пестицидів не ведеться належним чином, інформація з різних джерел сильно відрізняється, великі обсяги зберігаються на територіях неіснуючих / збанкрутілих підприємств, статистика по яким не ведеться. Тому, з високою ймовірністю, обсяг накопичених непридатних пестицидів є значно більшим.

Абсолютна більшість наукових досліджень в цій галузі зосереджена на знищенні або деградації пестицидів [263], а не отриманні цінних речовин / ресурсів. В той же час, перехід до принципів ресурсозбереження та

циркулярної економіки потребує максимально повного вилучення потенційних ресурсів із відходів.

Оцінка кількості пестицидів та їхніх відходів, наявних в Україні

У 2020 році, за офіційними даними, тільки державними організаціями було використано 43,8 тис. тонн пестицидів: інсектицидів – 4,7 тис. тонн, фунгіцидів – 9,2 тис. тонн, гербіцидів – 25,1 тис. тонн, протруйників (інсектициди, бактерициди і фунгіциди, які застосовуються перед посадкою культур) – 2,0 тис. тонн, десикантів – 2,6 тис. тонн, родентицидів – 0,2 тис. тонн [202]. При цьому, в загальному в Україну імпортується від 84 до 118 тис. тонн пестицидів щорічно (рис. 4.14), експорт є незначним (близько 1,5–3 тис. тонн/рік). За обсягом продажів в Україні переважають гербіциди, фунгіциди та інсектициди [264] (у 2023 році імпортовано відповідно близько 56 тис. тонн/рік, 15 тис. тонн/рік, і 9 тис. тонн/рік (База даних ООН UN Comtrade)).

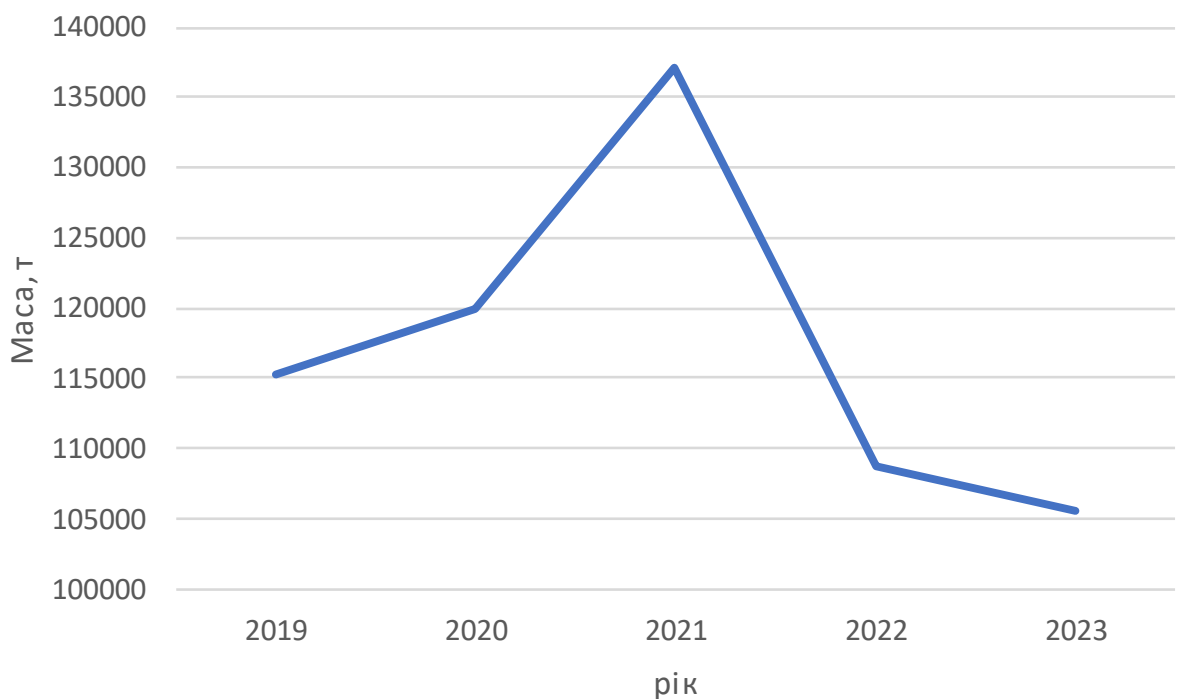


Рисунок 4.14 – Маса пестицидів на ринку України

Власне виробництво сягає близько 22 тис. тонн/рік [264]. На прикладі 2023 року приблизний загальний обсяг пестицидів, які використовуються в

Україні, можна оцінити у 105 тис. тонн/рік (виробництво + імпорт – експорт). Із врахуванням структури виробництва (гербіциди – 21,3%, фунгіциди – 9,7%, інсектициди – 6,7% [264]), у цю кількість входять: гербіциди – 60 тис. тонн/рік, фунгіциди – 17 тис. тонн/рік, інсектициди – 10 тис. тонн/рік, інші – 18 тис. тонн/рік). Деяка частина із цієї кількості не використовується з різних причин і поповнює накопичені запаси залишкових непридатних пестицидів (ймовірно, більше 20 тис. тонн, як було показано вище). Офіційні дані щодо утворення непридатних пестицидів у 2021 році і пізніше відсутні. У 2019–2020 рр., згідно [203] утворилось відповідно 4,1 і 5,4 тонн непридатних пестицидів, що складає лише 0,01% від кількості пестицидів [204], які щорічно використовуються в Україні державними організаціями.

Таблиця 4.24 – Застосування пестицидів (за діючою речовиною) в Україні, 2023 р. [266]

№п/п	Назва діючої речовини	Обсяг внесених пестицидів (у діючій речовині), тонн
1	ацетохлор	2533
2	гліфосату калійна сіль	1581
3	пропізохлор	1368
4	гліфосату ізопропіламінна сіль	1344
5	s-метолахлор	869
6	прометрин	857
7	тербутилазин	659
8	карбендазим	601
9	тебуконазол	586
10	бентазон	473
11	метолахлор	409
12	хлорпірифос	341
13	аклоніфен	336
14	метамітрон	322
15	імідаклоприд	312
16	2,4-дихлорфенокси-оцтової кислоти 2-етилгексиловий ефір	283
17	тіофанат-метил	270
18	хлормекват хлорид	242
19	дикват	239
20	манкоцеб	222

Крім цього, деяка невідома кількість непридатних пестицидів утворюється у домогосподарствах. Хоча ця кількість може бути навіть більшою за вищенаведені офіційні дані, однак через відсутність роздільного збирання відходів ці непридатні пестициди збираються разом з іншими побутовими відходами і їхній ресурсний потенціал втрачається. Таким чином, можна оцінити утворення непридатних пестицидів у 2021–2023 рр. в межах близько 4 тонн/рік [265]. Це той обсяг, в якому є певний ресурсний потенціал.

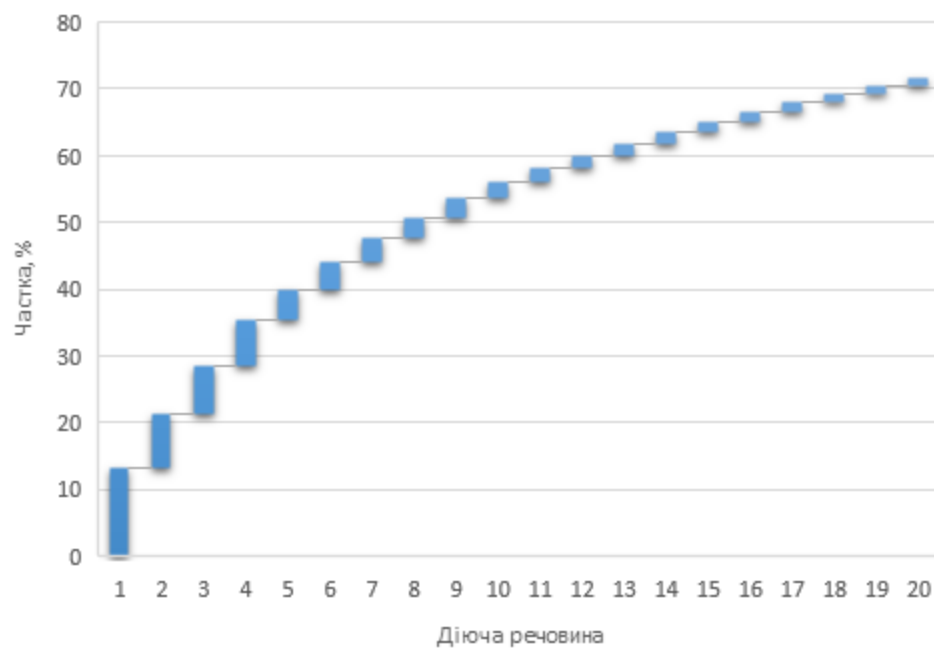


Рисунок 4.15 – Частка пестицидів (за діючою речовиною), які застосовуються в Україні. Діюча речовина: 1 – ацетохлор, 2 – гліфосату калійна сіль, 3 – пропізохлор, 4 – гліфосату ізопропіламінна сіль, 5 – s-метолахлор, 6 – прометрин, 7 – тербутилазин, 8 – карбендазим, 9 – тебуконазол, 10 – бентазон, 11 – метолахлор, 12 – хлорпірифос, 13 – аклоніфен, 14 – метамітрон, 15 – імідаклоприд, 16 – 2,4-дихлорфенокси-оцтової кислоти 2-етилгексиловий ефір, 17 – тіофанат-метил, 18 – хлормекват хлорид, 19 – дикват, 20 – манкоцеб

Серед пестицидів, які використовуються в Україні, найбільша частка припадає на препарати на основі діючої речовини ацетохлору (13% серед усіх діючих речовин). Також поширеними активними речовинами є: у гербіцидах – трибенурон-метил, етофумезат, дикват, дикамбу та її солі, гліфосат та його солі, фенмедифам, хізалофоп-П-етил і нікосульфурон; у фунгіцидах – ципроконазол, флутріяфол, тіабендазол, тирам, тебуконазол, пропіконазол, манкоцеб, карбендазим, дифеноконазол, азоксистробін та металаксил; у інсектицидах – циперметрин, хлорпірифос, фосфід алюмінію, тіаметоксам, лямбда-цигалотрин, клотіанідин, імідаклоприд, диметоат, ацетаміприд та альфа-циперметрин. Двадцять діючих речовин, які найбільше (за масою) застосовуються у складі пестицидів в Україні наведені у табл. 4.24. На них припадає 70% всіх пестицидів (рис. 4.15). Саме їх найдоцільніше аналізувати з точки зору потенційного отримання ресурсів.

Отримання ресурсів із непридатних пестицидів

Сьогодні застосовуються такі методи утилізації пестицидів як активне окиснення, зокрема процес Фентона, біологічне розкладання, а також високотемпературне спалювання. Активне окиснення особливо актуальне для очищення біологічно токсичних пестицидів або тих, які біологічно не розкладаються. Цей метод дозволяє обробляти кілька пестицидів разом і може бути пришвидшений за допомогою сонячного, ультрафіолетового або ультразвукового випромінювання [267]. Однак, при застосуванні цього методу для утилізації хлорвмісних пестицидів утворюються небажані речовини – хлор або гіпохлорит. Процес Фентона забезпечує швидке розкладання органічних і неорганічних пестицидів, тобто може використовуватись для утилізації широкого спектру пестицидів – тих, які біологічно розкладаються і тих, які біологічно не розкладаються [268]. Однак, в результаті утворюється залишковий осад. Також недотримання вимог процесу може призвести до накопичення іонних частинок або вільних радикалів [268]. Біологічним розкладанням можуть утилізуватись пестициди, які не піддаються обробці

хімічними або іншими методами. Застосування даного методу потребує великих площ для обробки та розділення біомаси, забезпечення відповідних умов і постійного живлення бактеріями, а також тривалого часу обробки (дні або тижні). Перешкодою є наявність біологічно стійкої органіки (гумусових речовин або поверхнево-активних речовин) [267].

Отримання ресурсів із непридатних пестицидів можна реалізувати двома шляхами: 1) отримання корисного продукту шляхом хімічних / фізико-хімічних перетворень; 2) використання продуктів спалювання пестицидів. Так, відомі способи перетворення пестицидів алахлор, атразин і діурон (у воді) на ціанурову кислоту за допомогою активного окислення [268]. Ціанурова кислота (1,3,5-триазин-2,4,6-триол(CNOH)₃) використовується як стабілізатор для зменшення впливу сонячного світла на дезінфікуючі властивості хлору, дезінфікуючий засіб на водоочисних спорудах, сировина для виробництва пластмас, барвників, антипіренів тощо. Таким чином, азотовмісні пестициди можна розглядати як сировину для виробництва ціанурової кислоти. Щорічне утворення непридатних азотовмісних пестицидів, базуючись на даних табл. 4.23 (близько 15 тис. тонн/рік азотовмісних пестицидів на ринку), можна оцінити в 1,5 тонни (за умови, що 0,01% пестицидів стають непридатними – як показано вище).

Певним ресурсним потенціалом також володіють неорганічні / металорганічні пестициди. Ці сполуки містять іони важких металів (наприклад, арсен, мідь, ртуть, кадмій або стибій), зв'язані з вуглецем. Процедури детоксикації включають перетворення іонів металів на нерозчинні сполуки, гідроксиди, карбонати або сульфіді. Зазвичай пестициди розчиняють у воді та підвищують рН приблизно до 10 за допомогою гідроксиду натрію та відновлення осаду. У випадку з ртуттю, регулювання рН супроводжується додаванням тіосульфату натрію з утворенням сульфідрутуті [269].

Додатково у табл. 4.25 наведені можливі напрямки використання хімічної обробки непридатних пестицидів для отримання ресурсів.

Таблиця 4.25 – Потенційні можливості використання найбільш вживаних пестицидів після хімічної обробки

Діюча речовина	Продукти хімічного розкладання, які можна отримати хімічними методами
ацетохлор	речовини, які містять: алкільні групи (-CH ₂ CH ₃ , -CH ₃), аміногрупу (-NH ₂), альдегідну групу (-CH=O)
s-метолахлор	
пропізохлор	
гліфосату калійна сіль	фосфат, метиламін, NH ₃ , саркозин, гліцин, гліоксилат
гліфосату ізопропіламінна сіль	
прометрин	біурет, аллофанат, NH ₃
тербутилазин	
карбендазим	2-метил-аміно-анілін, 2-аміно-бензimidазол, бензimidазол-2-ілкарбамат, 1,2-діамінобензол

Варто зазначити, що ацетохлор, пропізохлор, диметахлор, алахлор, бутахлор, претілахлор мають схожу хімічну структуру, а тому і однакові продукти хімічного розкладання. Аналогічно прометрин, атразин, тербутилазин, сімазин, ціаназин та інші триазини мають схожу хімічну структуру і продукти хімічного розкладання.

Під хімічним розкладенням маються на увазі процеси гідролізу, фотолізу, електролізу, окиснення та ін. Умовно до хімічних можна віднести і біорозкладання, оскільки в живій молекулі теж протікають аналогічні хімічні реакції, а розщеплення токсикантів відбувається, як правило, за одними і тими ж механізмами.

Загалом реагентні методи переробки пестицидів характеризуються вибірковістю та можливістю отримання специфічних кінцевих продуктів реакції, проте водночас досить великою вартістю робіт в порівнянні з термічними методами. Висока вартість робить реагентні методи малоконкурентними і тому вони рідко застосовуються.

Зазвичай сучасні пестициди випускаються в товарній формі розчину з органічними розчинниками, причому відсоткове співвідношення діючої речовини до розчинника може сягати від 1:2 до 1:100. Тому доцільно вилучати органічні розчинники перед утилізацією пестицидів. Найбільш поширеними розчинниками для пестицидів є вода, ацетон, спирт етиловий, етилацетат,

спирт ізопропіловий. Після вилучення вони можуть бути використані для виробництва нових пестицидів або за іншим призначенням.

Продукти хімічного розкладання ацетохлору, диметахлору, пропізохлору та інших подібних пестицидів можуть мати подальше застосування, наприклад, для отримання спиртів. Проте, більшість кінцевих продуктів хімічних реакцій важко відділяти, що ставить під питання економічну доцільність цього процесу.

Продукти хімічного розкладання солей гліфосату можуть мати подальше використання. Наприклад, фосфати можна використовувати для отримання добрив. Метиламін можна використати у синтезі пестицидів, ліків, барвників, метамфетаміну. Гліцин та саркозин є амінокислотами, які використовуються в харчовій галузі, проте, при отриманні із пестицидів, для харчових потреб використані бути не можуть. Гліоксилат, як кислота, може мати застосування в хімічній галузі. Формальдегід може бути використаний для виробництва полімерних матеріалів, багатоатомних спиртів тощо.

Прометрин, атразин, тербутилазин, сімазин, ціаназин та інші триазини можуть бути перетворені до біурету, алофанату та інших сполук, які використовуються для хімічних потреб.

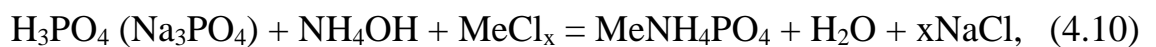
Із вказаних у табл. 4.25 пестицидів, найскладнішим для хімічної обробки є карбендазим. Це обумовлено його хімічною структурою, яка важко піддається гідролізу, електролізу, фотолізу, окисненню та ін. Продукти його хімічного розкладання є складними органічними молекулами, які мають досить обмежене використання.

Таким чином, варто зазначити, що використання хімічних методів для утилізації пестицидів потребує можливості точної ідентифікації непридатних пестицидів (для подальшої хімічної обробки), що часто не є можливим, особливо в умовах недосконалої системи управління відходами в Україні та великої кількості накопичених неідентифікованих непридатних пестицидів.

Деякі непридатні пестициди можуть бути використані як стимулятори росту рослин (табл. 4.26).

Так, деякі пестициди володіють, окрім токсичних ефектів на цільову групу шкідників, також і позитивними ефектами на рослини і тому можуть використовуватися як регулятори росту рослин. Вони можуть впливати на фізіологічні процеси рослин, зокрема прискорювати ріст, завдяки стимулюванню поділу клітин, впливати на розвиток частин рослин, наприклад розвиток кореневої системи, збільшувати розмір плодів чи опадання зав'язі, впливати на фотосинтез та його інтенсивність.

В ґрунті під впливом води, гідролізу чи хімічних речовин пестициди досить швидко розкладаються до менших органічних молекул або до неорганічних, які також володіють певними властивостями стимуляції росту рослин. Органічні молекули в більшості випадків будуть продовжувати володіти токсичними властивостями для рослини, а неорганічні краще засвоюються рослиною та використовуються нею для росту. Також, запропоновано [270] переробляти фосфати, отримані при гідролізі фосфорвмісних пестицидів до подвійних солей 3d-металів з подальшим їх використанням в якості мікро-добрих та забезпечення користі від вторинних продуктів. Утворенні фосфати при хімічних перетвореннях (гідроліз) фосфорвмісних пестицидів надалі можна перетворити до подвійних солей загальної формули MeNH_4PO_4 за рівнянням (4.10). Подвійні солі можна використати як мікродобриво для рослин.



де Me – метал (Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mg).

Вказані вище методи можуть бути застосовані для вилучення ресурсів із непридатних пестицидів, які можна ідентифікувати і які збираються роздільно. Ті пестициди, які накопичені за минулі роки, фактично неможливо ідентифікувати і сьогодні єдиним методом їх утилізації є спалювання. В результаті цього процесу відбувається знищення / детоксифікація пестицидів. Однак, також при цьому утворюється зола та інші продукти спалювання, які теоретично можуть містити корисні ресурси.

Таблиця 4.26 – Можливості використання основних пестицидів у якості регуляторів росту рослин

Пестицид	Можливість використання пестициду як регулятора росту рослин	Можливість використання продуктів розпаду як регулятора росту рослин		
пропізохлор	Має мінімальний вплив на ріст культурних рослин. Сприяє кращому росту культурних рослин непрямым шляхом – шляхом знищення бур'янів	-CH ₂ CH ₃	Ні	Речовини, що містять групу, можуть бути токсичними
ацетохлор				
S-метолахлор		-NH ₂	Так	При перетворенні в азотне добриво
		-CH=O	Ні	Речовини, що містять групу, можуть бути токсичними
		-CH ₃	Ні	Речовини, що містять групу, можуть бути токсичними
гліфосат та його похідні	Неселективний. Знищує практично всі зелені рослини, як культурні, так і бур'яни. Не має впливу на генетичний матеріал рослин, стійких до гліфосату	Фосфат	Так	Добриво
		Метиламін	Ні	Токсичний
		NH ₃	Так	При перетворенні в азотне добриво
		Гліцин	Ні	Вже присутній в рослинах в достатній кількості
		Гліюксилат	Ні	Може бути токсичним для рослин
		Саркозин	Так	Стимулювання проростання насіння, ріст коренів та пагонів, збільшує біомасу
прометрин	Знищує практично всі зелені рослини – як культурні, так і бур'ян	Біурет	Ні	Токсичний
		Аллофанат	Так	В невеликих концентраціях стимулює ріст
тербутилазин		NH ₃	Так	При перетворенні в азотне добриво
карбендазим	Впливає на грибки. Не впливає на ріст рослин	2-метил-аміно-анілін	Ні	Токсичний
		1,2-діамінобензол	Ні	Токсичний
		бензимидазол-2-ілкарбамат	Так	Стимулює ріст рослин, посилює процеси обміну речовин.
		2-аміно-бензимидазол	Ні	Токсичний

Відомо [271], що при спалюванні залишається близько 25% початкової маси пестицидів. Тобто, спалювання 20 тис. тонн накопичених непридатних пестицидів згенерує близько 5 тис. тонн золи. Хоча ця зола містить солі та оксиди лужних і важких металів, вона потенційно може бути використана для

дорожнього будівництва або в якості наповнювача для фундаментів, хоча подібне застосування в Україні ще потребує стандартизації на законодавчому рівні. Із врахуванням вищенаведеного, на рис. 4.16 наведено матеріальний баланс ресурсів у непридатних пестицидах.

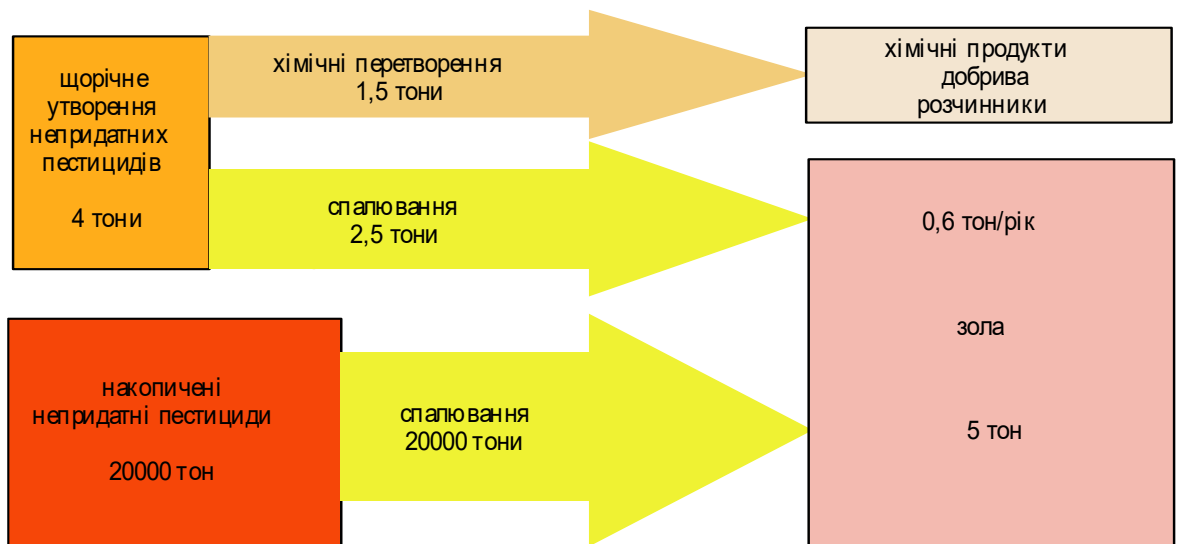


Рисунок 4.16 – Матеріальний баланс ресурсів у непридатних пестицидах

4.5 Висновки до четвертого розділу

Розроблена комплексна методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів, в тому числі їхніх небезпечних компонентів, яка дозволяє обчислити кількість конкретних ресурсів, які можуть бути вилучені із відходів.

Офіційні оціночні дані щодо кількості небезпечних компонентів побутових відходів в Україні (0,5–3 тис. тонн/рік) є, ймовірно, заниженими, оскільки є на декілька порядків меншими у порівнянні з іншими країнами. Крім того, вони враховують лише відходи домогосподарств. Побутові відходи комерційних установ та підприємств містять значно більше небезпечних компонентів. Оцінки утворення НПВ автором значно вищі – зокрема, утворення одних лише відпрацьованих батарейок оцінюється у більш, ніж 4 тис. т/рік. Утилізація більшості небезпечних побутових відходів відбувається

досить низькими темпами. Основними перешкодами для коректної оцінки потоків НПВ є низьке фінансування системи моніторингу за утворенням і управлінням НПВ та відсутність роздільного збирання відходів, що призводить до отримання неточних даних.

В Україні спостерігається значно нижчий рівень утворення НПВ порівняно з країнами ЄС, що, ймовірно, пов'язано з неефективним сортуванням відходів. Відсутні механізми ефективного управління НПВ, окрім деяких громадських ініціатив. Основними рекомендаціями можуть бути підготовка відповідної законодавчої бази з урахуванням міжнародного досвіду та створення реальних механізмів екологічно безпечного управління НПВ.

Дуже невелика частка НПВ в Україні збирається окремо (близько 20%), що досягається, в основному, за рахунок збирання медичних відходів. Реальний рівень збору НПВ в Україні може бути ще нижчим, оскільки певна кількість утворених НПВ не охоплюється системою обліку. Рівень збирання побутових відпрацьованих батарейок в Україні ще нижчий – менше 1%, що є логічним наслідком відсутності ефективної системи окремого збирання побутових відпрацьованих батарейок. Така система існує лише для автомобільних акумуляторів, за рахунок яких рівень збирання досягає 19%. Питома маса побутових батарейок в Україні в останні роки коливається в межах 110–170 г/рік на 1 людину, що відповідає показникам країн Східної та Південної Європи. При цьому маса побутових батарейок у відходах за офіційними даними складає близько 11 тонн/рік. Ця цифра є точно заниженою, оскільки громадські організації звітують про 2–3 тис. тонн/рік зібраних побутових батарейок. Це, ймовірно, пов'язано із недосконалістю системи обліку відходів. Оскільки, як показують результати дослідження, батарейки використовуються досить часто: в середньому одна людина використовує від 10 батарейок на рік. При цьому, лужні та цинк-вугільні батарейки становлять понад 90%, а літій-іонних акумуляторів небагато. Близько 75–80% батарейок не враховується в потоках відходів, а для побутових батарейок цей показник досягає 99%.

У розділі здійснено оцінку ресурсного потенціалу НПВ на прикладі відходів електричного та електронного обладнання, відпрацьованих батарейок та непридатних пестицидів. Відходи електронного та електричного обладнання характеризуються високим вмістом цінних компонентів, серед яких особливе значення мають дорогоцінні метали, зокрема золото, срібло, паладій та платина, а також кольорові метали, такі як цинк та алюміній. Основна концентрація цих елементів зосереджена в друкованих платах, хоча вони й складають лише незначну частку від загальної ваги приладів. Найвищі показники вмісту дорогоцінних металів на одиницю маси зафіксовані в мобільних телефонах та цифрових фотоапаратах, що робить їх пріоритетними об'єктами для переробки. Кількість ресурсів у відпрацьованих цинк-вугільних батарейках, які найширше використовуються в Україні, оцінена у 887 тонн/рік, більшість із яких – метали (залізо, цинк, манган).

Запропоновано два основних напрями отримання ресурсів із непридатних пестицидів – хімічні перетворення і спалювання. Хімічні перетворення (активне окислення, гідроліз, фотоліз тощо) є більш селективними і дозволяють отримати більш цінні ресурси, однак їх застосування можливе лише при чіткій ідентифікації пестицидів (це досить проблемно за наявної системи управління відходами в Україні); крім того, досить складним може бути розділення отриманих продуктів хімічних реакцій. В той же час, спалювання пестицидів, хоча і має результатом малоцінний продукт – золу, є більш простим, доступним і немає вимог щодо розділення пестицидів. Автором оцінено обсяг золи, які при цьому можна отримати у 0,6 тонн/рік (і ще близько 5 тонн при спалюванні накопичених пестицидів). Питання вилучення ресурсів із непридатних пестицидів потребує подальших досліджень з метою більш точної оцінки обсягів цінних компонентів, зокрема, при хімічних перетвореннях пестицидів.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [1,10,13,31,58,136,204–206,208,224,225,227–230,232,233,245,258,265].

РОЗДІЛ 5

ОБҐРУНТУВАННЯ МЕТОДІВ І СПОСОБІВ УПРАВЛІННЯ НЕБЕЗПЕЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

5.1 Аналіз існуючих методів та засобів для зберігання і транспортування небезпечних компонентів побутових відходів на прикладі відпрацьованих батарейок

Методи зберігання відпрацьованих батарейок залежать від їхнього типу. Залежно від вимог до зберігання та від можливого віднесення до небезпечних відходів, відпрацьовані батарейки можна розділити на: звичайні, вибухонебезпечні та небезпечні. Згідно з останніми рекомендаціями щодо небезпечних відходів, запровадженими різними країнами, відходи, що містять ртуть, кадмій та свинець, належать до небезпечних відходів. Тому відпрацьовані батарейки, що містять ртуть і кадмій, а також свинцево-кислотні акумулятори класифікуються як небезпечні. Літійові акумуляторні батарейки, особливо літій-тіонілхлоридні акумулятори, схильні до вибуху, тому ці типи класифікуються окремо як вибухонебезпечні. Інші відпрацьовані батарейки класифікуються як звичайні [272].

Через властивості відпрацьованих свинцево-кислотних акумуляторів до місць їхнього зберігання також застосовуються такі вимоги:

- місце зберігання повинно мати кислотостійкий ізоляційний шар для попередження забруднення і збирання будь-якої рідини, яка може витекти;
- наявність ефективної системи збирання стічних вод;
- повинен бути лише один вхід, який, як правило, має бути зачиненим, щоб уникнути поширення пилу;
- ефективна система вентилявання та очищення повітря для фільтрації свинцево-вмісного пилу;

– наявність протипожежних пристроїв.

Транспортування відпрацьованих батарейок повинно враховувати як потенційне забруднення навколишнього середовища, так і фактори безпеки. Транскордонне перевезення відпрацьованих батарейок, що належать до небезпечних відходів, повинно відповідати вимогам Базельської конвенції про контроль за транскордонним перевезенням небезпечних відходів та їхньою утилізацією, зокрема є вимоги до транспортних засобів та відповідного персоналу. Отже, ртуть- і кадмій-вмісні батарейки, а також свинцево-кислотні акумулятори повинні транспортуватися як небезпечні відходи. Незалежно від методу транспортування, їх необхідно перевозити в герметичних контейнерах, щоб запобігти можливим витіканням. Під час транспортування необхідно правильно маркувати батарейки відповідно до вимог та використовувати необхідні символи і кольори для позначення корозійної здатності та безпеки.

Водії та інший персонал повинні пройти навчання з аварійно-рятувальних робіт, включаючи запобігання пожежам, запобігання витіканням та зв'язок з персоналом аварійно-рятувальних служб. Крім того, вони повинні знати, які типи небезпечних матеріалів вони перевозять і як з ними поводитися. Під час транспортування варто мати засоби індивідуального захисту (і вміти користуватися ними у випадку аварії). Транспортування небезпечних батарейок повинно здійснюватися за заздалегідь визначеним маршрутом і графіком, а також забезпечувати раннє попередження про потенційні аварії або особливі проблеми, які можуть виникнути під час транспортування.

Основною проблемою під час транспортування відпрацьованих свинцево-кислотних акумуляторів є можливий витік електроліту. Необхідно вживати всіх можливих заходів для запобігання аваріям. Транспортування може призвести до перевертання акумулятора чи пошкодження корпусу, що, в свою чергу, може призвести до витікання електроліту. Тому для перевезення необхідно використовувати герметичний контейнер, стійкий до механічних впливів і дії кислот. Контейнер повинен бути розміщений правильно під час

транспортування (не повинен ковзати).

Частина первинних батарейок (наприклад, цинкові або лужні) та акумуляторів (наприклад, літій-іонні або нікель-металгідридні) є звичайними відпрацьованими батарейками. Якщо вони не розбираються, то їх можна зберігати в пластикових (наприклад, ПЕТ) або сталевих контейнерах. Залишки електродів чи інших частин батарейок, зазвичай, мають вигляд відходів чи шлаку, тому, для зручності, їх можна зберігати в пластикових мішках або залізних контейнерах [273].

5.2 Аналіз існуючих систем управління небезпечними компонентами побутових відходів у світі

У багатьох розвинутих країнах в кожному населеному пункті є спеціальні пункти збирання токсичних та спеціальних відходів, таких як батарейки, відпрацьоване мастило, люмінесцентні лампи, ВЕЕО тощо. Періодично відходи передаються з таких пунктів до відповідних переробних підприємств [274].

Управління небезпечними компонентами побутових відходів у країнах Північної Америки

У Північній Америці НПВ і ПВ зазвичай збираються окремо. Ефективність управління НПВ залежить від регіональних умов та правил [275,276]. Моделі споживання побутових товарів відрізняються в різних регіонах. Наприклад, мексиканські домогосподарства використовують різні товари та послуги [45], тоді як у США переважають електронні та автомобільні товари [277]. Оскільки обсяг НПВ у потоці ПВ варіюється залежно від регіону, покращення участі домогосподарств у розділенні, зберіганні та передачі НПВ до відповідних систем збирання відходів вимагає ретельного планування та ефективного впровадження [278,279]. Попередні дослідження показали, що соціально-економічні характеристики відіграють значну роль у формуванні практик збирання та переробки відходів [280,281]. У контексті

домогосподарств, разом із соціально-економічними факторами, додаткові параметри домогосподарства, такі як розмір сім'ї, володіння певними електронними пристроями та використання приватних транспортних засобів, є вирішальними для визначення ключових факторів утворення відходів [282,283].

Управління небезпечними компонентами побутових відходів у країнах Європи (на прикладі Австрії)

Згідно з австрійським законодавством, НПВ повинні збиратися окремо від інших видів ПВ. Зазвичай це робиться кілька разів на рік через стаціонарні пункти збирання НПВ у муніципалітетах або в мобільних пунктах збирання. Іноді деякі НПВ, наприклад прострочені ліки, відпрацьовані олії/мастила або тонери для копіювальних апаратів, безкоштовно приймаються назад відповідними магазинами. Після попереднього сортування НПВ проходять фізико-хімічну або термічну обробку із отриманням енергії [284]. Відпрацьовані батарейки та прострочені ліки, як правило, найбільше охоплені системою управління відходами в Австрії. Ще з 2008 року в Австрії існує наказ про запобігання, збір та обробку відпрацьованих батарейок та акумуляторів. Він встановлює мінімальні квоти на збір відпрацьованих батарейок (ціль на 2016 рік становила 45% батарейок, що в середньому потрапляють на ринок протягом останніх 3 років). Наразі близько 50% батарейок в Австрії, збираються окремо та відправляються на переробку. Квоти на збір використаних портативних батарейок, встановлені ЄС, на даний час ледве виконуються, тому що досить багато використаних батарейок все ще змішуються з іншими ПВ – залишковими відходами, упаковкою, або зберігаються в домогосподарствах. Для забезпечення найкращої можливої переробки батарейок в Австрії існує понад 1700 муніципальних стаціонарних та мобільних пунктів збору портативних батарейок [219]. В Австрії відпрацьовані портативні батарейки сортуються на одному підприємстві, на ще одному – розбираються. Потім їх транспортують за кордон для подальшої переробки (до Фінляндії, Німеччини та Франції). У комерційному секторі збір відбувається у

спеціальні контейнери. Крім того, люди мають можливість безкоштовно здати портативні батарейки дистриб'юторам, оскільки останні зобов'язані прийняти їх назад. Промислові та автомобільні акумулятори збираються через продавців транспортними засобами або автомобільні компанії, а також через компанії з утилізації відходів, а іноді і через муніципальні пункти збору відходів, що підлягають вторинній переробці [284]. Згідно з Директивою ЄС про батареї, виробники або імпортери в усіх країнах ЄС зобов'язані брати участь у системі збору та переробки відпрацьованих батарейок та акумуляторів та фінансувати її. Виробники повинні зареєструватися в електронному реєстрі та створити принаймні один пункт збору для кожного регіону, куди можна повертати використані батарейки від кінцевого споживача. З 2022 року закордонні виробники та онлайн-продавці батарейок повинні мати уповноваженого представника, який візьме на себе їхні зобов'язання в Австрії.

Особлива увага в Австрії приділяється медичним відходам. Не всі медичні відходи вважаються небезпечними. Серед медичних відходів в Австрії є дві групи небезпечних медичних відходів:

1) відходи, що становлять небезпеку як у медичній сфері, так і поза нею, і тому потребують спеціального поводження в обох сферах (включають, наприклад, недезінфіковані мікробіологічні культури або відходи, забруднені небезпечними патогенами);

2) інші медичні відходи (наприклад, фармацевтичні відходи, дезінфікуючі засоби, ртуть та ртутьвмісні залишки, фотографічні хімікати, лабораторні відходи та хімічні залишки, експериментальні тварини та частини тіла тварин).

В Австрії люди можуть повертати невикористані ліки до аптеки або до громадського пункту збору відходів, що утримується муніципалітетами. Однак, санкцій за неправильну утилізацію немає. Крім того, деяка частина невикористаних або частково використаних ліків опиняється у побутових відходах через неправильне поводження (тверді речовини у ПВ та рідини у раковинах і туалетах) [52]. Фармацевтичні відходи піддаються термічній

обробці, а дезінфікуючі засоби, лабораторні відходи, хімічні залишки та фотохімічні речовини спалюються або хімічно / фізично обробляються.

Управління небезпечними компонентами побутових відходів у Китаї (на прикладі відпрацьованих літій-іонних акумуляторів)

В даний час переробка відпрацьованих літій-іонних акумуляторів, в основному, базується на непрофесійній переробці в невеликих майстернях, з невеликою кількістю спеціалізованих переробних підприємств. Невеликі компанії мають брак кваліфікованих працівників і застаріле технологічне обладнання. Ефективність переробки літій-іонних акумуляторів є низькою і неминуче спричиняє забруднення навколишнього середовища. Якщо органи місцевого самоврядування на всіх рівнях беруть участь у регулюванні ринку переробки літій-іонних акумуляторів і здійснюють політичне регулювання, то вони повинні оцінювати викиди у довкілля для галузі переробки акумуляторів, а також встановити прийнятні вимоги до підприємств та сформувати здорову конкуренцію для сприяння сталому розвитку промисловості переробки літій-іонних акумуляторів [285].

У галузі виробництва електромобілів була сформована модель переробки, в якій головну роль відіграють виробники літійових акумуляторів. Тобто споживачі повертають використані літійові акумулятори в пункти продажу електромобілів, а виробники акумуляторів замінюють старі акумулятори на нові, надаючи субсидії на різницю в ціні. Потім виробник електромобіля передає використані акумулятори їхньому виробнику за узгодженою ціною. Таким чином, формується промислове об'єднання, що складається з виробників акумуляторів, виробників електромобілів або компаній, які надають акумулятори в оренду. За цією моделлю три сторони спільно фінансують процес управління відпрацьованими акумуляторами, ділячи вигоди між собою. Таким чином, даний підхід має широке охоплення, що дозволяє легко переробляти відпрацьовані акумулятори.

В даний час існує багато літій-іонних акумуляторів, які використовують

оксид літію-кобальту, оксид нікелю-кобальту-мангану, оксид літію-мангану та іншу сировину. Вдосконалення технології відновлення та переробки відпрацьованих літій-іонних акумуляторів може швидко розширити ринок рециклінгу літійових акумуляторів. В даний час деякі виробники в Китаї займаються виробництвом гідроксиду нікелю, гідроксиду кобальту та іншої готової продукції з перероблених відпрацьованих літій-іонних акумуляторів, що сприяє ефективному використанню ресурсів [285].

У зв'язку з тим, що деякі використані літій-іонні акумулятори все ще мають залишкову напругу, а деякі матеріали батареї стають нестабільними після багаторазового використання, якщо їх змішувати з іншими струмопровідними речовинами під час процесу демонтажу та транспортування, то періодично виникає коротке замикання, витік рідини, горіння, вибух та інші небезпеки для довкілля та людини. Тому процес управління відпрацьованими літій-іонними акумуляторами повинен відбуватись у спеціальних умовах із додатковими заходами безпеки. Крім того, варто приділити належну увагу збільшенню процесу саморозряду батареї під час переробки, а також вчасному ручному вивільненню залишкової напруги акумулятора, щоб уникнути непотрібних небезпек під час спалювання, а також зменшити втрати обладнання для переробки [285].

У 2008 році було впроваджено національний стандарт Китаю «Вимоги до переробки та поводження з літій-іонними акумуляторами для зв'язку». Однак, ефект його впровадження незначний і все ще існує певний розрив між технологіями переробки та концепцією утилізації відпрацьованих акумуляторів у порівнянні з розвиненими країнами. Тому важливою є участь влади у підвищенні екологічної обізнаності громадськості щодо відпрацьованих літій-іонних акумуляторів: наприклад, запровадження відповідної політики підтримки, галузевих вимог, стандартів та інших заходів для забезпечення екологічно безпечного управління відпрацьованими літій-іонними акумуляторами.

5.3 Аналіз існуючих систем управління небезпечними компонентами побутових відходів в Україні

Ситуація із небезпечними компонентами у складі ПВ в Україні залишається досить складною. Підприємства, установи та організації зобов'язані збирати такі відходи окремо і укладати договори на їх вивезення або утилізацію із ліцензованими підприємствами. Тому поводження із НПВ у комерційному секторі відбувається переважно належним чином, окрім деяких випадків відсутності подібних договорів із відповідними санкціями щодо підприємств-порушників. Крім того, всі організації, які мають справу із небезпечними відходами, отримують відповідний дозвіл згідно Положення про порядок видачі дозволу на експлуатацію об'єкта поводження з небезпечними відходами.

Однак, значно гіршою є ситуація із поводженням з НПВ населенням. Згідно Правил надання послуг з вивезення побутових відходів передача небезпечних відходів у складі побутових відходів здійснюється споживачами та виконавцями послуг з вивезення побутових відходів відповідно до вимог санітарного законодавства спеціалізованим підприємствам, що одержали ліцензії на здійснення операцій у сфері поводження з небезпечними відходами. Незважаючи на існуючі законодавчі акти і програми і зобов'язання людей не викидати НПВ разом з іншими відходами, у населених пунктах України практично відсутні будь-які механізми реалізації державної політики у даному напрямку.

Лише нещодавно в окремих населених пунктах організовано пункти прийому найпоширеніших НПВ (люмінесцентних ламп, батарейок, термометрів). Це реалізовано за ініціативи приватних підприємств та громадськості. Деякі пункти містять відповідні інформаційні матеріали. Серед більших міст прикладами є м. Київ (з 2018 року встановлено 150 контейнерів для відпрацьованих батарейок, термометрів та люмінесцентних ламп) та м.

Львів (є 2 мобільні автобуси для збору ртутьвмісних відходів). Також деякі мережі магазинів та неурядові організації збирають відпрацьовані батарейки у багатьох населених пунктах України. Однак урядової програми, спрямованої на управління відпрацьованими батарейками чи іншими НПВ, не існує. Хоча кілька років тому у м. Львів було побудовано єдиний завод з переробки батарейок, він не працює через відсутність системи управління відпрацьованими батарейками. У Вінницькій області до збору деяких НПВ долучені м. Вінниця, м. Ладижин, смт. Стрижавка [8].

У м. Вінниці у 2013 році в рамках співпраці із Польщею розпочалася кампанія з організованого збору та утилізації відпрацьованих батарейок. Проект передбачає співпрацю з освітніми установами (участь взяли більшість вищих та середніх навчальних закладів), громадськими організаціями та пунктами роздрібної торгівлі, яким безкоштовно були надані контейнери для збору використаних батарейок. Їх транспортування та переробка відбувається також за рахунок організаторів проекту. За два місяці було зібрано більше 1 тонни використаних батарейок. Також в рамках проекту були проведені семінари, на яких учасники були ознайомлені із польським досвідом, методами ефективного проведення просвітницьких кампаній та заохочення населення до збору небезпечних компонентів побутових відходів.

З огляду на те, що в Україні тільки розбудовується ефективна та екологічно прийнятна система поводження з НПВ, дані проекти мають особливе значення як для розвитку самої інфраструктури поводження з НПВ, так і для підвищення екологічної свідомості та культури громадян.

Ще один приклад організації збирання небезпечних компонентів побутових відходів – м. Ладижин Вінницької області, де організовано 4 пункти прийому найпоширеніших НПВ (люмінесцентних ламп, батарейок, термометрів). Це реалізовано за ініціативи приватного підприємця і фінансування з місцевого природоохоронного фонду) [286]. Вказані пункти містять відповідні інформаційні матеріали (рис. 5.1), а накопичені відходи

передаються відповідним ліцензованим підприємствам для подальшої утилізації.



Рисунок 5.1 – Пункт прийому небезпечних компонентів побутових відходів у м. Ладижин

В усіх інших випадках НПВ викидаються разом з іншими відходами, потрапляючи в подальшому на полігони побутових відходів. На жаль, спеціалізовані підприємства у сфері поводження з небезпечними відходами на працюють переважно у обласних центрах. Вони приймають для подальшого поводження такі небезпечні відходи: люмінесцентні лампи та інші відходи, що містять ртуть; нафтопродукти; свинцеві акумулятори; розчини кислот чи основ; відходи і брукт електричних та електронних пристроїв; медичні відходи;

відходи виробництва, одержання і застосування фармацевтичних препаратів; відходи виробництва, одержання і застосування чорнила, барвників, пігментів, фарб, лаків, оліфи; відходи виробництва, виготовлення і застосування смол, латексів, пластифікаторів, клеїв/в'язучих матеріалів; відходи, які складаються або містять хімічні речовини, що не відповідають специфікації або мають прострочений термін придатності; відходи сумішей масло/вода, вуглеводні/вода, емульсії; гальванічний шлам; розчини після травлення металів. У зв'язку з цим, навіть за наявності пунктів збирання небезпечних відходів від населення, постає проблема їх подальшого транспортування. Таке територіальне розташування фактично унеможлиблює обслуговування більшої частини території України. Варто зазначити, що в Україні потужності підприємств, які можуть переробляти НПВ дуже невеликі. Спеціалізованих підприємств у сфері поводження з небезпечними відходами у багатьох регіонах України немає. Тому, навіть за наявності пунктів збирання НПВ від населення, постає проблема їх подальшого транспортування.

До 2022 року спостерігалась позитивна динаміка утилізації НПВ – відзначалося постійне збільшення обсягів утилізованих НПВ, особливо суттєве – у 2019–2020 рр. Так, у порівнянні з 2017 р. маса утилізованих НПВ зросла у більш, ніж 5 разів [287]. При цьому, обсяг утилізованих відходів часто перевищує утворення – ймовірно, у зв'язку із утилізацією раніше утворених та накопичених НПВ. Найбільш позитивна динаміка утилізації фармацевтичних препаратів, свинцевих акумуляторів, медичних інфекційних відходів, і особливо медичних приладів та інструментів. По деяким категоріям спостерігається, навпаки, зменшення – це, наприклад, мийні засоби, люмінесцентні лампи. Позитивна тенденція в утилізації НПВ досягається, в першу чергу, за рахунок переробки свинцевих акумуляторів – близько 23 тис. тонн/рік, що складає майже 90% всіх утилізованих НПВ.

Управліннями відходами електричного та електронного обладнання в Україні

Спостерігається стійка тенденція транскордонного переміщення відпрацьованого електричного та електронного обладнання з промислово розвинених регіонів до країн з перехідною економікою, що нерідко супроводжується порушенням міжнародних правових норм. Зокрема, існують експертні оцінки, згідно з якими від 50 до 80% електронного брухту, акумульованого в США для рециклінгу, фактично експортується до країн з низьким рівнем доходу [29]. Це підкреслює складність реалізації положень Базельської конвенції, особливо в контексті нелегального трафіку відходів до Китаю [288]. Аналогічні виклики щодо незаконного імпорту застарілої техніки характерні і для України.

На відміну від країн ЄС, Японії та Південної Кореї, де впроваджено дієві економічні механізми, як-от розширена відповідальність виробника [89, 289, 290], в Україні й досі відсутня комплексна стратегія управління цим сектором. Попри розробку у 2016 році законопроекту «Про відходи електричного та електронного обладнання», документ залишається на стадії розгляду. Відповідно до засад сталого розвитку, пріоритетним завданням є модернізація законодавчого поля та розбудова інфраструктури, що дозволить мінімізувати обсяги накопичення електронних відходів на 20%.

Сектор поводження з відходами в Україні характеризується значною концентрацією науково-технічних та виробничих ресурсів, що представлені понад 1500 суб'єктами господарювання. Зважаючи на відсутність у національному законодавстві окремого механізму ліцензування операцій саме з ВЕЕО, методологія дослідження базувалася на аналізі Реєстру ліцензіатів провадження господарської діяльності з поводження з небезпечними відходами. Такий підхід зумовлений тим, що значна частина компонентів електротехнічного брухту (зокрема люмінесцентні джерела світла та хімічні елементи живлення) класифікуються як небезпечні. У межах роботи було

досліджено повний цикл менеджменту ВЕЕО: від етапів акумулювання та логістики до кінцевих операцій із сортування, рециклінгу, знешкодження та депонування.

Згідно з результатами проведеного моніторингу, серед 219 суб'єктів господарювання, що мають ліцензію на операції з небезпечними відходами, лише 128 підприємств (приблизно 58%) мають право здійснювати дії з певними категоріями ВЕЕО, які містять токсичні складники (зокрема хімічні джерела струму та ртутьмісні лампи). Решта номенклатури електронних відходів наразі залишається поза межами ліцензійного регулювання. Географічний аналіз (табл. 5.1) засвідчив нерівномірність розподілу потужностей: підприємства-ліцензіати представлені у 22 регіонах України, тоді як, наприклад, у Волинській та Чернігівській областях потенціал для поводження з ВЕЕО наразі відсутній.

Таблиця 5.1 – Організації, які працюють у сфері поводження з небезпечними відходами і можуть працювати із окремими типами ВЕЕО

Область	Кількість організацій	Область	Кількість організацій
Київська	27	Вінницька	4
Донецька	13*	Івано-Франківська	4
Черкаська	9	Житомирська	4
Запорізька	8*	Миколаївська	3
Дніпропетровська	8	Сумська	2
Львівська	7	Чернівецька	2
Луганська	7*	Тернопільська	2
Хмельницька	6	Херсонська	1*
Полтавська	5	Закарпатська	1
Харківська	5	Рівненська	1
Кіровоградська	5	Волинська	0
Одеська	4	Чернігівська	0

*станом на 2022 рік

Незважаючи на наявність 22 суб'єктів господарювання з відповідною матеріально-технічною базою та дозвільною документацією на утилізацію ВЕЕО, фактичну операційну діяльність здійснюють лише чотири підприємства (три в Київській області та одне в Одесі). Спектр їхніх послуг охоплює повний цикл менеджменту небезпечних складників, включаючи ртуть і її сполуки, відпрацьовані свинцево-кислотні акумулятори, а також електронні вузли, що містять елементи живлення.

Статистичний аналіз свідчить про значну територіальну диспропорцію: концентрація ліцензіатів у Київському регіоні сягає 21%, тоді як у низці областей (Волинській, Чернігівській, Рівненській, Закарпатській та Херсонській) спостерігається критичний дефіцит або повна відсутність таких потужностей. Зазначений інфраструктурний розрив у поєднанні з відсутністю цілісної моделі управління призводить до того, що значні обсяги ВЕЕО депонуються на полігонах ПВ. Це спричиняє не лише незворотне забруднення екосистем токсичними речовинами, а й призводить до втрати цінних вторинних ресурсів для економіки країни.

5.4 Оптимізація системи управління небезпечними компонентами побутових відходів

Система управління небезпечними компонентами побутових відходів повинна включати запобігання утворенню НПВ, їх збирання, сортування і подальшу переробку з отриманням ресурсів / енергії або видалення (за необхідності) (рис. 5.2).

Відповідно до ієрархії управління відходами, запобігання їх утворенню є пріоритетним. Детальніше запобігання утворенню НПВ розглянуто нижче (п. 7.1).



Рисунок 5.2 – Основні складові системи управління небезпечними компонентами побутових відходів

Відповідно до Закону України «Про управління відходами» НПВ повинні бути промарковані після їх збирання суб'єктом господарювання у сфері управління відходами. Необхідність сортування НПВ залежить від способу їх подальшої переробки. Якщо окремі категорії НПВ будуть утилізуватись разом (наприклад, термічним методом), то їх сортування не є необхідним. З іншого боку, навіть якщо різні категорії НПВ передаються відповідній організації разом, дуже ймовірно, що в подальшому ці НПВ будуть перероблятися окремо. Тому необхідність сортування визначається організацією, якій передаються НПВ. Технології сортування НПВ залежать від способу їх збирання та наявності / відсутності контейнерів для роздільного збирання окремих категорій НПВ.

Для забезпечення ефективної роботи системи управління НПВ необхідне успішне функціонування кожної складової, а також ефективна спільна робота держави, бізнесу і суспільства. Ключовими елементами роботи системи управління НПВ є:

1. Законодавство та регулятивні документи.

Фундаментом системи управління НПВ, як і управління відходами в цілому, є законодавча база. Станом на сьогодні, небезпечні відходи у складі побутових відходів визначаються Законом України «Про управління відходами» як окрема категорія, яка підлягає роздільному збиранню. Зокрема, з

метою забезпечення оброблення небезпечних відходів у складі побутових відходів та уникнення забруднення інших видів побутових відходів органами місцевого самоврядування та організації розширеної відповідальності виробників забезпечують встановлення окремих контейнерів, призначених для небезпечних відходів. Збирання небезпечних відходів у складі побутових відходів не потребує спеціальної ліцензії, тому може здійснюватися перевізником побутових відходів, що значно спрощує управління цієї категорією відходів. Для ефективного управління НПВ необхідне прийняття Верховною Радою закону про розширену відповідальність виробників та законів про управління відповідними відходами (відпрацьованими батарейками, відходами електричного та електронного обладнання тощо). Крім того, на локальному і регіональному рівнях необхідне затвердження планів управління відходами, які повинні включати порядок збирання і поводження з НПВ. Прийняття вищевказаних регулятивних документів дозволить створити правову основу для управління НПВ.

2. Механізми реалізації вимог нормативних документів.

Незважаючи на те, що базові принципи управління НПВ прописані у Законі України «Про управління відходами», в Україні все ще відсутні дієві механізми реалізації вимог закону. Зокрема, так і не прийнято закон про розширену відповідальність виробників, який мав би забезпечити фінансування системи управління НПВ. Тому громади не мають коштів для окремого збирання НПВ, не кажучи вже про передачу на утилізацію, вартість якої досить значна – більшість НПВ не переробляються в Україні. Наявність плану управління відходами громади є необхідною, але не достатньою умовою. Для його реалізації потрібне виконання багатьох інших умов: наявність особи чи відділу / департаменту, відповідального за управління відходами; функціонування мінімально прийнятної системи управління відходами; мотивація до збирання НПВ (на сьогоднішній день відповідальності за відсутність чи некоректне управління НПВ немає), оскільки це створює

додаткові організаційні і технічні труднощі, фінансові витрати; створення відповідної інфраструктури (наприклад, контейнери, місця тимчасового зберігання НПВ, можливо додаткові транспортні засоби тощо); налагодження співпраці з бізнесом, який зацікавлений збирати / утилізувати НПВ (чи окремі їхні категорії); фінансове забезпечення управління НПВ та відповідальність і екологічна свідомість населення (див. нижче). Лише виконання вказаних умов може забезпечити ефективне функціонування системи управління НПВ.

3. Фінансове забезпечення управління НПВ. Відсутність коштів є однією із головних перешкод для налагодження системи управління НПВ. Тому фінансове забезпечення є важливою ланкою. Кошти для управління НПВ можуть надходити з 3-х джерел:

а) Населення, яке генерує НПВ. Існуючі тарифи на вивезення ПВ покривають лише витрати на захоронення змішаних ПВ. Для забезпечення управління НПВ потрібно або суттєво підвищувати тариф (що в нинішніх умовах вкрай складно) або шукати додатковий фінансовий ресурс.

б) Кошти організацій, які виробляють / імпортують / продають відповідні товари, які в кінці життєвого циклу перетворюються на НПВ. Це найкраща схема, яка працює в країнах ЄС – схема розширеної відповідальності виробника. Однак, поки що для функціонування цієї схеми в Україні не прийняте відповідне законодавство.

в) Кошти громади. В умовах дуже обмеженого фінансового ресурсу територіальних громад постійні витрати на управління НПВ (при існуючій нестачі коштів на управління всіма іншими категоріями відходів) видаються досить ускладненими. Але поки що це єдина опція для фінансування управління НПВ. У окремих випадках додатковим джерелом можуть бути грантові кошти закордонних фондів, кошти регіональних та місцевих фондів охорони навколишнього середовища.

4. Мотивація та екологічна свідомість населення.

Для ефективної роботи системи управління НПВ недостатньо мати

коректне законодавство і фінансове забезпечення – потрібна участь населення, мотивація сортувати / роздільно збирати НПВ. Мотивація може бути фінансовою – наприклад, відсутність плати за збирання НПВ, або нефінансовою – наприклад, отримання певних послуг в обмін на роздільне збирання НПВ. Крім того, важливою є відповідальність за збереження довкілля / екологічна свідомість, які значною мірою мотивують людей окремо збирати НПВ навіть за відсутності прямої вигоди.

5.5 Висновки до п'ятого розділу

Зберігання і транспортування небезпечних компонентів побутових відходів вимагає дотримання певних вимог, оскільки НПВ містять в тому числі і речовини, які класифікуються як небезпечні відходи. В першу чергу, це стосується ртуть- і кадмій-вмісних батарейок, а також свинцево-кислотних акумуляторів. Також спеціальні умови із додатковими заходами безпеки повинні бути забезпечені при управлінні відпрацьованими літій-іонних акумуляторами. Аналіз існуючих світових схем управління НПВ показує, що соціально-економічні характеристики відіграють значну роль у формуванні практик збирання та переробки відходів.

Варто зазначити, що можливості переробки НПВ в Україні дуже обмежені. Тому управління НПВ в Україні є досить неефективним (порівняно з країнами ЄС та іншими розвиненими країнами) через законодавчі, фінансові та інші перешкоди. Окремі положення досвіду розвинених країн можуть бути також впроваджені в Україні, однак із врахуванням соціально-економічного положення, законодавчої бази, наявних фінансових інструментів та інших особливостей.

Враховуючи площу території та чисельність населення, в Україні дуже мало організацій у сфері управління НПВ і ще менше тих, які можуть

здійснювати їх переробку. Більше того, значна частина НПВ залишається неохопленою, що становить значну загрозу екологічній безпеці України.

У розділі проаналізовані ключові елементи роботи системи управління НПВ і розроблена оптимізована схема управління НПВ із відповідними рекомендаціями.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [8, 272, 274, 285–287].

РОЗДІЛ 6

АНАЛІЗ ТЕХНОЛОГІЙ РЕЦИКЛІНГУ НЕБЕЗПЕЧНИХ КОМПОНЕНТІВ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

6.1 Аналіз існуючих технологій переробки небезпечних компонентів побутових відходів

6.1.1 Загальні принципи переробки небезпечних компонентів побутових відходів

Сортування

Сортування може складатися з кількох кроків, щоб підвищити ефективність розділення. Ці етапи можуть включати розділення вручну та за допомогою обладнання, наприклад: механічне розділення, магнітна сепарація, використання рентгенівських променів, оптичних датчиків для зчитування штрих-кодів [94].

Підготовка відходів

Після сортування використовуються операції: подрібнення, магнітна сепарація, електростатична сепарація та сепарація за густиною. Подрібнення включає фрагментацію відходів і його основна мета полягає в тому, щоб відокремити більшу частину полімерної або металевої оболонки від внутрішнього матеріалу, який містить цільові метали для переробки. Основна мета етапу подрібнення полягає в тому, щоб зменшити розмір частинок, щоб вивільнити кілька типів матеріалу. Інші операції мають на меті розділити матеріали відповідно до конкретних характеристик. Магнітна сепарація застосовується для відділення магнітних матеріалів (таких як залізо, нікель та їхні сплави) від немагнітних. Електростатична сепарація має на меті відокремити провідний матеріал від непровідного, метал від неметалу. Технологія сепарації за густиною розділяє матеріали з різною густиною.

Таким чином, метою етапу підготовки відходів є концентрація фракції відходів, яка містить цільові метали, за допомогою фізичних методів із відносно низькими витратами на переробку. Отже, навіть враховуючи обмежену ефективність таких процесів, ці операції можуть зменшити загальну вартість процесу утилізації, зменшуючи кількість матеріалу, який необхідно обробити під час подальшої утилізації.

Гідрометалургійний метод утилізації

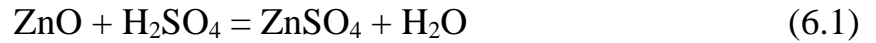
Гідрометалургія відноситься до методів обробки металів водою. Гідрометалургійна переробка НПВ включає механічну та хімічну стадії [289]. На механічному етапі НПВ подрібнюються, щоб відокремити метали, папір, пластик і чорну масу. Чорна маса далі хімічно обробляється для отримання розчину, який піддається електролізу або іншій обробці, щоб відокремити розчинені метали.

Спочатку НПВ сортують за розміром і типом, оскільки вміст металів значно відрізняється, потім подрібнюють, просіюють та магнітно відокремлюють сталь, папір і пластик від подрібнених батарейок, залишаючи «чорну масу». Потім чорну масу обробляють кислотою, в результаті чого утворюється розчин Zn/Mn і відокремлюється ртуть та інші (кольорові) метали. Потім можна використати дві альтернативні стадії для очищення розчину Zn/Mn. Використовуючи традиційний етап електролізу, цинк відокремлюють від мангану за допомогою кислоти та електрики. Інший, нещодавно розроблений, метод очищення дозволяє відокремити солі цинку та мангану. При цьому отримуються три різні кінцеві продукти:

- цинк-мангановий розчин – шляхом хімічної обробки;
- оксид цинку та мангану – шляхом електролізу;
- солі цинку та мангану – за допомогою «нового» етапу процесу.

Наприклад, під час вилуговування цинк-вугільних або лужних батарейок селективне вилучення цинку та мангану може бути досягнуто шляхом використання послідовних етапів вилуговування розбавленим розчином H_2SO_4

для переважного вилучення цинку з наступним вилуговуванням залишку концентрованим розчином H_2SO_4 з H_2O_2 для вилучення мангану [292]. При розчиненні оксидів цинку і мангану можуть відбуватися такі реакції:



Фактично, оксид цинку може бути повністю розчинений у сірчаній кислоті відповідно до рівняння (6.1). З іншого боку, розчинення оксидів Mn_2O_3 і Mn_3O_4 є частковим, оскільки отриманий MnO_2 є нерозчинним (рівняння (6.2) і (6.3)). Наприклад, вилуговування подрібнених лужних батарейок 1,0%(об.) H_2SO_4 при 90°C протягом 2 годин призводить до розчинення лише 43% початкової маси мангану [293]. Подібний результат (розчинення 40% оксидів мангану та 100% оксидів цинку) було отримано з використанням 0,7%(об.) H_2SO_4 при 70°C протягом 3 годин [294].

Таким чином, для вилуговування 100% мангану, присутнього в порошку батарейки, використання перекису водню (H_2O_2) як відновника є можливою альтернативою. Крім того, видалення калію з порошку цинк-вугільних і лужних батарейок також може сприяти зниженню використання H_2SO_4 на стадії кислотного вилуговування.

Після вилуговування водний розчин проходить стадію очищення, яка може включати кілька методів розділення, таких як цементація, осадження, екстракція розчинником, адсорбція, іонний обмін та інші. Нарешті, метали виділяються з очищених розчинів у чистому вигляді або у вигляді оксидів, гідроксидів та/або солей металів.

У гідрометалургійних процесах цинк можна відновити з водного розчину шляхом електролізу, але наявність забруднювальних речовин може вплинути на його ефективність, а також на якість отриманого цинку. Наприклад, у присутності кадмію обидва метали осідають, таким чином знижуючи чистоту

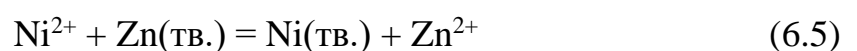
металевого цинку. Таким чином, етап очищення розчину є вирішальним, тому для очищення цинку використовуються дуже вибіркові методи, такі як екстракція розчинником [293, 295], цементация, іонний обмін та осадження [292].

У методі екстрагування розчинником органічна фаза, що містить відповідний екстрагент (залежно від екстрагованого металу), контактує з водним розчином. Метал переноситься в органічну фазу, яка за необхідності очищується для видалення спільно екстрагованих частинок, а потім передається на стадію десорбції, коли екстрагований метал переноситься в іншу водну фазу. Потрібний метал відокремлюють і навіть концентрують залежно від співвідношення вода/органіка, а також інших робочих умов. Цей метод широко використовується для розділення кількох металів, таких як цинк, кобальт, нікель, манган, мідь, рідкоземельні елементи та багато інших.

Іонний обмін працює подібно до екстракції розчинником, але водний розчин для вилуговування контактує з твердою смолою, що містить екстрагент, який реагує з металом, який нас цікавить. Після цього етапу завантаженої смоли піддають елюванню з метою відновлення вилученого металу в іншій водній розчин.

Осадження в основному використовується для селективного відділення металів; це здійснюється шляхом контролю рН водної фази з додаванням осаджувачів, таких як NaOH, CaO, Na₂CO₃ та багатьох інших реагентів.

При утилізації відпрацьованих цинк-вугільних або лужних батарейок залізо можна видалити з розчину шляхом осадження при рН вище 4,0 і за допомогою окисника. Нарешті, метод цементации використовує дислокаційну реакцію для сприяння відокремленню металу, яка здійснюється шляхом додавання менш благородних металів в розчин з метою зменшення кількості більш благородних металів. Наприклад, додавання порошку цинку сприяє осадженню нікелю відповідно до рівняння:



Обладнання для переробки НПВ

Тип необхідного обладнання залежить від токсичності та складу відходів. Метою обробки НПВ є детоксикація або стабілізація хімічним процесом або шляхом змішування зі спеціальним стабілізуючим матеріалом.

Метод переробки залежить від типу відходів. Водні рідини переробляються на хімічних/фізичних установках, тверді відходи та розчинники спалюються за високої температури. Прилади та обладнання необхідно демонтувати, а токсичні частини відокремити [274].

Тверді відходи

Замість колосникової решітки, яка використовується для побутових відходів, використовується обертова піч. Обертання забезпечує перемішування відходів під час горіння та гарантує їх повне окислення. Температура повинна досягати 1200°C протягом 3 секунд, щоб розкласти всі токсичні сполуки.

Рідини

На фізико-хімічних установках детоксикація неорганічних рідин здійснюється шляхом відновлення, окислення та нейтралізації, а також шляхом контрольованого та аналізованого осадження, флокуляції, фільтрації. Залежно від типу рідини необхідні різні процедури та додавання різних хімічних речовин.

Варто відзначити, що для забезпечення екологічної безпеки під час роботи сміттєспалювального заводу необхідні дуже великі фінансові витрати і система попереднього підготовки відходів, що для українських міст є мало реальним на сучасному етапі [296]. Тому логічним є використання інших способів поводження з НПВ.

Значно перспективнішими з екологічної точки зору є піролізні установки, дія яких полягає у термічній деструкції органічної частини відходів без доступу кисню і розплавленні неорганічних компонентів. Вони досліджуються і впроваджуються як альтернатива методу спалювання у розвинутих країнах. У

технології піролізу є дві основні переваги в порівнянні зі сміттєспалюванням [297]:

- значне зменшення забруднення повітряного і водного середовищ;
- практично повна утилізація потенційних матеріальних і енергетичних ресурсів, які містяться у відходах.

Зокрема, автором з колегами обґрунтовано переробку ABS-пластику як компонента відходів електричного та електронного обладнання методом низькотемпературного піролізу [298], а також отримання альтернативних джерел енергії: піролізної рідини, газової суміші та пірокарбону. Найпоширенішими полімерними матеріалами, що використовуються у великогабаритному електричному та електронному обладнанні, є полістирол (42%), ABS-пластик (38%) та поліпропілен (10%). Решта – 10% – це поліетилен, полівінілхлорид та деякі інші полімери. Використання низькотемпературного піролізу 250–400 °C дозволяє ефективно переробляти такі полімерні відходи. Технологія піролізу переробки ABS-пластику є екологічно безпечною, оскільки процес термічного руйнування відбувається в замкнутому об'ємі, а отримані продукти (піролізна рідина, газова суміш та пірокарбон) можуть бути ефективно використані як альтернативні джерела енергії [24]. Наприклад, властивості отриманої піролізної рідини, залежно від температури обробки, подібні до дизельного палива або гасу [29]. Однак практична переробка відходів ускладнюється відсутністю надійної ідентифікації відходів, а також необхідністю сортування та обробки суміші полімерів невідомого походження.

Однак вартість піролізних установок дуже висока, що перешкоджає їх широкому впровадженню.

6.1.2 Утилізація відпрацьованих батарейок

Відомо, що пірометалургія та гідрометалургія використовуються для переробки відпрацьованих батарейок. Якщо пірометалургія в основному

використовується для суміші батарейок, щоб забезпечити найвищий рівень утилізації, то гідрометалургія застосовується переважно тоді, коли відновлення металів є найвищим пріоритетом [299].

Більшість досліджень щодо переробки відпрацьованих портативних батарейок гідрометалургійним методом зосереджені на механічному подрібненні (перший етап) [300], а потім на вилуговуванні [301,302], електролізі [303] або екстракції розчинником [304]. Кожен із методів має свої переваги та недоліки та потребує технічного вдосконалення. Метали (цинк та манган) переважно вилуговуються у вигляді сульфатів або оксидів (після обробки кислотою). Хоча цинк легко вилуговується, для повного розчинення Mn з відпрацьованих батарейок під час процесу вилуговування необхідне використання відновника [305]. Деякі методи [303,306] використовують високу температуру на деяких етапах, що робить їх енергоємними. Хоча кислотне вилуговування залишається основним етапом, також використовуються лужне [307] або інші типи [308,309] вилуговування. Підсумовуючи існуючі методи переробки відпрацьованих батарейок, варто зазначити, що переробка портативних батарейок зазвичай починається з механічного подрібнення. Компоненти батарейки (металевий корпус, цинкові та графітові електроди, агломерат та інші компоненти) змішуються, а потім розділяються за допомогою багатоступневих фізичних, хімічних та фізико-хімічних операцій. Це ускладнює та здорожчує технологію переробки. Крім того, повна переробка навряд чи можлива. Тому це вимагає вдосконалення існуючих технологій.

Варто зазначити, що технології переробки, що використовуються наразі, зосереджені на відновленні металів (і, таким чином, утворенні відходів), не дозволяють повного відновлення ресурсів, не є самодостатніми та потребують додаткового фінансування (наприклад, через систему розширеної відповідальності виробника).

Рециклінг відпрацьованих літій-іонних акумуляторів

Сьогодні методи рециклінгу відпрацьованих літій-іонних акумуляторів включають переважно каскадний рециклінг або демонтаж. Каскадний рециклінг полягає у використанні акумуляторів електромобілів з високим енергоспоживанням у системах накопичення енергії або в електроінструментах з низьким енергоспоживанням. Коли продуктивність акумулятора не може бути забезпечена навіть у випадках низького енергоспоживання, застосовується демонтаж [310]. Оскільки катод є найбільш цінним компонентом літій-іонного акумулятора, то його переробка в основному передбачає вилучення таких металів, як нікель, кобальт, манган та літій [311].

Відпрацьовані літій-іонні акумулятори, як і інші типи батарейок, зазвичай переробляються двома способами: пірометалургійним або гідрометалургійним процесами. Пірометалургійний процес відбувається в середовищі надвисокої температури, де негативний електрод, електроліт, пластик та сепаратор в акумуляторі спалюються та розкладаються. Металеві елементи позитивного електрода переробляються у вигляді сплавів або оксидів [312]. Хоча пірометалургійний процес має високу сумісність з різними типами акумуляторів і не вимагає попереднього сортування та обробки акумуляторів, багато матеріалів неможливо відновити через високе енергоспоживання, а відновлення літійових елементів все ще потребує подальшого поєднання з гідрометалургійними процесами. Процес гідрометалургійного відновлення відпрацьованих літій-іонних акумуляторів включає попереднє розрядження, розбирання та подрібнення, відділення матеріалів позитивних електродів та відновлення металевих елементів.

У відпрацьованих літій-іонних акумуляторах може залишатися залишкова напруга. Щоб уникнути потенційних небезпек, таких як вибухи або самозаймання під час процесу демонтажу, необхідно розрядити акумулятори перед демонтажем [313]. Як правило, відпрацьовані акумулятори поміщають у розчин електроліту (зазвичай карбонатні електроліти (K_2CO_3 та Na_2CO_3) або

сульфатні електроліти (FeSO_4 , MnSO_4) [314] і залишкова напруга розряджається.

Після попередньої розрядки відпрацьовані літій-іонні акумулятори розбираються, подрібнюються та просіюються для попереднього відділення матеріалів електродів від сепаратора, металевих корпусу, алюмінієвої фольги та інших матеріалів. Одночасно, у поєднанні з магнітною сепарацією, ультразвуком, флотацією та іншими технологіями, досягається подальше розділення.

У процесі виробництва літій-іонних акумуляторів активний матеріал позитивного електрода зв'язується з розчинником за допомогою органічного розчинника. Після розбирання, фрагментації та розділення матеріал позитивного електрода змішується зі зв'язуючим полівініліденфторидом (PVDF) та провідним агентом. Присутність PVDF та провідного агента може впливати на ефективність вилуговування металевих елементів з матеріалу позитивного електрода [315]. У промисловості для видалення зв'язуючих речовин та провідних агентів з матеріалів позитивного електрода зазвичай використовуються кальцинація та піроліз. Принцип кальцинації та піролізу базується на тому, що матеріал позитивного електрода, PVDF та провідні агенти мають різні температури термічного розкладання або перетворення, і температура вибирається для розкладання PVDF; тим самим досягається подальше розділення матеріалів позитивного електрода.

У процесі гідрометалургійного рециклінгу відпрацьованих літій-іонних акумуляторів ключовим завданням є ефективне відділення та відновлення різних елементів, таких як нікель, кобальт, манган, літій, мідь та алюміній, з позитивного електрода. Спочатку неорганічні кислоти використовуються для розчинення порошку матеріалу позитивного електрода, а металеві елементи в матеріалі позитивного електрода вилуговуються в розчин у формі іонів. Через змішування кількох металевих елементів у розчині для вилуговування необхідно використовувати недорогі методи для ефективного відділення

кожного металу. Сьогодні в промисловості для відділення металів широко використовується екстракційне розділення. До поширених екстрагентів належать P204 (ди(2-етилгексил)фосфат, також відомий як диізооктилфосфат) та P507 (моно-2-етилгексиловий естер 2-етилгексилфосфату). Ці екстрагенти можна використовувати для відділення таких металів, як нікель, кобальт, манган та літій. Нікель, кобальт та манган зрештою переходять у форму сульфатів, які потім кристалізуються в сульфат нікелю, сульфат кобальту та сульфат мангану необхідної чистоти. Під час процесу відновлення до розчину, багатого на літій, додають карбонат натрію для осадження літію, і літій відновлюється у формі карбонату літію.

Процес гідрометалургійного рециклінгу може забезпечити отримання високочистих металів та дозволяє відновити більшість металів з відпрацьованих літій-іонних акумуляторів. Весь процес переробки відбувається в м'яких умовах, тому цей процес став кращим способом переробки відпрацьованих літій-іонних акумуляторів у промисловості [316].

Утилізація відпрацьованого катоду літій-іонних акумуляторів має значні переваги для навколишнього середовища, але викиди забруднювальних речовин під час процесу переробки також негативно впливають на довкілля. Тому необхідний аналіз джерел забруднення та вжиття практичних та реалістичних заходів щодо запобігання та контролю забруднення, щоб зменшити вплив на навколишнє середовище [317]. Газоподібні сполуки, які утворюються в процесі переробки матеріалів позитивних електродів можна розділити на гази, що містять пил, кислі гази та органічні гази. Пиловмісні гази в основному очищуються за допомогою циклонних пилозбірників, рукавних фільтрів або скрубєрів та комбінованих процесів. Кислі гази, в основному, очищуються за допомогою лужних скрубєрів. Залежно від концентрації забруднювальних речовин у кислих газах та вимог до контролю викидів, можна використовувати одно-, дво- або навіть триступеневі лужні скрубєри. Органічні гази можна очищувати за допомогою процесів адсорбції або каталітичного

горіння, а вибір заходів очищення органічних газів необхідно визначати комплексно на основі кількості газів, концентрації забруднювальних речовин та інших факторів.

Крім того, утворюються стічні води – в основному в результаті процесів попередньої обробки скидів та відновлення матеріалу позитивних електродів. Склад забруднювальних речовин у стічних водах є відносно простим – це солі, (наприклад, сульфат натрію), а вміст органічних речовин є відносно низьким. Враховуючи особливості утворення стічних вод, для опріснення зазвичай використовується триетапне випаровування або випарник з механічною рекомпресією пари [318].

Екологічні впливи процесів переробки відпрацьованих батарейок

Відомо [311], що під час рециклінгу відпрацьованих батарейок може відбуватись забруднення довкілля. Важкі метали є основними забруднювачами та змінюють рН навколишнього середовища. Також органічні розчинники активно реагують з окисниками та відновниками в доквіллі. Інші частини відпрацьованих батарейок переважно впливають на повітря під час горіння або термічного розкладання, утворюючи токсичні оксиди літію, кобальту та інші гази. Автором проаналізовані джерела забруднення повітря, води, шумового забруднення, твердих відходів та токсичних хімічних речовин, що утворюються в процесі переробки. Забруднювачі повітря, що утворюються на кожному етапі процесу переробки матеріалу позитивного електрода, включають пил, кислі та органічні гази. Стічні води утворюються переважно в результаті попереднього розрядження батарейок та процесів відновлення катода (вилуговування та екстракція). Хоча об'єм стічних вод відносно невеликий, їхній склад досить різноманітний та токсичний (сполуки літію, органічні розчинники тощо). У процесі демонтажу утворюються відходи: пластикові роз'єми, друковані плати, високовольтна проводка, порошки, колектори та корпуси електродів.

6.1.3 Рекуперація фреонів

Для попередження надходження фреонів у довкілля і, відповідно, зменшення його негативного впливу, важливою є його рекуперація із використаного обладнання.

Процес рекуперації холодоагенту включає три етапи: вилучення, очищення та регенерацію. Отже, фреони спочатку вилучаються (відкачуються) із обладнання, потім очищуються від домішок, після чого регенерують шляхом приведення у відповідність до технічних вимог (як правило, із використанням спеціального пристрою) [13].

При цьому, основними забруднювачами фреону є:

- неконденсовані гази;
- кислоти;
- волога;
- різні тверді речовини і домішки.

Навіть мала кількість перерахованих речовин серйозно впливають на роботу системи кондиціонування охолодження) і навіть можуть призвести до різних несправностей.

Досвід датської схеми збору старих холодильників показує, що в середньому 60 г фреону можна вилучити з кожного побутового холодильника. Близько 80 % відновленого холодоагенту можна переробити або відновити, а решта 20 % спалювати.

Потреба у рекуперації фреонів в Україні на сьогодні є досить високою. При цьому, після запуску системи розширеної відповідальності виробників електричного та електронного обладнання очікується значне зростання обсягів переробки відходів такого обладнання і, відповідно, фреонів, які у ньому містяться.

В Україні існує протокол проведення утилізації фреоновмісного обладнання, відповідно до якого має проводитись звірка ідентифікаційного

номера обладнання та подальше його офіційне списання. Спочатку обладнання демонтується (цей процес є досить складним, якщо мова йде про кондиціонери та зовнішній блок, який знаходиться на великій висоті). Далі відбувається доставка демонтованого обладнання на підприємство з подальшим розбиранням та вилучення фреону. Екстракція холодоагентів здійснюється за допомогою декількох технологічних підходів, найбільш поширеним серед яких є аспірація фреону в пароподібній фазі. Подальший алгоритм поводження з вилученою речовиною передбачає або регенерацію для її повторної експлуатації, або термічне знешкодження (спалювання) як кінцевий етап утилізації.

В українських реаліях легітимне поводження з холодильним обладнанням, що містить озоноруйнівні речовини, забезпечується обмеженим колом суб'єктів господарювання. Ці організації володіють ліцензіями на операції з відходами I–IV класів небезпеки та укомплектовані спеціалізованим устаткуванням для безпечного вилучення хімічних компонентів. Правила утилізації холодоагенту суворо регламентовані і контролюються екологічними службами. Неправильна утилізація газу передбачає адміністративну відповідальність. Навіть невелике потрапляння фреонів в атмосферу сприяє посиленню парникового ефекту та створює кліматичні загрози.

Рекуперований фреон розглядається як цінний ресурс для низки українських підприємств, що дозволяє реалізувати принципи замкненого циклу у виробництві. Основними реципієнтами регенованих холодоагентів є виробники кліматичної та охолоджувальної техніки, підприємства хімічного сектору (випуск аерозолів та засобів побутової хімії), а також компанії, що спеціалізуються на вогнегасному обладнанні. Окрім того, фреони залишаються затребуваними в технологічних процесах хімчисток та при виготовленні витратних матеріалів для обслуговування електронно-обчислювальної техніки.

6.2 Розробка методу рециклінгу відпрацьованих побутових батарейок

Відсутність належного управління відпрацьованими батарейками в багатьох країнах призводить до забруднення навколишнього середовища та втрати ресурсів. Дослідження складу відпрацьованих батарейок [225,234] та оцінка їхнього впливу на навколишнє середовище [319,320] показують високий ресурсний потенціал та важливість переробки відпрацьованих батарейок для сталого розвитку. Водночас, принципи циркулярної економіки можуть бути досягнуті лише за умови комплексного збору відпрацьованих батарейок [321]. Хоча системи роздільного збору портативних батарейок встановлені багато років тому в багатьох країнах, велика кількість батарейок досі не потрапляє до систем збору, а досить велика їх кількість втрачається [57].

Хоча відпрацьовані літій-іонні акумулятори становлять найбільший інтерес для циркулярної економіки [322], менше уваги приділяється цинк-вугільним батарейкам, хоча вони все ще широко використовуються та є одними з основних типів батарейок, що збираються та переробляються [323]. Крім того, вміст ртуті в деяких цинк-вугільних батарейках перевищує значення, допустиме відповідною Директивою ЄС [324]. Відпрацьовані цинк-вугільні батарейки також цінні завдяки ресурсам, які з них можна відновити (наприклад, метали). Також відомо, що цей тип батарейок використовується для синтезу графену [325], нового матеріалу для багатьох застосувань, або для переробки електродів відпрацьованих батарейок у високоцінний катод LiMn_2O_4 та вугільний анод для літій-іонних акумуляторів [326].

Автором досліджувались відпрацьовані цинк-вугільні батарейки типорозміру AA R6 [299,327] (основні характеристики наведено у табл. 6.1).

П'ять батарейок кожного виробника, загалом 10 од., було отримано зі спеціального пункту збору відпрацьованих батарейок у Вінницькому національному технічному університеті. Перед процедурою розбирання працездатність кожної батарейки була оцінена портативним мультиметром DE-

965 TRN (DER EE Electrical Instrument, Тайвань). Дані залишкової напруги (табл. 6.1) свідчать про те, що досліджувані батарейки виведені з експлуатації та можуть бути ефективно перероблені.

Таблиця 6.1 – Характеристики відпрацьованих цинк-вугільних батарейок

Виробник	Тип батарей за IEC JIS*	Розміри, мм	Маса, г	Номинальна напруга, В	Залишкова напруга, В	
					мін	макс
Panasonic	AA R6	14,5 × 50,5	18,25	1,5	0,51	1,08
Varta	AA R6	14,5 × 50,5	16,50	1,5	1,12	1,30

* IEC – International Electrotechnical Commission; JIS – Joint Industrial Council

Розбирання батарейок

Першим етапом рециклінгу батарейок було їх механічне розбирання: батарейку затискали у механічні тиски і за допомогою сталюого відрізного диску кутової шліфувальної машини GWS 1400 (Bosch, Німеччина) робили T-подібний надріз та знімали корпус із тонкої сталі. Далі послідовно відокремлювали:

- залишки металевого цинкового електроду або його залишки після розряду батарейки;
- графітовий електрод;
- металевий контакт позитивного полюса;
- агломерат (суміш MnO_2 , $Mn(O)OH$ і графіту);
- електроліт (суміш $Zn(NH_3)_2Cl_2$, NH_4Cl , $ZnCl_2$);
- поліпропіленові ізолятори;
- паперові ізолятори.

Процедура рециклінгу відпрацьованих батарейок

У відпрацьованих батарейках можна знайти залишки електроліту в багатьох компонентах (цинковий електрод, графітовий електрод, агломерат, полімерні та паперові ізолятори). Тому на першому етапі електроліт та його залишки в інших компонентах обробляли 1% розчином хлоридної кислоти для

відновлення хлоридів амонію та цинку. Розчини хлоридів змішували та поміщали в колбу. Додавали дистильовану воду для отримання 1000 мл розчину, який використовувався для вимірювання концентрації катіонів NH_4^+ та Zn^{2+} . Після цього обробляли інші компоненти батарейки.

Як було вказано вище, використовувалося ручне розбирання відпрацьованих батарейок (середній склад відпрацьованих батарейок, використаних у цьому дослідженні, можна знайти в табл. 6.2). Це дає можливість відновити практично всі ресурси порівняно з методами, що традиційно використовуються для переробки батарейок, де втрачається багато ресурсів (пріоритет надається відновленню металів).

Таблиця 6.2 – Середній склад відпрацьованих цинк-вугільних батарейок

Складові батарейки	Вага			
	Panasonic		Varta	
	г	% мас	г	% мас
Металеві корпус та позитивний контакт	3,77	20,65	3,96	24,01
Залишки Zn електроду	0,56	3,07	0,74	4,49
Графітовий електрод	1,33	7,28	0,83	5,02
Агломерат	9,70	53,17	8,72	52,79
Електроліт	0,26	1,42	0,56	3,42
Пластикові ізолятори	0,93	5,09	0,52	3,15
Паперові ізолятори	0,57	3,14	0,32	1,95
Механічні втрати	1,13	6,18	0,85	5,17
Всього	18,25	100,0	16,50	100,0

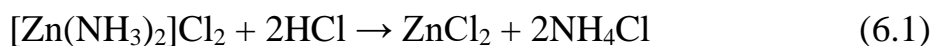
Такий вид розбирання, окрім уникнення втрат ресурсів, вимагає менше операцій та енергоспоживання (традиційна переробка батарейок включає механічне подрібнення з подальшим просіюванням, магнітним або сухим розділенням, осадженням, фільтрацією, випаровуванням, сушінням, абсорбцією тощо). У промислових масштабах може бути застосована автоматизація розбирання батарейок.

Було визначено кількісну залежність відновлених компонентів від залишкової напруги батарейки (табл. 6.1). При порівнянні різних батарейок найменше відхилення маси було виявлено для компонентів, інертних до

розряду батарейки (металевий корпус, графітовий електрод, полімерні та паперові ізолятори), тоді як маса компонентів, що забезпечують роботу батарейки, зменшується найбільше (залишки цинку, агломерат, електроліт).

Рециклінг електроліту

Електроліти сольових манган-цинкових гальванічних елементів складаються, як правило, із водних загущених розчинів амоній та цинку хлоридів. При цьому, вже досліджувалась переробка відпрацьованих цинкових батарейок з відновленням електроліту хлориду амонію [328]. Розчинність NH_4Cl у воді складає 37,2 г / 100 г (при 20°C), а ZnCl_2 – 432 г / 100 г (при 25 °C), що дозволяє ефективно відмивати їх мінімальною кількістю води. Однак, внаслідок розрядження батарейки утворюється тверда сіра маса електроліту, до складу якої входить розчинна у воді комплексна сіль цинку $[\text{Zn}(\text{NH}_3)_2]\text{Cl}_2$, яку відмивали 1,0% розчином хлоридної кислоти за реакцією:



У нашому дослідженні цинк отримували з електроліту шляхом промивання його солей 1% розчином хлоридної кислоти згідно з реакцією (6.1).

Умови вилучення солей наведено в табл. 6.3. Компоненти батарейок (див. табл. 6.3) поміщали в окремі посудини, обробляли певною кількістю хлоридної кислоти протягом 10–30 хвилин, потім фільтрували та промивали дистильованою водою на фільтрі.

Концентрації цинку та амонію в промивному розчині становили $4,5 \cdot 10^{-2}$ моль/л та $5,0 \cdot 10^{-3}$ моль/л відповідно. Було виявлено, що при додаванні еквівалентної кількості аніону PO_4^{3-} солі NH_4Cl та ZnCl_2 утворюють ортофосфат амонію-цинку, який майже не розчиняється у воді та легко відокремлюється фільтруванням [329]. При додаванні до розчину фосфату натрію утворюється подвійна сіль ортофосфорної кислоти:



Таблиця 6.3 – Умови вилучення NH_4Cl та ZnCl_2 із компонентів батарейок

Компонент	Маса*, г	Умови вилучення			Кратність промивання на фільтрі / об'єм води, мл
		Об'єм HCl , мл	Температура, $^{\circ}\text{C}$	Час, хв	
Залишки цинкового електроду	3,71	200	30 – 35	20 – 25	1 раз / 25 мл
Графітовий електрод	4,14	50	35	10 – 15	1 раз / 15 мл
Агломерат (чорний порошкоподібний матеріал)	43,58	250	30 – 35	30	3 рази / 15 мл
Електроліт	2,82	150	30 – 35	25 – 30	3 рази / 15 мл
Полімерний ізолятор	2,60	50	35	10 – 15	1 раз / 15 мл
Паперовий ізолятор	1,94	100	35	20	1 раз / 25 мл

* У цьому дослідженні було використано п'ять батарейок Varta. Тому вказана вага компонентів з 5 батарейок.

З цією метою 200 мл промивного розчину, що містив 0,001 моль NH_4Cl та 0,009 моль ZnCl_2 , змішували з 0,43 г (0,008 моль) NH_4Cl та 1,27 г (0,009 моль) Na_3PO_4 (у вигляді насичених водних розчинів) для отримання еквівалентних кількостей солей. Отриманий білий осад перемішували протягом 60 хвилин. Після коагуляції та осадження його фільтрували на фільтрі Шотта та сушили. Кількість отриманої солі ZnNH_4PO_4 становила 1,70 г (вихід 96% за масою). Чистота відновленого ZnNH_4PO_4 оцінюється в 98–99% (виходячи з середнього вмісту металів у цинк-вугільних батарейках). Температура плавлення з розкладанням була визначена на рівні понад 200°C . Варто зазначити, що подвійні солі NH_4MePO_4 , що містять фосфор, азот та мікроелементи (Me = Zn, Co, Fe, Cu, Mg), відомі як ефективні мікродобрива для зернових культур [330] та біологічно активні сполуки для деяких харчових продуктів [331].

Рециклінг агломерату

Чорний порошкоподібний матеріал (або агломерат) являє собою суміш оксиду мангану (IV) MnO_2 , гідроксиду марганцю (III) $\text{Mn}(\text{O})\text{OH}$ та графіту.

Зазвичай, відпрацьований агломерат переробляють методом аміачного вилуговування за схемою:

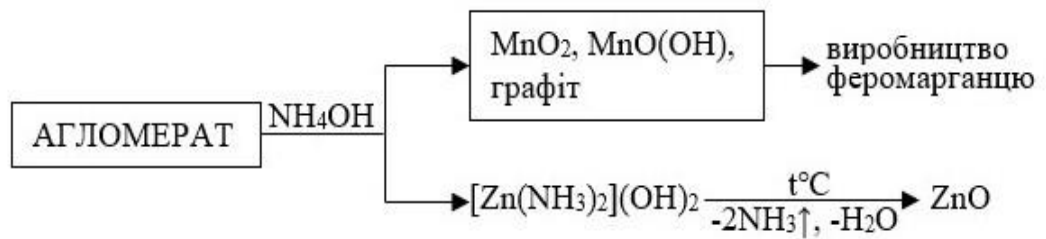
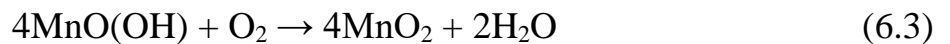


Рисунок 6.1 – Схема рециклінгу агломерату

Відпрацьований агломерат також може бути використаний у виробництві феромангану. Крім того, регенований агломерат, що складається з природного піролюзиту, може бути ефективно використаний як сорбент для очищення радіоактивної води від довгоживучих радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90.

У цьому дослідженні ми регенерували відпрацьований агломерат до його початкового стану шляхом помірною прожарювання (300–325 °C) [332]:



Окисно-відновна дуальність оксидів мангану (III, IV) забезпечує утворення MnO_2 . Однак за вищої температури (понад 530°C) можливе утворення оксиду Mn_2O_3 . Тому температуру реакції (6.3) необхідно контролювати. Процедура рециклінгу включала термоокислення Mn^{3+} до Mn^{4+} . Для забезпечення окиснення 10 г агломерату (залишки електроліту були попередньо промиті) поміщали в муфельну піч (температура 300–325°C) на 1 годину. Після охолодження, подрібнення та просіювання регенована суміш, що складається з оксиду MnO_2 та графіту, стала придатною для повторного використання як сировини в електротехнічній або інших галузях промисловості. Вихід кінцевого продукту становить 9,8 г (98,0% за масою).

Рециклінг полімерних і паперових ізоляторів

У попередніх дослідженнях [298,333] використовувалась піролізна переробка відходів електричного та електронного обладнання для отримання піролізної рідини (може використовуватися як компонент для виробництва

палива після додаткових технологічних операцій або безпосередньо для виробництва пічного палива без подальшої переробки), пірокарбону та газової суміші. Ефективність цієї технології очевидна [334]. Однак її низька практична реалізація здебільшого пов'язана з логістичними труднощами через малу масу переробленої суміші (лише 5–7% від маси батарейки, див. табл. 6.2).

У цьому дослідженні суміш полімерних та паперових ізоляторів обробляли в обладнанні для низькотемпературного піролізу (рис. 6.2).

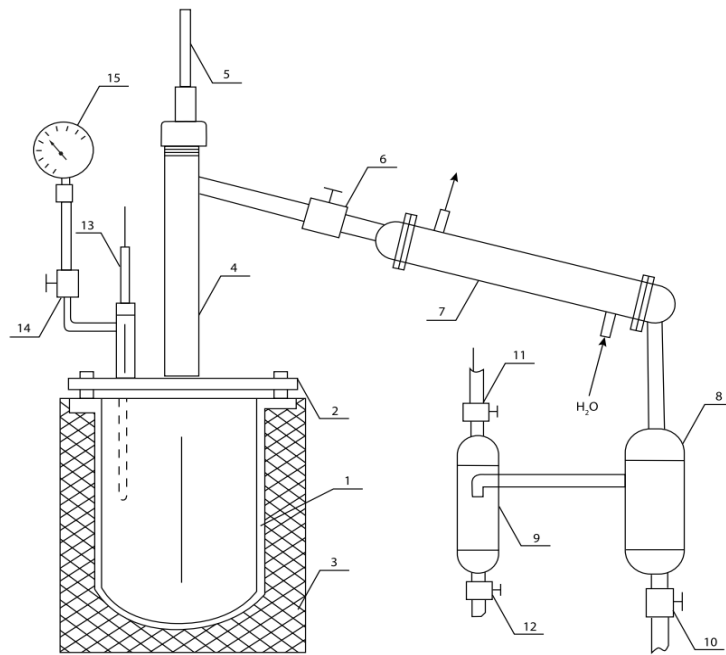


Рисунок 6.2 – Лабораторна установка низькотемпературного піролізу вторинної органічної сировини: 1 – реактор; 2 – кришка з болтовими з'єднанням; 3 – електронагрівач із термоізолюючою оболонкою; 4 – роздільна колонка; 5, 13 – термопари; 6, 10, 11, 12, 14 – запірні фітинги; 7 – холодильник; 8 – збірник-конденсатор важкої фракції; 9 – збірник-конденсатор легкої фракції; 15 – манометр

Для цього дослідження було підготовлено два зразки. Перший зразок складався з полімерних та паперових ізоляторів відпрацьованих батарейок, тоді як другий зразок складався з тих самих ізоляторів та додатково відходів поліетилену (табл. 6.4). Цей другий зразок був використаний для перевірки

ефективності переробки поліпропілену та паперових ізоляторів, а також додаткових полімерних відходів, що утворюються у великих обсягах у різних процесах.

Обидва зразки оброблялися за однакових умов: зразок поміщали в реактор 1 (рис. 6.2), температура процесу (табл. 6.4) регулювалася силовим трансформатором. Швидкість нагрівання становила 5°C за хвилину. Парогазова суміш, що утворювалася під час термічної деструкції сировини, конденсувалася за допомогою конденсатора 7 та конденсатозбірників 8 (для важкої фракції) та 9 (для легкої фракції).

Таблиця 6.4 – Склад зразків і параметри піролізу

Зразок	Склад	Маса, г	Масова частка, %	Параметри піролізу	
				температура, °C	час, год.
1	полімерний ізолятор	7,24	61,78	300–410	1,5–2,5
	паперовий ізолятор	4,48	38,22		
2	полімерний ізолятор	7,24	30,89	300–410	1,5–2,5
	паперовий ізолятор	4,48	19,11		
	поліетилен	11,72	50,00		

Об'єм утвореної газової суміші вимірювали газовим лічильником, а кількість пірокарбону – шляхом його механічного відведення та зважування на електронних вагах. Результати наведено в табл. 6.5.

Механічно непошкоджені графітові електроди можна безпосередньо використовувати у виробництві нових батарейок або для зварювання.

Загальні результати комплексної переробки відпрацьованих цинк-вугільних батарейок наведено в табл. 6.6. Деякі частини відпрацьованих батарейок можна використовувати для виробництва нових батарейок після простих операцій (промивання, кальцинації). Інші частини можна розглядати як цінні ресурси після застосування піролізу, електролізу, металургійної обробки.

Таблиця 6.5 – Матеріальний баланс процесу піролізу

Завантажено			Отримано		
Компонент	Маса, г	Масова частка, %	Компонент	Маса, г	Масова частка, %
Зразок 1					
паперовий ізолятор	4,48	38,22	Піролізна рідина	9,40	80,21
полімерний ізолятор	7,24	61,78	Газова суміш	1,68	14,33
			Пірокарбон	0,47	4,01
			Втрати	0,17	1,45
Всього	11,72	100,0	Всього	11,72	100,0
Зразок 2					
паперовий ізолятор	4,48	19,11	Піролізна рідина Пірокарбон Газова суміш Втрати	15,76 5,42 1,91 0,35	67,24 23,12 8,15 1,49
полімерний ізолятор	7,24	30,89			
поліетилен	11,72	50,00			
Всього	23,44	100,0			

Рециклінг графітового електрода

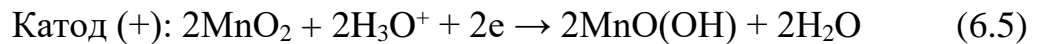
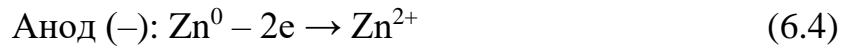
Таблиця 6.6 – Дані щодо комплексної переробки відпрацьованих цинк-вугільних батарейок

Компонент	Технологія переробки	Кінцевий продукт та галузь застосування
Стальний корпус + металевий контакт катоду	механічне розділення, пакування; металургійна переробка	металевий стальний лист; виробництво батарейок; інші технічні галузі
Цинковий електрод + $[Zn(NH_3)_2]Cl_2$, ZnO	відмивання від електроліту; вилуговування NaOH; нейтралізація H_2SO_4 ; електроліз	цинк високої чистоти; H_2SO_4 техн.; в різних технічних галузях
Графітовий електрод	відмивання від електроліту	виробництво батарейок та зварювальних електродів
Агломерат	відмивання від електроліту; прокалювання	виробництво батарейок та феромангану; сорбент
Суміш полімеру та паперу	відмивання від електроліту; піроліз	піролізний газ, піролізна рідина, пірокарбон; тепло-енергетика
Електроліт	обробка HCl, осадження Na_3PO_4	подвійна сіль NH_4ZnPO_4 ; сільське господарство

Особливості процесів рециклінгу

Враховуючи вищезазначені процеси переробки, було розроблено схему рециклінгу відпрацьованих цинк-вугільних батарейок (рис. 6.3).

Дані, отримані в цьому дослідженні, підтверджуються роботою самої батарейки. Відомо, що реакції на аноді та катоді проходять таким чином:



Під час переробки агломерату важливі реакції, що відбуваються в об'ємі (між анодом і катодом). На графітовому електроді відновлення іонів H_3O^+ відбувається за відсутності MnO_2 як деполяризатора.

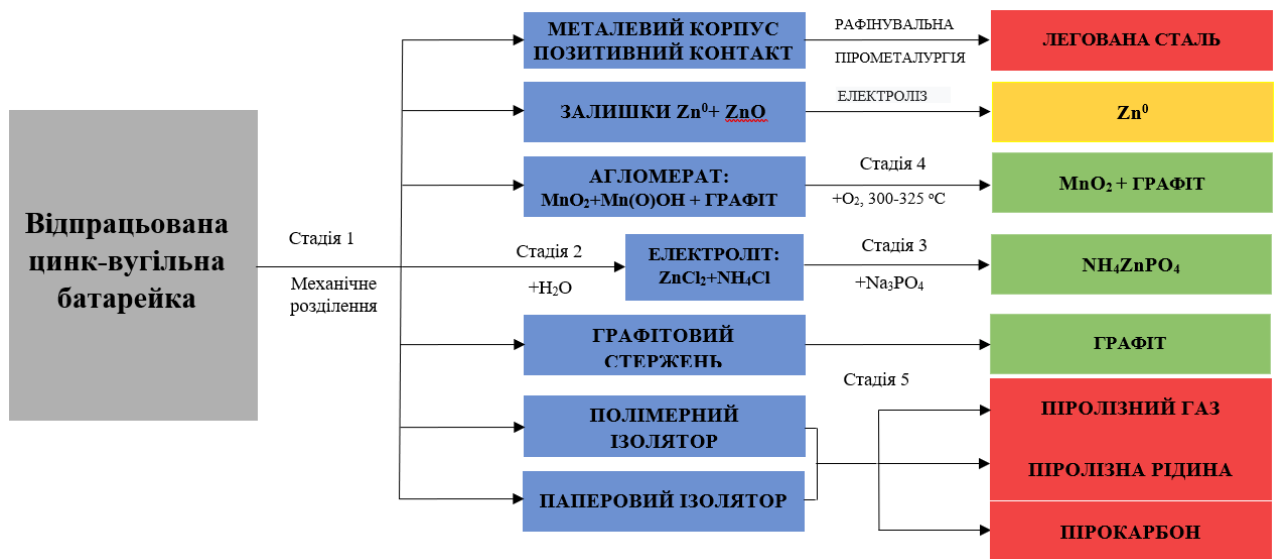


Рисунок 6.3 – Технологічна схема комплексної переробки відпрацьованих цинк-вугільних батарейок:

1 стадія – механічне розділення; 2 стадія – відмивання електроліту;
3 стадія – отримання подвійної солі NH_4ZnPO_4 ; 4 стадія – регенерація агломерату; 5 стадія – піроліз.

Після цього поблизу графітового електрода утворюється шар газоподібного водню, який блокує роботу батарейки. На катоді реакція (6.5) відбувається за наявності MnO_2 . Електроліт NH_4Cl дисоціює наступним чином:



і формує комплексну сіль білого кольору (діамінхлорид цинку) шляхом реакції з іонами цинку:



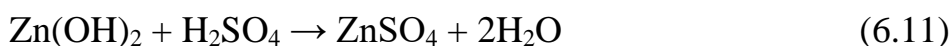
З урахуванням реакцій (6.4–6.8), загальна реакція в агломераті виглядає таким чином:



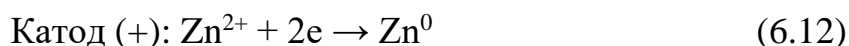
Утворену комплексну сіль зазвичай обробляють розчином луку за схемою:



з подальшим перетворенням утвореного $\text{Zn}(\text{OH})_2$ у сольову форму:



На наступному етапі використовується електроліз сульфату цинку зі свинцевим анодом, легованим 1% срібла, а на катоді накопичується високочистий цинк:



Одночасно на аноді утворюється кисень:



У реакції (6.12) вихід цинку становить 80–90%. Крім того, в розчині електроліту утворюється сірчана кислота:



Реакції (6.10–6.14) показують, що відновлення високочистого металевого цинку електрохімічним методом є найскладнішим етапом переробки відпрацьованих цинк-вугільних батарейок, який не проводився в даному дослідженні.

Ефективність відновлення компонентів відпрацьованих батарейок оцінюється таким чином. Для агломерату та електроліту вона становить до 96% (втрати до 4% переважно через неповні хімічні реакції та механічні втрати під час демонтажу компонентів). Для полімерних та паперових ізоляторів ефективність відновлення оцінюється в 95%, втрати відбуваються в камері піролізу. Водночас графітовий стержень та залишки цинку повністю відновлюються з відпрацьованої батарейки в чистому вигляді після відмивання електроліту (як описано вище) – ці компоненти можуть бути використані як ресурс у промисловості (безпосередньо або після переробки). Аналогічно, металевий корпус та позитивний контакт пропонується використовувати як сировину. Тому ефективність відновлення вищезазначених компонентів залежить від подальшої переробки і не може бути оцінена в рамках даного дослідження.

6.3 Висновки до шостого розділу

Проаналізовані існуючі технології переробки небезпечних компонентів побутових відходів, зокрема загальні принципи переробки, методи рециклінгу. На прикладі відпрацьованих батарейок показано, що методи пірометалургії використовуються переважно у випадку переробки змішаних відходів, а методи гідрометалургії – в першу чергу при селективному вилученні металів з окремих категорій небезпечних компонентів побутових відходів. Технології переробки, що використовуються наразі, зосереджені на відновленні металів (і, таким чином, утворенні відходів), не дозволяють повного відновлення ресурсів, не є самодостатніми та потребують додаткового фінансування (наприклад, через систему розширеної відповідальності виробника).

У розділі досліджено комплексну переробку відпрацьованих цинк-вугільних батарейок. Для досягнення повного рециклінгу було використано механічне розбирання відпрацьованих батарейок. Це дає можливість відновити

всі ресурси порівняно з методами, що традиційно використовуються для переробки батарейок, і де багато ресурсів втрачається. Також досліджено вилучення відпрацьованого електроліту (суміш NH_4Cl , ZnCl_2 , $[\text{Zn}(\text{NH}_3)_2]\text{Cl}_2$) шляхом седиментації подвійною сіллю NH_4ZnPO_4 та регенерацію відпрацьованого агломерату (суміш MnO_2 , $\text{MnO}(\text{OH})$ та графіту) до його початкового складу (MnO_2 , графіт). Органічну частину відпрацьованих батарейок (поліпропіленові та паперові ізолятори) можна переробляти низькотемпературним піролізом (також разом з іншими полімерними відходами). Показано, що органічні компоненти можуть бути повністю розкладені за температур 300–410 °C протягом 1,5–2,5 годин. Кінцевими продуктами є піролізна рідина (67,2 % мас.), пірокарбон (23,1 % мас.) та піролізний газ (8,1 % мас.).

Крім того, обґрунтовано доцільність комплексної переробки відпрацьованих цинк-вугільних батарейок. Наведені рекомендації щодо практичного використання одержаних продуктів та відповідність запропонованого методу переробки відпрацьованих батарейок екологічним вимогам.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [13, 24, 225, 274, 296, 299, 311, 317, 318, 327, 332].

РОЗДІЛ 7

РОЗРОБЛЕННЯ РЕКОМЕНДАЦІЙ ЩОДО ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО УПРАВЛІННЯ НЕБЕЗПЕЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

7.1 Запобігання утворенню небезпечних компонентів побутових відходів та рекомендації щодо управління ними

Запобігання утворенню НПВ може бути реалізовано різними способами. Орієнтація на джерело утворення відходів зменшує їхню кількість і токсичність, в порівнянні з такими варіантами як переробка, компостування, рекуперація енергії або захоронення. Проте запобігання утворенню відходів також охоплює заходи щодо зменшення негативного впливу відходів на здоров'я людини та навколишнє середовище.

На рис. 7.1 зображені потоки відходів і потенціал запобігання їх утворенню в ланцюжку створення вартості.

Запобігання утворенню НПВ має як кількісні, так і якісні аспекти, які необхідно враховувати при встановленні цілей, виборі показників і розробці заходів.

Кількісне запобігання утворенню відходів досягається шляхом зменшення кількості матеріалів, які використовуються у продукції, і підвищення ефективності їх використання. Відходів також можна уникнути, обмеживши непотрібне споживання та розробляючи та споживаючи продукцію, яка створює менше відходів. Кількісне запобігання утворенню відходів також охоплює дії, які можна вжити до того, як продукція досягне кінця свого терміну служби – шляхом ремонту, відновлення або повторного використання.

Якісне запобігання утворенню відходів визначається як зменшення вмісту небезпечних речовин. Це допомагає зменшити вплив небезпечних речовин на людину та навколишнє середовище. Зменшення або обмеження використання

небезпечних речовин також є необхідною умовою для функціонування циркулярної економіки, оскільки це створює матеріальні петлі, спрощує процес встановлення промислового симбіозу, а також може знизити вартість збору та переробки пост-споживчих відходів.

Розробка та впровадження заходів із запобігання утворенню відходів і, зрештою, оцінка їх переваг може бути складним завданням, яке має високий пріоритет в ієрархії відходів. Досліджуючи різні етапи ланцюжка створення вартості, можна оцінити ефективність заходів із запобігання утворенню відходів (рис. 7.1).

Утворенню відходів можна запобігти шляхом підвищення ефективності використання матеріалів, використання процесів, які генерують менше відходів та інновацій на етапі виробництва. Конструкція продукції, що забезпечує зменшення утворення відходів на етапі використання, є ефективною формою уникнення відходів. Сюди також відноситься скорочення вмісту шкідливих речовин у матеріалах і виробках як засіб якісного запобігання утворенню відходів.

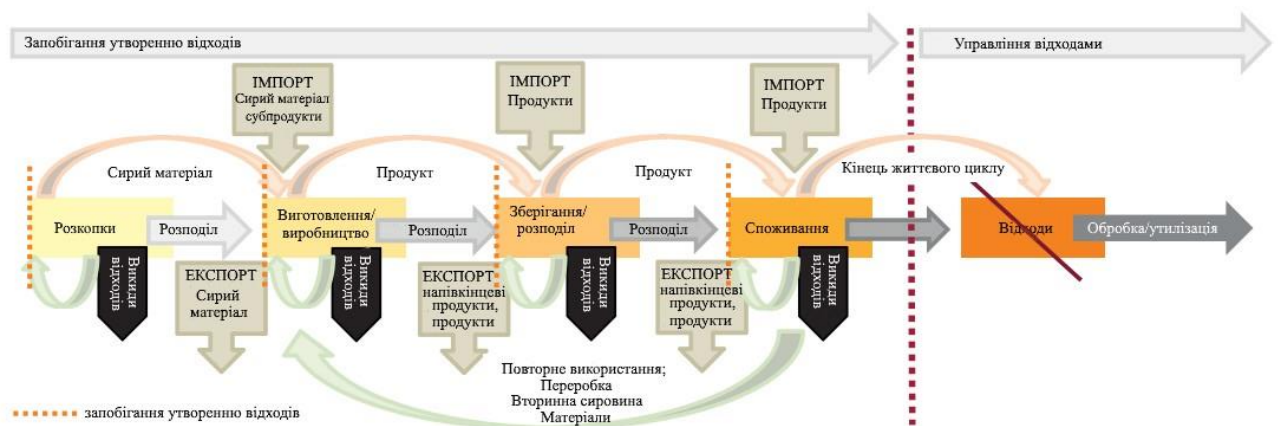


Рисунок 7.1 – Потіки відходів і потенціал запобігання їх утворенню в ланцюжку створення вартості

На етапі поширення відходам можна запобігти, серед іншого, завдяки правильному плануванню поставок і запасів, маркетингу, що зменшує утворення відходів, і вибору упаковки з меншою відходоємністю.

Також можна запобігти утворенню відходів на етапі споживання, наприклад, вибираючи продукцію, яка є менш відходоємною протягом усього життєвого циклу, використовуючи продукцію довше, ремонтуючи, спільно використовуючи, орендуючи продукцію або зменшуючи рівень споживання.

Коли термін експлуатації продукції закінчується і її класифікують як відходи, вона переходить на етап утилізації відходів.

Одним із способів моніторингу та оцінки конкретних заходів із запобігання утворенню відходів може бути відстеження моделей утворення відходів уздовж ланцюжка створення вартості. Хоча ряд конкретних заходів із запобігання утворенню відходів уже впроваджено на різних етапах ланцюжка створення вартості, загальний прогрес може бути невидимим на агрегованих рівнях, наприклад, утворення відходів на рівні країни чи окремої галузі.

Незважаючи на те, що в Україні існує система моніторингу та оцінки заходів із запобігання утворенню відходів, інформації про потоки небезпечних відходів дуже мало.

Наприклад, зміни в технологіях і моделях споживання впливають на запобігання утворенню відходів і відповідний вплив на здоров'я та навколишнє середовище.

Зміни в технології можуть призвести до покращення виробничих процесів і зменшити утворення відходів. Вони можуть бути викликані багатьма факторами, зокрема інвестиціями в дослідження та розробки, зміною споживчих уподобань, економічними факторами та змінами чи посиленням законодавства.

Якщо споживчий попит на конкретні товари/продукцію з будь-якої причини падає, це змінює з часом виробничі операції або обсяги продукції. Результат можна вважати корисним з точки зору здоров'я та навколишнього середовища. Негативним буде те, що доходи, ймовірно, впадуть, як і показники зайнятості.

В Європейському Союзі з 30 прийнятих програм небезпечні відходи

входять до сфери дії 25. З них 17 програм мають чіткі цілі щодо зменшення обсягів відходів та/або зменшення або усунення небезпечних речовин у матеріалах і продукції.

Відсутність чітких цілей і масштабів у програмах не обов'язково означає, що країна чи регіон не віддають пріоритет небезпечним відходам, оскільки вони можуть бути включені до більш загальних цілей або масштабних категорій. Відсутність цілей запобігання утворенню відходів тісно пов'язана з класифікацією небезпечних відходів і відсутністю базової стратегії щодо небезпечних відходів у програмах.

Все вищевказане має значення для ефективного моніторингу та оцінки впроваджених заходів.

На початку 2018 року в Україні функціонувало 219 підприємств, які отримали ліцензію на поводження з небезпечними відходами. Але станом на 2025 рік, згідно Реєстру ліцензіатів з управління небезпечними відходами [336], залишилося лише 34 організації (у зв'язку із жорсткішими вимогами). З них – 21 організація може бути задіяна для управління НПВ, решта – виключно для промислових відходів. Однак, ці організації зареєстровані лише у 9-ти областях (табл. 7.1).

Таблиця 7.1 – Організації, які працюють у сфері поводження з небезпечними відходами

Область	Кількість організацій
Київська	10
Запорізька	3
Житомирська	2
Черкаська	1
Львівська	1
Закарпатська	1
Харківська	1
Кіровоградська	1
Одеська	1

Таким чином, більша частина регіонів України не охоплена

підприємствами в галузі управління НПВ. Теоретично, існуючі організації можуть здійснювати діяльність в інших областях, однак на практиці це не поширено, в першу чергу через логістичні складнощі (наприклад, у Східній Україні є лише одна організація у м. Харків).

Враховуючи площу території та чисельність населення, в Україні дуже мало підприємств з сфери поводження з НПВ. Крім того, лише невелика кількість цих організацій здійснюють утилізацію таких відходів.

Вказані організації охоплюють більшість НПВ. Щоправда, деякі категорії НПВ можуть збиратись дуже обмеженою кількістю підприємств: наприклад, лише по 4 організації збирають відпрацьовані батарейки (Одеса, Львів, Житомир, Київ) і люмінесцентні лампи (Одеса, Львів, Черкаси, Кропивницький), що значно ускладнює ефективне управління цими категоріями НПВ.

Оскільки виключно повторне використання НПВ не є достатнім рішенням, то проблема НПВ з часом буде лише загострюватися. Запобігання утворенню НПВ, їх мінімізація, скорочення, повторне використання, рециркуляція і рекуперация ресурсів – усі ці питання вимагають відповідних термінових рішень.

Аналіз сучасних систем управління НПВ дозволив виділити їхні основні принципи:

1. Принцип розширеної відповідальності виробника або індивідуальної відповідальності виробника. Відповідальність за відходи, які утворюються під час виробничих процесів, і управління ними, з точки зору довіклля та економії ресурсів, насамперед має належати виробнику. Кожен виробник несе відповідальність за фінансування утилізації відходів власної продукції. Коли виробник розміщує товар на ринку, він повинен забезпечити фінансування управління його відходами. Принцип розширеної відповідальності виробника включає супровід під час різних етапів усього життєвого циклу товару, і особливо повернення, переробка та остаточна утилізація небезпечних відходів.

Розширена відповідальність виробника реалізується через адміністративну, економічну та інформаційну політику держави.

2. Політика управління відходами повинна бути зосереджена на екологічних наслідках використання ресурсів. Вона повинна поєднуватися з політикою щодо ресурсів. Найважливішим питанням є не дефіцит ресурсів, а їхній вплив на середовище.

3. Політика управління відходами повинна враховувати принцип супроводу протягом всього життєвого циклу продукції. Потрібно подовжувати термін служби продукції та забезпечити користувачів легкодоступними змінними запчастинами.

4. Інтеграція екодизайну. Даний принцип забезпечує впровадження інноваційних заходів самим виробником, в тому числі розробку екодизайну виробу, з метою полегшення його утилізації в майбутньому.

5. Заміна комплектуючих та їхнього складу, заборона використання найбільш небезпечних хімічних речовин.

6. Політика повторного використання цінної сировини, вилученої з небезпечних відходів.

7. Ведення статистики утворення небезпечних відходів.

Основною метою держави має бути встановлення якомога нижчих показників утворення НПВ на одну людину. Це допоможе системі утилізації в цілому справлятися з навантаженням, зменшить надходження НПВ на полігони і втрату ресурсів.

Сучасний стан поводження з небезпечними відходами в Україні характеризується початковим рівнем розвитку та суттєвим дефіцитом правових і технологічних інструментів. Наявні потужності ліцензованих підприємств не забезпечують повний цикл переробки акумульованих та поточно генерованих обсягів відходів. Вирішення цієї проблеми потребує імплементації комплексного галузевого законодавства, а також розробки державних механізмів стимулювання та нагляду за операціями з відходами. Важливим

аспектом є підвищення рівня екологічної свідомості населення через інформування про ризики неналежного поводження з токсичними компонентами.

Формування цілісної системи управління НПВ дозволить не лише мінімізувати антропогенне навантаження на довкілля, а й реалізувати потенціал ресурсозбереження. Це забезпечить подвійний ефект: економічний – шляхом повернення вторинної сировини у виробничий цикл, та екологічний – через запобігання неконтрольованому потраплянню небезпечних речовин у біосферу.

Проведений аналіз дозволив виділити основні аспекти управління ними. Нижче наведені рекомендації щодо запобігання утворенню НПВ:

1. Посилити роль науково-дослідних центрів у напрямку розроблення ефективних методів утилізації НПВ та надавати фінансову допомогу для здійснення досліджень у цій сфері. Стимулювати розвиток новітніх технологій та методів переробки, що значно поліпшить очікувану ситуацію з відходами в майбутньому завдяки зменшенню кількості матеріалів, що використовуються при виробництві, та подовжить термін служби приладів.

2. Проводити регулярний моніторинг НПВ.

3. За сприянням уряду створити схеми субсидій для виробників на час, поки немає чітко розроблених схем економічно-вигідного управління НПВ.

4. Розробити національну нормативно-правову базу у галузі управління НПВ.

5. Заохочувати суспільство до активного вирішення проблеми відходів та проводити просвітницьку діяльність щодо екологічних проблем.

Основною вимогою сучасності до безпечного управління НПВ є орієнтація на замкнутий життєвий цикл виробництва. Відповідальність за відходи продукції має бути покладена на виробника, який зобов'язаний супроводжувати продукцію протягом усього життєвого циклу (терміну експлуатації). Від самого початку, етапу виготовлення, виробник має забезпечувати, щоб переробка НПВ була максимально доступною.

Постспоживчий етап фінансово має забезпечувати виробник.

Оскільки відповідальність за утилізацію лягає на виробника, він буде зацікавлений в легкій переробці чи навіть у повторному використанні НПВ. Також, враховуючи витрати на утилізацію, виробник має бути зацікавлений у виготовленні якісного товару, термін експлуатації, якого буде максимально можливим. Тому цілком логічно буде стверджувати, що забезпечення якісного екологічного дизайну буде пріоритетним.

Розробивши компактний дизайн та упаковку, які будуть відповідати сучасним екологічним та технологічним вимогам, можна забезпечити мінімізацію кількості сировини, що буде використовуватися.

Надавши пріоритет потребам та вимогам споживачів, провівши додаткове тестування якості та випробування на витривалість, продукція матиме максимальний термін служби, що зменшить кількість небезпечних відходів у майбутньому.

Рекомендовано до кожної продукції розробити паспорт утилізації, який міститиме інформацію про енергоспоживання, матеріал упаковки, небезпечні речовини, які входять до складу комплектуючих обладнання, вага та матеріали, можливість циклічного використання та ін.

Пріоритетним завданням є включення оцінки життєвого циклу продукції для визначення впливу на навколишнє середовище на кожному етапі життєвого циклу продукції: від видобутку сировини до обробки матеріалів, виробництва, розподілу, використання, ремонту та технічного обслуговування, а також утилізації або переробки.

Модернізація, ремонтпридатність, ремонт, збір запасних частин, підвищений вміст вторинної сировини і можливість вторинної переробки – все це допомагає знизити споживання ресурсів. Триваліший термін служби продуктів знижує споживання ресурсів і транспортні викиди, пов'язані з впровадженням нової продукції.

Користувач продукції, в свою чергу, зобов'язаний сприяти подовженому

циклу використання товару, забезпечити утворення мінімальної кількості відходів, скоротити використання чи обирати продукцію, яка підлягає переробці.

Рекомендації для органів місцевого самоврядування:

- створення інфраструктури утилізації за допомогою налагодження партнерських відносин з центрами переробки НПВ;
- контроль за продукцією, яка потрапляє на ринок;
- надання допомоги у створенні пунктів прийому НПВ;
- проведення акцій по збору НПВ;
- заохочення населення за здачу НПВ у пункти прийому;
- введення економічно-стимулюючих механізмів для забезпечення належного поводження з НПВ (винагорода, штраф) та ін.

7.2 Рекомендації щодо управління окремими категоріями небезпечних компонентів побутових відходів

Найбільш актуальними рекомендаціями у галузі управління небезпечними компонентами побутових відходів є такі [8]:

- гармонізація європейського [96, 336] та українського законодавства [337] у сфері поводження з НПВ. Необхідно підготувати законодавчу базу для створення і ефективної роботи єдиної системи управління небезпечними відходами, в тому числі і в складі ПВ;
- вдосконалення та законодавче закріплення переліку НПВ, при поводженні з якими будуть застосовуватись вимоги, які сьогодні існують для інших небезпечних (промислових) відходів;
- зобов'язання виробників продукції, яка після використання стає НПВ, вести облік обсягів, властивостей та походження цих відходів та забезпечення надання цієї інформації усім зацікавленим сторонам;
- забезпечення запобігання надходженню НПВ у довкілля шляхом їх

роздільного збирання;

- створення пунктів організованого збирання НПВ та визначення вимог до них;
- створення ефективної системи моніторингу процесу управління НПВ та організацій, які здійснюють поводження з ними;
- встановлення правил пакування та маркування НПВ згідно з міжнародними стандартами та стандартами ЄС;
- розроблення керівництв по ідентифікації НПВ, по їх розділенню, елементарним правилам управління;
- налагодити координаційну діяльність органів місцевого самоврядування, органів центральної влади, громадськості та інших зацікавлених сторін у сфері управління НПВ;
- створення ефективної системи інформування громадськості щодо безпечного поводження з НПВ.
- розроблення системи стимулювання екологічно безпечного управління НПВ.
- встановлення відповідальності за порушення при управлінні НПВ.

7.2.1 Відпрацьовані батарейки

На сьогодні всі типи батарейок, що випускаються в Європі, можуть бути перероблені незалежно від їхнього складу та виробника. Для переробки немає значення, чи батарейка заряджена, частково розряджена або розряджена повністю. Після збору батарейок вони сортуються і далі, в залежності від того, до якого типу вони належать, відсилаються на відповідне підприємство з переробки [338].

На даний момент поточна ситуація з управління відпрацьованими батарейками не ідеальна. Багато людей не знають, як утилізувати відпрацьовані батарейки, або вирішують утилізувати їх випадковим чином з різних причин

(наприклад, незручності та висока вартість). Крім того, важливими причинами є недосконалі способи або відсутність ефективних механізмів переробки. Для ефективного поводження з відпрацьованими батарейками має існувати відповідна система збору. Насправді в Україні немає ефективного збору відпрацьованих батарейок.

Приклади організації збору відпрацьованих батарейок у розвинених країнах

Європейські країни були першими, хто почав переробляти використані батарейки. Управління використаними батарейками в ЄС почалося в 1990-х роках, коли перша директива щодо поводження з використаними батарейками була опублікована в 1991 році. Цей регламент зосереджується на батарейках, що містять шкідливі речовини, і передбачає, що використані батарейки необхідно відокремлювати від побутових відходів та збирати окремо. У деяких країнах рівень збору використаних батарейок досягає 60% (наприклад, в Австрії, Данії та Швейцарії). Незважаючи на те, що у 2008, 2010 та 2013 роках до правил були внесені незначні корективи, основні положення все ще базуються на регламенті 2006 року. Рециклінг (утилізація) відпрацьованих батарейок у Європі базується на системі розширеної відповідальності виробника, а переробка поширюється на всі типи батарейок. Регламент, виданий у 2006 році, значно покращив управління відпрацьованими батарейками в Європі, але деякі проблеми все ще існують – наприклад, велика кількість відпрацьованих свинцево-кислотних акумуляторів, змішаних із портативними побутовими батарейками, що означає, що рівень переробки портативних батарейок дуже низький.

У Сполучених Штатах відпрацьовані батарейки поділяються на дві категорії: небезпечні відходи та безпечні відходи. Перша включає цинкові батарейки та літій-іонні акумулятори, а друга включає кнопкові, оксид-срібні батарейки, закриті свинцево-кислотні акумулятори та свинцево-кислотні акумулятори для автомобілів. Згідно з правилами Агентства з охорони

навколишнього середовища США, небезпечні відпрацьовані батареїки необхідно збирати відповідно до стандартизованих процедур збору, тоді як безпечні відходи можна утилізувати як побутові відходи. Свинцево-кислотні батареї для автомобілів збираються дилерами автомобілів або місцевими органами з утилізації відходів, тоді як інші небезпечні батареїки збираються в пунктах переробки небезпечних речовин поблизу населених пунктів. Прикладом є корпорація RBRC, яка створила понад 25000 пунктів збору батареїок у Сполучених Штатах і Канаді. Компанія розробила та виготовила контейнери для збору батареїок, поліетиленові пакети із застібками-блискавками та спеціалізовані логотипи переробки, які розповсюджуються серед роздрібних продавців батареїок та громадських станцій збору відходів у різних регіонах.

В Австралії батареїки діляться на дві категорії: портативні та великі свинцево-кислотні (вагою понад 5 кг). Великі свинцево-кислотні батареї розглядаються як небезпечні відходи та збираються майстернями з ремонту автомобілів, перевантажувальними станціями та агентствами з утилізації відходів, у той час як не існує нормативних актів щодо переробки та повторного використання портативних батареїок. Збір та утилізація портативних батареїок зазвичай здійснюється некомерційними організаціями. Наприклад, з близько 15 тис. тонн утворених відпрацьованих батареїок (2012 р.), було зібрано лише 403 тонни (приблизно 2,7%).

У Новій Зеландії свинцево-кислотні батареї збирають на АЗС, автосервісах і муніципальних пунктах переробки. Після збору свинцево-кислотні батареї переробляються в межах країни, тоді як інші батареїки або захоронюються, або транспортуються в інші країни для переробки. У центрі уваги все ще знаходяться свинцево-кислотні батареї, а портативні батареїки здебільшого переробляються завдяки волонтерській діяльності, але більшість із них захоронюється разом із побутовими відходами.

В Японії та Південній Кореї немає обов'язкової переробки

відпрацьованих батарейок і підходи в різних регіонах відрізняються. Однак більшість батарейок або переробляються компаніями, або зберігаються як негорючі відходи. Свинцево-кислотні акумулятори збираються та переробляються виробниками. З 2001 року збирання та переробка вбудованих батарейок відбувається через систему розширеної відповідальності виробника. Як член Організації економічного співробітництва та розвитку та договірною стороною Базельської конвенції, Японія не дозволяє експортувати відходи (включаючи відпрацьовані батарейки) до країн, які не можуть переробляти відходи, особливо до країн, що розвиваються.

Оптимізація системи збору використаних побутових батарейок

Система повинна базуватись на фактичній ситуації в кожній країні та мати певні характеристики, такі як розумні ціни, орієнтація на густонаселені міста та тісна інтеграція з управлінням логістикою, щоб сформувати довгострокову ефективну систему переробки. Нижче наведено деякі рекомендації щодо оптимізації системи збору відпрацьованих батарейок [339].

1. Платний збір відпрацьованих батарейок

Платна система збору відпрацьованих батарейок в Європі, Америці та Японії в основному спрямована на виробників батарейок. Вартість збору та переробки відпрацьованих батарейок безпосередньо вираховується з доходу компаній, або додається до роздрібною ціни продажу батарейок. Завдяки поступовому вилученню відпрацьованих батарейок шляхом регулювання ринку рівень збору збільшується.

Ця стратегія може бути використана в Україні (відповідні нормативно-правові акти подані до українського парламенту). Однак, на відміну від розвинених країн, українська індустрія торгівлі відходами протягом тривалого часу є слабкорозвиненою. Платна система збору може бути недосконалою, через такі фактори:

- пряма компенсація ціни відпрацьованих батарейок вимагає від компаній великих інвестицій, які можна охарактеризувати як ризиковані, а

рівень окупності невідомий;

- конвертація відпрацьованих батарейок у кошти може призвести до накопичення великої їх кількості за короткий період часу, що різко ускладнить утилізацію;
- раптова поява великої кількості відпрацьованих батарейок, які не підлягають переробці, може призвести до забруднення навколишнього середовища;
- створення пунктів збору батарейок вимагає великої кількості людських, фінансових і логістичних ресурсів.

2. Обмін відпрацьованих батарейок на інші речі

Виробники батарейок впроваджують практику обміну старих батарейок на нові для клієнтів. Кожну стару батарейку можна компенсувати певною сумою, в основному в супермаркетах або великих магазинах.

Стратегія обміну старих батарейок на нові може досягти певного успіху, оскільки компанії не потребують попередніх інвестицій і знижують свої ризики. Роль сортування та збирання батарейок можуть взяти на себе працівники пунктів продажу батарейок. Крім того, політика заміни старих батарейок на нові забезпечує баланс між використаними та новими батарейками, не спричиняючи короткочасних флуктуацій. Однак, через масове утворення відпрацьованих батарейок заміна їх на нові все ще не може підвищити рівень збору відпрацьованих батарейок. Збір відпрацьованих батарейок потребує збалансованої системи, яка може постійно забезпечувати певну їхню кількість, водночас зменшуючи інвестиційні ризики для підприємств.

Можна також перетворювати відпрацьовані батарейки на певні зручності. Наприклад, якщо вартість відпрацьованої батарейки становить 1 гривню, це означає, що одну батарейку можна конвертувати в 1 гривню для зручності. Для школярів її можна конвертувати в один проїзд у шкільному автобусі, для жителів міста – в одноразовий проїзд на громадському транспорті, підписку на

якісь журнали, купівлю напоїв у автоматах, тощо. Все це не вимагає значних зусиль і коштів, і збір відпрацьованих батарейок перетворюється безпосередньо на прибуток чи послуги. Таким чином, галузь збору відпрацьованих батарейок може забезпечити більше зручностей і суспільного добробуту, одночасно підвищуючи обізнаність і екологічну відповідальність громадян.

Логістика збору відпрацьованих батарейок не може покладатися на традиційну логістику управління відходами. Забезпечення такої логістичної системи вимагає багато зусиль і фінансових ресурсів, а також потребує використання інших логістичних систем. У традиційних логістичних системах відпрацьовані батарейки надсилаються через дистриб'юторів виробникам і, нарешті, надходять на переробні підприємства. Але цей метод не підходить для поточної ситуації в Україні через фактичну відсутність розширеної відповідальності виробника. Відсутність єдиного стандартизованого підходу може призвести до забруднення навколишнього середовища. Встановлення контейнерів для збору відпрацьованих батарейок у громадах може дати певні результати на початку. Однак такі способи збору відпрацьованих батарейок потребують занадто багато часу та можуть у будь-який час зіштовхнутися із впливом невідомих факторів.

В Україні немає єдиного стандарту для умов зберігання відпрацьованих батарейок та відповідних транспортних засобів. В Україні є певна кількість відпрацьованих батарейок, зібраних неурядовими організаціями, які досі не переробляються через відсутність фінансування та відповідних приміщень. Це типова ситуація для країн, що розвиваються, де не створено стандартизованої системи збору та не побудовано логістичного ланцюжка. Створення підприємства з утилізації відпрацьованих батарейок може вирішити проблему. Це означає, що буде кінцева точка логістики для відпрацьованих батарейок, а вибір ключових точок логістики (хабів) впливатиме на загальну вартість. Відпрацьовані батарейки, зібрані в різних місцях, будуть транспортуватися до логістичних центрів для накопичення. Після досягнення певної кількості

батареї будуть передані до кінцевої точки, якою є підприємство з переробки відпрацьованих батарейок. Таким чином буде сформована логістична мережа для переробки відпрацьованих батарейок. Контейнери для збору відпрацьованих батарейок можна встановити в школах, на вулицях, заохочуючи громадян збирати та передавати відпрацьовані батареї через рекламу / оголошення. Завдяки цьому методу за короткий проміжок часу можна накопичити певну кількість відпрацьованих батарейок.

Запропонована схема оптимізації системи управління відпрацьованими батареями наведена на рис. 7.2.

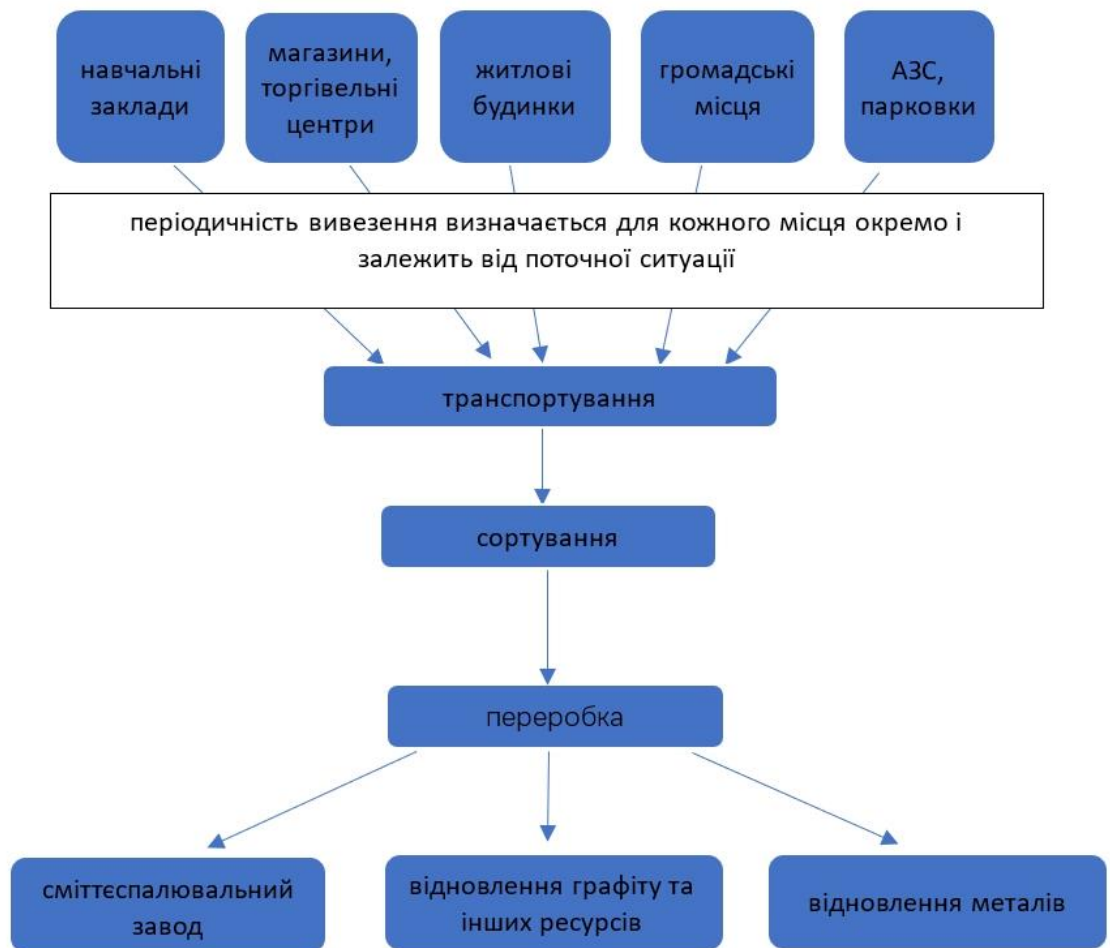


Рисунок 7.2 – Схема оптимізації системи управління відпрацьованими батареями

Загалом, основною проблемою в поточній галузі управління

відпрацьованими батарейками є відсутність безперебійного постачання «сировини» (відпрацьованих батарейок) та нездатність сформувати ефективну логістику ресурсів. В Україні це включає такі виклики:

1. Місце призначення зібраних відпрацьованих батарейок невідоме, а ринок нерегулярний. Кінцеве право на використання та володіння батарейками належить споживачеві. Споживачі можуть передавати відпрацьовані батарейки компаніям, які їх збирають або викидати з іншими відходами. Реальність така, що велика кількість використаних батарейок потрапляє у ланцюжки по-за офіційною системою управління відходами. Зрозуміло, що відповідно до поточної політики продавці мають нести основну відповідальність за збір відпрацьованих батарейок, а компанії з виробництва та переробки батарейок повинні мати відповідні обов'язки. В той же час українське законодавство не чітко визначає відповідальність споживачів за збір, і споживачі не несуть відповідальності чи зобов'язань утилізувати відпрацьовані батарейки.

2. Вимоги до транспортування та витрати на упаковку відпрацьованих батарейок є високими, і часто трапляється явище нестандартного транспортування. Згідно нормативних актів, відпрацьовані батарейки можуть розглядатись як небезпечні відходи. У такому випадку є жорсткі вимоги до їхньої упаковки і транспортування. Транспортні засоби повинні мати відповідні ліцензії, стан транспортних засобів повинен відповідати певному рівню, а водії і супроводжуючий персонал мають отримати відповідні дозволи. За відсутності суворого нагляду компанії не завжди можуть дотримуватись цих вимог. Крім того, процедури транспортування відпрацьованих батарейок можуть бути дорогими через погану логістику.

3. Для ефективної роботи підприємств з рециклінгу відпрацьованих батарейок можна розглядати їх постійне завантаження сировиною з інших регіонів або навіть країн ЄС, де налагоджений збір і логістика управління відпрацьованими батарейками. У листопаді 2017 року Європейська комісія прийняла пропозицію щодо нового регламенту транспортування відходів у

Європі, який, у поєднанні з вимогами нової Директиви про батареї, роз'яснює, що відпрацьовані батареї можна вивозити з ЄС, якщо це дозволено законодавством країни-отримувача та за умови, що після імпорту може бути доведено, що вони нетоксичні та відповідають відповідним вимогам безпеки. Наразі переважна більшість країн дотримується Базельської конвенції, що дозволяє експортувати відпрацьовані батареї до країн із можливостями переробки. Однак, наразі існують певні бар'єри для транспортування відпрацьованих батарейок з-за кордону.

Збір відпрацьованих батарейок має вирішальне значення для захисту навколишнього середовища та відновлення ресурсів. Ось кілька додаткових рекомендацій щодо ефективного збору батарейок:

1. Просвітницькі кампанії

- Освітні заходи: інформування громадськості про важливість збору відпрацьованих батарейок та екологічну небезпеку неправильної утилізації.
- Охоплення соціальних мереж: використання платформ соціальних мереж, щоб ділитися інформацією, рекомендаціями та оновленнями щодо ініціатив зі збору відпрацьованих батарейок.

2. Зручні пункти збору

- Місця роздрібної торгівлі: партнерство з роздрібними продавцями електроніки та автомобілів для встановлення контейнерів для збору використаних батарейок.
- Громадські місця: розміщення контейнерів для збирання у легкодоступних громадських місцях, таких як торгівельні центри, бібліотеки та школи / університети.

3. Мобільні пункти збору

- Заплановані заходи: організація періодичних заходів зі збору в районах міста або на громадських заходах, щоб спонукати мешканців приносити свої використані батареї.
- Мобільні пункти збору: використання транспортних засобів,

обладнаних для збору відпрацьованих батарейок, які з певною періодичністю можуть приїжджати у визначені місця.

Інші рекомендації щодо ефективного управління відпрацьованими батарейками

1. Відпрацьовані батарейки необхідно відокремлювати від інших відходів у процесі збору. Якщо їх викидати разом з іншими побутовими відходами, виникне багато проблем – наприклад, під час компостування відходів на процеси бродіння органічної фракції впливатимуть метали; у разі спалювання відходів високий вміст ртуті в димових газах впливає на якість очищення повітря та забруднює його. Якщо відходи вивозяться на сміттєзвалище, важкі метали з батарейок проникатимуть у ґрунт і ґрунтові води. Відпрацьовані батарейки необхідно збирати окремо, щоб можна було їх переробити та запобігти поширенню забруднювальних речовин.

2. Необхідність сортування відпрацьованих батарейок визначається способом їхньої подальшої переробки. В багатьох випадках, якщо основною технологією переробки є подрібнення з подальшою пірометалургією або гідрометалургією, то сортування відпрацьованих батарейок не потрібне, оскільки всі батареї будуть перероблятися разом. В іншому випадку, сортування необхідне для окремої переробки різних видів батарейок. Крім того, бажаним є окреме збирання літій-іонних акумуляторів, які мають жорсткі вимоги до безпеки зберігання і переробляються окремо від всіх інших видів батарейок.

3. Посилити сортування, збір та управління відпрацьованими батарейками. Для виробників батарейок не тільки сировина, процеси та готова продукція повинні відповідати екологічним стандартам, також варто оцінювати та аналізувати і процес переробки та використання відповідних продуктів переробки. Виробники повинні прагнути до чистого виробництва, щоб полегшити переробку та утилізацію своєї продукції. Відповідні відділи повинні посилити свої зусилля з нагляду та управління, регулярно контролювати

ситуацію з переробкою відпрацьованих батарейок.

4. Заохочення виробництва екологічно дружніх батарейок. Батарейки, що містять важкі метали, повинні мати відповідні позначки для легшої переробки та сортування. На урядовому рівні необхідно пом'якшити політику в податковій та інших сферах, щоб стимулювати виробництво і продаж екологічно дружніх батарейок.

5. Підвищення обізнаності всіх людей щодо необхідності збору відпрацьованих батарейок. Необхідно підвищити екологічну свідомість усього суспільства через освіту з питань захисту навколишнього середовища, починаючи з дитячого садка, і зробивши збір відпрацьованих батарейок звичною справою. Крім того, варто посилити дослідження екологічно дружньої переробки відпрацьованих батарейок, а органи влади повинні забезпечити політику або фінансову підтримку процесів рециклінгу, які не забруднюють навколишнє середовище, мають низьку вартість, споживають менше енергії та мають швидкі результати для того, щоб відпрацьовані батарейки змогли увійти в ефективний цикл виробництво – споживання – регенерація.

Рекомендації щодо контейнерів для збирання відпрацьованих батарейок

Сьогодні існуючі технологічні рішення не в повній мірі відповідають вимогам до збирання відпрацьованих батарейок. Зокрема, відомий контейнер для відходів [340], який являє собою циліндричну ємність і кришку, корпус розділений на відсіки, у них містяться пакети для відходів. Кришка з можливістю повороту і фіксації виконана з відкритим сегментом, що з метою захисту проникнення запаху закривається шторкою. При виборі відповідного типу відходу, за допомогою поворотного механізму, кришка контейнера повертається, відкриваючи відповідний відсік. Недоліком даного контейнеру є те, що конструкція призначена для роздільного збирання різних видів побутових відходів, однак не виключає розміщення у різних відсіках відпрацьованих батарейок, а також інших відходів.

Також відомий контейнер для збору та тимчасового зберігання твердих

побутових відходів [341], який містить футляр з кришкою, в якому встановлено щонайменше дві ємності, і пристрій для закриття футляра. Кришка має завантажувальні отвори, кожен із яких оснащений кришкою з вузлом її переміщення, який обмежує відкриття та забезпечує самозакриття кришки отвору. Ємності виконані у вигляді корзин, кожна з яких оснащена вузлом переміщення у вигляді чотирьох дугоподібних захватів. Недоліком даного контейнеру є те, що у ньому не передбачено унеможливлення перемішування різних видів твердих побутових відходів у результаті їх помилкового викидання у невідповідну ємність.

У нашому дослідженні за прототип обрано контейнер для роздільного збору твердих побутових відходів [342], який складається з корпусу і кришки, що накриває корпус, який розділено на відсіки для поміщення пакетів зі сміттям, кришка виконана з можливістю повороту і фіксацій і має відкритий сегмент, крім того кришка контейнеру виконана з можливістю відкривання лише над відсіком для змішаних відходів, в інших відсіках на передній стінці контейнеру виконані отвори відповідно до типу відходів, для відсіку із паперовими відходами отвір виконано у вигляді прямокутної щілини, висотою не більше 7 см, для відсіку із пластиковими пляшками виконано круглий отвір, діаметром не більше 10 см, крім того, над відсіками виконані козирки. Недоліком цього контейнеру для відходів є те, що він не призначений для збирання відпрацьованих побутових батарейок, а їх викидання через відповідні отвори є ускладненим або неможливим. Крім того, конструкція контейнера не унеможливорює змішування відпрацьованих побутових батарейок з іншими відходами.

В основу розробленої корисної моделі поставлено задачу створення контейнера для відпрацьованих побутових батарейок, в якому за рахунок нового конструктивного виконання досягається можливість роздільного збирання відпрацьованих побутових батарейок різних розмірів (для більш ефективної подальшої їх переробки) та унеможливується їх змішування з

іншими відходами.

Поставлена задача досягається тим, що у контейнері для відпрацьованих побутових батарейок, який складається з корпусу і кришки, що накриває корпус, який розділено на відсіки для розміщення ємностей, на кришці контейнеру напроти кожного відсіку виконані завантажувальні отвори відповідно до типових розмірів відпрацьованих побутових батарейок: круглий діаметром 12 мм – для батарейок ААА типорозміру, круглий діаметром 16 мм – для батарейок АА типорозміру, круглий діаметром 35 мм – для батарейок D типорозміру, прямокутний довжиною 30 мм і шириною 20 мм – для батарейок 9В, прямокутний довжиною 25 мм і шириною 8 мм – для батарейок кнопочкового типу, прямокутний довжиною 65 мм і шириною 20 мм – для літій-іонних та інших батарейок.

На рис. 7.3 представлено контейнер для відпрацьованих побутових батарейок [343].

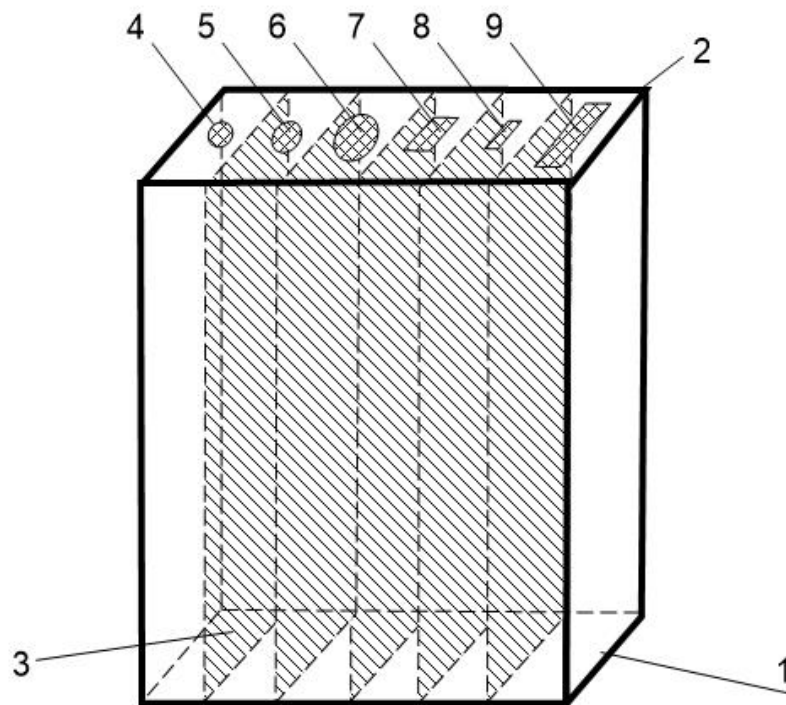


Рисунок 7.3 – Контейнер для відпрацьованих побутових батарейок

Контейнер складається з корпусу 1, який розділено на відсіки

пластиковими перегородками 3, кришки 2 із можливістю відкривання / закривання, в якій виконано завантажувальні отвори (над кожним відсіком): круглий отвір 4 діаметром 12 мм – для батарейок ААА типорозміру, круглий отвір 5 діаметром 16 мм – для батарейок АА типорозміру, круглий отвір 6 діаметром 35 мм – для батарейок D типорозміру, прямокутний отвір 7 довжиною 30 мм і шириною 20 мм – для батарейок 9В, прямокутний отвір 8 довжиною 25 мм і шириною 8 мм – для батарейок кнопочкового типу, прямокутний отвір 9 довжиною 65 мм і шириною 20 мм – для літій-іонних та інших батарейок.

Пристрій працює таким чином. При опусканні відпрацьованої побутової батарейки певного типорозміру через відповідні отвори 4÷9, які розділені пластиковими перегородками 3, кришки 2 контейнера 1, батарейка потрапляє до ємності у відповідному відсіку. Таким чином досягається виконання задачі роздільного збирання відпрацьованих побутових батарейок різних розмірів (для більш ефективною подальшої їх переробки) та унеможливується їх змішування з іншими відходами. Вивантаження ємностей з відповідним типом батарейок здійснюється шляхом відкривання кришки 2 контейнера 1.

7.2.2 Відпрацьовані люмінесцентні лампи

Автором зроблена спроба вдосконалити наявні конструктивні рішення для збирання відпрацьованих люмінесцентних ламп.

Відоме технічне рішення для акумулювання люмінесцентних ламп [344] базується на використанні корпусу з приймальним бункером та проміжною камерою. Наявність ущільнювальних заслінок із механізмом послідовного переміщення дозволяє здійснювати завантаження ламп різної потужності та типорозмірів, забезпечуючи при цьому герметизацію внутрішнього об'єму від навколишнього середовища. Однак суттєвим експлуатаційним недоліком даної конструкції є високий ризик механічного пошкодження ламп унаслідок

вільного падіння під час завантаження, що створює загрозу емісії парів ртуті та токсичного забруднення навколишнього середовища.

Найближчим за технічною суттю прототипом обрано пристрій для зберігання трубчастих люмінесцентних ламп [345], оснащений корпусом та завантажувальним отвором із системою ступінчастих перегородок для демпфування швидкості опускання об'єктів. Попри забезпечення цілісності ламп, зазначене рішення характеризується низьким коефіцієнтом використання корисного об'єму та складністю операцій із деінсталяції вмісту через внутрішні конструктивні перешкоди (перегородки).

В основу розробленої корисної моделі покладено завдання модернізації контейнера для компактних люмінесцентних ламп. Завдяки новому конструктивному виконанню досягається оптимізація корисного об'єму для накопичення відходів при одночасному гарантуванні механічної стійкості ламп та спрощенні процесів їх розвантаження. Це дозволяє підвищити ергономічність та експлуатаційну надійність пристрою.

Реалізація поставленої задачі забезпечується вдосконаленою конструкцією контейнера [346], який включає корпус із завантажувальним отвором та систему демпфування швидкості падіння ламп. Остання реалізована у формі каскаду ступінчастих перегородок, виготовлених із гнучкого еластичного матеріалу, що фіксуються одним ребром безпосередньо під вхідним отвором.

Відмінною рисою запропонованого пристрою є те, що блок сповільнення закріплений на бічній стінці корпусу та ізольований від основного накопичувального відсіку додатковою вертикальною перегородкою, зафіксованою у верхній частині контейнера. Крім того, під механізмом демпфування інтегрована похила горизонтальна перегородка, що має конічне звуження донизу та кріпиться до бічної поверхні. Конструкція дна контейнера передбачає нахил від периферійних зон до центру, де розташовано розвантажувальний вузол у вигляді отвору з герметичною кришкою, що має

плоску робочу поверхню.

Для технічного опису винаходу у дисертації або патентній заявці важливо використовувати стандартизовану термінологію та логічну послідовність викладу. Нижче наведено перефразування, яке структурує конструктивні особливості та підкреслює їх функціональне призначення.

Конструктивну схему запропонованого контейнера для компактних люмінесцентних ламп деталізовано на рис. 7.4. Основу пристрою становить корпус 1, у верхній панелі якого розташовано круглий приймальний отвір 2. Для забезпечення герметичності та запобігання зворотному виходу парів ртуті отвір оснащений еластичною гумовою заслінкою 3, що фіксується консольно до його внутрішньої стінки. Безпечне завантаження ламп забезпечується демпфувальним вузлом 4, що складається із каскаду ступінчастих перегородок, виготовлених із полімерного еластомеру. Ці перегородки, закріплені одним ребром, нівелюють кінетичну енергію падіння джерел світла. Вузол сповільнення компактно розміщений біля латеральної стінки корпусу, що дозволяє максимізувати корисний простір накопичувального відсіку 6. Поділ функціональних зон контейнера здійснюється за допомогою вертикальної перегородки 8, інтегрованої у верхню частину конструкції. Транспортування ламп до зони накопичення відбувається через нахильну горизонтальну перегородку 5, розташовану безпосередньо під демпфувальним пристроєм. Вона має складну геометрію: звужується у напрямку руху об'єктів та має нахил у поздовжній і поперечній площинах, що гарантує плавне ковзання ламп без ризику заторів чи механічних пошкоджень. Дно контейнера 9 спроектоване за принципом гравітаційного стоку – з ухилом від периферійних ділянок до геометричного центру. У найнижчій точці дна виконано розвантажувальний отвір, що закривається кришкою 7 із плоскою поверхнею, конструкція якої оптимізована для зручної та безпечної деінсталяції накопичених відходів.

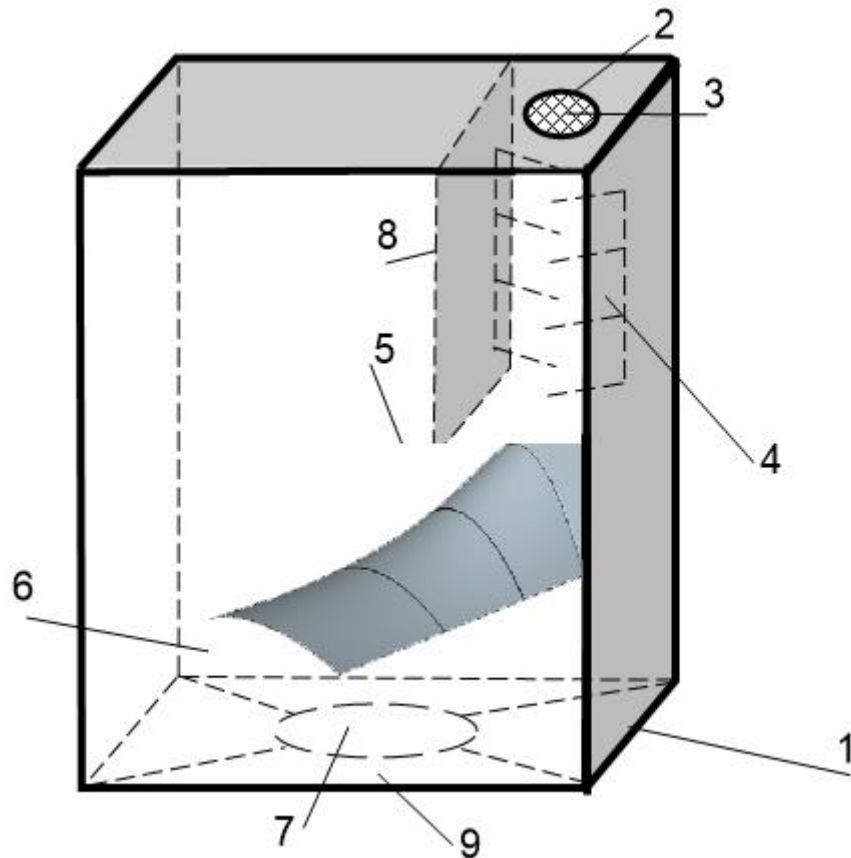


Рисунок 7.4 – Контейнер для компактних люмінесцентних ламп

Пристрій працює таким чином. Процес експлуатації контейнера базується на поетапному гравітаційному переміщенні компактних люмінесцентних ламп з повною компенсацією кінетичної енергії падіння. При потраплянні лампи в корпус 1 через завантажувальний отвір 2, оснащений захисною заслінкою 3, відбувається її демпфування у вузлі сповільнення 4. Гасіння швидкості здійснюється за допомогою системи зближених еластичних перегородок, що зафіксовані між латеральною стінкою корпусу та вертикальним роздільником 8. Таке конструктивне рішення гарантує збереження механічної цілісності скляних колб та запобігає дегерметизації ртутовмісних елементів. Після проходження стадії демпфування лампа потрапляє на нахильну горизонтальну перегородку 5. Складна геометрія цієї перегородки – звуження до краю та тривекторний нахил – у поєднанні з лійкоподібною конфігурацією дна 9 забезпечує рівномірний розподіл відходів у відсіку накопичення 6. Завдяки

такому рішенню лампи акумулюються не лише у вільній зоні відсіку, а й заповнюють простір безпосередньо під нахильною площиною, що суттєво підвищує коефіцієнт використання корисного об'єму контейнера. Процес вивантаження реалізується через центральний отвір, розміри якого оптимізовані для безперешкодного вилучення ламп. У закритому стані кришка 7 формує єдину площину з нахиленим дном 9, що сприяє природному групуванню ламп у зоні розвантаження. Додатковий захист від зовнішніх чинників забезпечується конфігурацією вхідного вузла 2 та гумовою заслінкою 3, які виконують роль бар'єру, мінімізуючи газообмін із навколишнім середовищем та унеможливаючи потрапляння сторонніх предметів або нецільових фракцій відходів у внутрішній об'єм пристрою.

7.2.3 Відпрацьовані фреони

Для формування ефективної системи управління відпрацьованими фреонами рекомендуються такі першочергові кроки.

1. Першим кроком у створенні системи управління відпрацьованими фреонами є проведення базового обстеження існуючого сектору холодильного обладнання з метою оцінки потенціалу та економічної доцільності відновлення та переробки відпрацьованих фреонів.

2. Необхідно оцінити потребу в системі управління відпрацьованими фреонами в рамках національної програми поетапного виведення з виробництва заборонених фреонів.

3. Кінцевий успіх системи управління відпрацьованими фреонами залежить від її сприйняття різними зацікавленими сторонами – компаніями, що надають послуги у сфері холодильного обладнання, державними органами, імпортерами та експортерами фреонів. Тому важливо залучити ці організації до розробки системи управління відпрацьованими фреонами.

4. Різні холодоагенти потребують різного обладнання для їх відновлення

через їхні термодинамічні властивості.

5. Після розроблення системи управління відпрацьованими фреонами і отримання відповідних даних потрібно визначити специфікації обладнання: необхідну потужність, вимоги до якості відновлених фреонів, кількість і тип обладнання тощо. Це впливає на вартість системи управління відпрацьованими фреонами.

6. Реалістичність системи управління відпрацьованими фреонами необхідно досліджувати для кожного виду продукції, оскільки умови та критерії ефективності можуть бути різними. Відповідні системи управління варто вибирати на основі критеріїв ефективності, таких як вплив на навколишнє середовище, економічна ефективність і прибутковість.

7. Після підтвердження реалістичності системи управління відпрацьованими фреонами, необхідне обговорення щодо впровадження різних елементів системи.

Впровадження системи управління відпрацьованими фреонами має включати такі етапи:

1. Першим етапом у впровадженні системи управління відпрацьованими фреонами є визначення компаній, які працюють із холодоагентами. Варто залучити імпортерів, дистриб'юторів та холодильних асоціацій для створення реєстру сервісних пунктів. Сервісні пункти в неформальному секторі може бути важко ідентифікувати, оскільки вони зазвичай невеликі і не зареєстровані в жодній організації. Однак дистриб'ютори, імпортери або великі сервісні центри часто зможуть надати інформацію про потенційну кількість сервісних пунктів. Після створення такого реєстру, всі сервісні пункти варто поінформувати про впровадження системи управління відпрацьованими фреонами – для їх повноцінної участі.

2. Придбання необхідного обладнання, яке включає визначення необхідного обладнання, проведення процедури торгів, забезпечення гарантії та обслуговування, вибір відповідних постачальників, укладання контракту. До

вибору, закупівлі та розподілу обладнання доцільно залучати незалежних експертів.

3. Місцеві холодильні сервісні компанії, які планують брати участь у системі управління відпрацьованими фреонами та отримувати обладнання, повинні бути залучені, а їхні технічні спеціалісти повинні пройти тренінг щодо особливостей використання обладнання. Цей тренінг необхідно поєднувати з іншими навчальними програмами, наприклад, тими, що стосуються належних практик у використанні холодильного обладнання. Ці курси можуть включати такі теми:

- графіки поступової відмови від заборонених фреонів відповідно до Монреальського протоколу;
- національний план управління холодоагентами;
- наслідки руйнування озонового шару;
- основні принципи роботи холодильного обладнання;
- належні практики обслуговування, включаючи відновлення та переробку фреонів;
- програми профілактичного обслуговування обладнання;
- перехід на альтернативні холодоагенти.

5. Усі системи управління відпрацьованими фреонами вимагають матеріально-технічного забезпечення для транспортування обладнання, а також балонів з холодоагентом. Вони можуть бути підключені до існуючих систем розподілу, наприклад, первинних холодоагентів або запасних частин. Загалом, важливо максимально мінімізувати потребу в транспорті та ретельно планувати маршрути. Централізовані системи потребують більше транспорту, ніж децентралізовані системи. З іншого боку, децентралізовані системи вимагають більшої кількості обладнання для переробки. Необхідно враховувати вартість кожного варіанту. Відстеження логістики руху холодоагенту вимагає добре організованої системи звітності як невід'ємної частини системи логістики. Ця система звітності повинна включати відповідне маркування балонів,

декларацію відновленого холодоагенту та заповнення форм.

6. Системи управління відпрацьованими фреонами функціонуватимуть ефективніше, якщо громадськість, власники та оператори холодильних установок і систем кондиціонування повітря, а також технічні працівники компаній, що надають послуги у сфері холодильного обладнання, розумітимуть, чому вони є важливими елементами системи. Обслуговування фреон-вмісного обладнання має здійснюватися лише навченим обслуговуючим персоналом. Інструменти інформування громадськості можуть включати листівки, плакати, статті в інформаційних бюлетенях, інтерв'ю на радіо, телевізійні оголошення, виступи в навчальних закладах, реклама у соціальних мережах, тощо. Ці кампанії мають бути добре скоординовані з іншими програмами підвищення обізнаності.

7. Належна робота холодильного обладнання залежить, серед інших факторів, від чистоти холодоагенту. Тому при завантаженні перероблених фреонів у холодильну систему важливо переконатися, що холодоагент відповідає встановленим вимогам якості виробника та постачальника обладнання. Це важливо не тільки для забезпечення належної роботи та довговічності обладнання, але й для виконання гарантійних умов виробника. Власники холодильного обладнання повинні бути проінформовані про те, що вони отримують перероблені холодоагенти. Для повного хімічного аналізу переробленого холодоагенту потрібне складне лабораторне обладнання, наприклад газовий хроматограф, яке не завжди доступне. Однак існують інші засоби контролю якості, зокрема:

- використання лише сертифікованого обладнання;
- дотримання інструкцій виробника щодо заміни холодоагентів;
- наймання лише кваліфікованого персоналу та забезпечення відповідного навчання;
- проведення профілактичних і візуальних перевірок обладнання;
- застосування належних практик і процедур;

- уникнення змішування холодоагентів;
- використання ідентифікаторів холодоагенту для визначення типу холодоагенту або сумішей холодоагентів;
- заборона використання холодоагентів після згорання компресора;

Процедури забезпечення якості перероблених холодоагентів є важливим питанням у плануванні системи управління відпрацьованими фреонами і повинні займати важливе місце в навчальних курсах для користувачів відповідного обладнання.

8. Досвід показує, що приблизно 10–20% відновлених холодоагентів не можна переробити. Сюди відносяться холодоагенти, відновлені після перегорання компресора, а також суміші різних типів холодоагентів. У деяких країнах холодоагент, який не підлягає вторинній переробці, можна повернути через мережу оптових продавців виробникам холодоагенту, відповідальним за утилізацію. В інших випадках це неможливо, але викид забрудненого чи змішаного холодоагенту є недопустимим. Тому економічно доцільну стратегію поводження з холодоагентом, що не підлягає переробці, варто прийняти як частину системи управління відпрацьованими фреонами. Є два основних варіанти:

а) Стратегія руйнування. Технології знищення, такі як обертові спалювальні печі, інсинератори з інжекцією рідини, цементні печі, крекінгові реактори або інші, використовуються лише у кількох розвинених країнах та є дуже затратними.

б) Стратегія стримування. Поки технології знищення не будуть доступні, можна прийняти проміжну стратегію стримування – наприклад, довгострокове зберігання до остаточного знищення або відправки на встановлені підприємства. При цьому, очевидно, вартість зберігання буде меншою, ніж вартість знищення. Однак, довгострокові витрати на зберігання та подальше знищення можуть бути вищими, якщо не буде можливості застосувати альтернативні та дешевші технології (наприклад, хімічна нейтралізація

холодоагенту).

9. Важливо, щоб обслуговуючі компанії дотримувалися інструкцій щодо звітності, щоб можна було відстежувати кількість переробленого фреону та оцінювати досвід діяльності з переробки та поширювати його серед інших стейкхолдерів.

Технічні компоненти системи управління відпрацьованими фреонами

Тип і кількість обладнання, необхідного для роботи систем управління відпрацьованими фреонами, залежить від особливостей і масштабів системи та типу холодильного обладнання, яке обслуговується.

Як правило, для управління відпрацьованими фреонами потрібне нижченаведене обладнання.

Регенераційне обладнання. Використовується для вилучення холодоагенту з систем охолодження чи кондиціонування повітря, які обслуговуються або виводяться з експлуатації. Відновлений холодоагент закачується в ємність для зберігання. Відновлення не обов'язково включає фільтрацію. Однак рідкий холодоагент часто вилучається через буферну ємність, яка розміщується перед регенераційним обладнанням. Ця ємність функціонує як масляний сепаратор, який затримує тверді частинки та кислоту. Деяке регенераційне обладнання може бути оснащене фільтром для захисту компресора, а також додатковими фільтруючими модулями для вологи, твердих частинок тощо. Таке модернізоване регенераційне обладнання може покращити якість регенованого холодоагенту перед заправкою в ту саму систему охолодження. Однак, якщо таке обладнання не сертифіковане, то якість холодоагенту не може бути гарантована. Регенераційне обладнання є зазвичай портативним, його вага становить приблизно 20 кг.

Обладнання для рециклінгу. Очищує відновлений холодоагент відповідно до заданого стандарту. Перероблений холодоагент закачується в багаторазовий балон. Деяке обладнання для рециклінгу також дозволяє заправку переробленого холодоагенту назад у холодильну систему. Система очищення

зазвичай передбачає процес випаровування, а холодоагент пропускають через камеру розділення, фільтри та осушувачі. Обладнання для рециклінгу важить близько 100 кг і зазвичай оснащено колесами.

Станції регенерації. Це стаціонарні установки, які зазвичай використовуються для підвищення чистоти забрудненого або змішаного холодоагенту до міжнародних стандартів якості для чистих холодоагентів. Ці стандарти вимагають суворого контролю якості та доступу до сучасних пристроїв для хімічного аналізу. Через високу вартість регенераційні станції часто є нерентабельними.

Ємності для зберігання. Балони необхідні для відновлення, зберігання, транспортування та перерозподілу холодоагенту. Варто використовувати лише багаторазові балони, враховуючи, що одноразові балони, які часто використовуються для розподілу первинних холодоагентів, недостатньо міцні, щоб витримати процес повторного заповнення. Рекупераційні ємності повинні мати окремі клапани для пари та рідкого холодоагенту та бути обладнані пристроєм захисту від переповнення. Необхідно уникати змішування різних холодоагентів, оскільки неможливо розділити суміші холодоагентів за допомогою описаного вище обладнання. Це означає, що підприємства повинні мати окремі балони для різних типів регенованих холодоагентів, а також для холодоагентів, що не підлягають переробці. При обслуговуванні невеликих холодильних установок, таких як побутові холодильники, можна використовувати спеціально розроблений поліетиленовий пакет для відновлення та зберігання холодоагенту під час транспортування до місця переробки.

Детектори витоків. Електронні детектори витоків вказують на наявність молекул, що містять атоми хлору або фтору. Пошук витоків необхідно проводити перед відновленням холодоагенту та ремонтом системи.

Ідентифікатори холодоагентів. Це обладнання визначає тип холодоагенту, який потрібно переробити, і визначає, чи були холодоагенти змішані.

Очевидно, що для центрів переробки, які отримують відновлені холодоагенти з різних сервісних пунктів, таке обладнання є обов'язковим.

Інше обладнання. Для операцій відновлення та переробки фреонів потрібні також різні інші інструменти, включаючи шланги, клапани, манометричні колектори, мікрометри, ваги, фільтри, вакуумні насоси.

Важливо, якщо обладнання неперевірене та несертифіковане, немає гарантії, що перероблений холодоагент відповідає встановленим стандартам якості. Тому перероблений холодоагент варто використовувати лише для зарядки того самого приладу, з якого він був вилучений.

7.3 Рекомендації щодо роботи з населенням для забезпечення ефективного управління небезпечними компонентами побутових відходів

Фундаментальним вектором державної екологічної політики визначено формування системи всебічного інформування громадськості, а також розвиток екологічної просвіти та виховання. Трансформація суспільної екологічної свідомості розглядається як стратегічний пріоритет та ключовий етап у реалізації екологічних цілей держави. Особливого значення набуває створення інституційних умов для підвищення грамотності населення у сфері поводження з відходами, зокрема НПВ, що є запорукою забезпечення екологічної безпеки. Попри наявність позитивної динаміки у цьому напрямі, подальша модернізація системи екологічного виховання потребує залучення додаткового фінансового забезпечення та науково-методичного супроводу.

Серед інформаційних заходів, які проводяться у сфері управління НПВ, варто зазначити:

- періодичне проведення семінарів і круглих столів із залученням представників відповідних державних установ, науковців, представників громадськості, журналістів;

- проведення засідань громадських рад з питань охорони навколишнього

середовища при обласних радах, обласних державних адміністраціях та при профільних департаментах територіальних громад;

- проведення лекцій на тему поводження з НПВ у навчальних закладах;
- проведення акцій з метою привернення уваги громадськості до проблеми НПВ;
- проведення наукових конференцій, в тому числі з метою вироблення ідей щодо вдосконалення системи управління НПВ;
- повідомлення в ефірі радіо, телебачення, мережі інтернет, присвячені проблемі управління НПВ.

Більшість із перерахованих заходів реалізуються в обласних центрах, рідше – у великих районних центрах. Всі інші населені пункти, на жаль, залишаються майже не охопленими громадськими ініціативами та інформаційними заходами.

З головних недоліків існуючої інформаційної політики можна відзначити недостатню координованість дій громадських екологічних організацій, малу кількість публікацій матеріалів по темі у ЗМІ, обмежене залучення представників громадськості до інформаційних заходів.

Проведення інформаційної кампанії-роз'яснення серед населення з метою підвищення ефективності роботи системи управління НПВ може включати такі агітаційно-роз'яснювальні, екологічно-просвітницькі та виховні заходи:

- випустити ряд відповідних агітаційно-просвітницьких листівок, книг, брошур;
- публікувати у місцевих друкованих виданнях повідомлення та статті, пов'язані із негативним впливом НПВ на довкілля;
- збільшити кількість місцевих телерадіопередач на екологічну тематику, в тому числі присвячених проблемі управління НПВ.

7.4 Дорожня карта управління небезпечними компонентами побутових відходів

Пропонується такий алгоритм встановлення системи управління НПВ [347].

Етап 1 (на постійній основі). Проведення інформаційної кампанії роз'яснення серед населення з метою підвищення ефективності роботи системи управління НПВ. Для цього необхідно вжити агітаційно-роз'яснювальних, екологічно-просвітницьких та виховних заходів щодо поводження з відходами (див. п. 7.3).

У перший період потрібно вести інформаційну кампанію стосовно необхідності окремого збирання основних фракцій НПВ – наприклад, відпрацьованих батарейок та люмінесцентних ламп. І тільки після налагодження їх окремого збирання і забезпечення відповідної інфраструктури (придбання необхідних контейнерів, за необхідності – транспортних засобів, тощо) можна починати вести інформаційну діяльність із населенням щодо сортування НПВ на більшу кількість фракцій.

Для підвищення ефективності інформаційної роботи із населенням доцільно використати існуючі методичні рекомендації [348]. Реалізація інформаційно-просвітницького вектору екологічної політики передбачає використання широкого спектру інструментів: від видання науково-популярної літератури та періодики до впровадження візуальних форм наочної агітації (плакати, пам'ятки, тематичні експозиції та кінопокази). Ключовим принципом ефективності цих засобів є їхня персоніфікація та адаптація до цільової аудиторії. Зокрема, для молодшої вікової групи доцільним є домінування візуального контенту над текстовим, тоді як для дорослої та студентської аудиторії акцент зміщується на інформативність та аналітичність матеріалу.

Канали комунікації мають охоплювати всі рівні соціальної взаємодії:
- медійний простір: системне навчання через ЗМІ та мережу Інтернет;

- муніципальний рівень: робота за місцем проживання та взаємодія з органами місцевого самоврядування;

освітній кластер: інтеграція екологічних знань у навчальні плани закладів усіх рівнів – від дошкільних до вищих;

- візуальний простір: використання рекламних площин на транспорті, споживчому пакуванні та об'єктах зовнішньої реклами.

Імплементация систем роздільного збирання відходів потребує тривалого адаптаційного періоду, оскільки передбачає трансформацію повсякденних поведінкових шаблонів населення та спричиняє певні логістичні незручності на побутовому рівні. Проте досвід окремих регіонів України підтверджує реалістичність досягнення цієї мети за умови системного підходу. Основним бар'єром є необхідність первинного сортування та тимчасового депонування небезпечних компонентів побутових відходів безпосередньо у житлових приміщеннях. З огляду на обмеженість вільного простору в домогосподарствах, недоцільно вимагати від мешканців диференціації великої кількості фракцій одночасно. Ключовим стратегічним завданням є формування у користувача впевненості у спроможності самостійно організувати процес сортування, що потребує проведення точкової роз'яснювальної роботи на рівні окремих багатоквартирних будинків або житлових комплексів.

Етап 2 (2 роки). Стратегія імплементації системи роздільного збирання НПВ має базуватися на принципі етапності з пріоритетним охопленням локацій, що характеризуються високим рівнем контролю та потенціалом до швидкої адаптації сортувальних процесів. До таких об'єктів доцільно віднести заклади освіти та установи державного сектору. Важливим аспектом є диференціація інфраструктури: розміщення спеціалізованих ємностей для НПВ на загальних контейнерних майданчиках визнано малоефективним. Натомість обґрунтованим є створення автономних пунктів збору в зонах високої інтенсивності пішохідного трафіку та місцях громадського тяжіння – поблизу магазинів, у центрі міста чи селища, на ринку тощо. Щоправда, для

забезпечення належної якості відсортованих матеріалів такі центри повинні мати обмежений доступ у визначені години та контролюватися відповідними працівниками.

На етапі апробації системи доцільно застосовувати інструментарій соціологічного моніторингу для ідентифікації бар'єрів, що виникають у процесі роздільного збирання НПВ, та подальшої оптимізації управлінських алгоритмів. Особливу увагу слід приділити системі мотивації респондентів. Досвід свідчить, що найбільш ефективним механізмом трансформації поведінки населення є економічне стимулювання. У межах пілотного впровадження системи раціональним кроком є забезпечення безкоштовної послуги з приймання відсортованих НПВ для громадян, що сприятиме лояльності споживачів та інтенсифікації процесів роздільного збирання. В подальшому, по мірі збільшення кількості людей, охоплених роздільним збиранням НПВ, можна розглянути можливість платного приймання НПВ – для часткової компенсації витрат на управління НПВ.

Етап 3 (варіативний, 1 рік). У контексті розбудови ефективної системи управління НПВ органам місцевого самоврядування рекомендується ініціювати створення виробничих потужностей для переробки вторинної сировини у готову продукцію. Такий підхід є економічно доцільнішим за пряму реалізацію сировинних компонентів за низькою ринковою вартістю, оскільки дозволяє мінімізувати витрати на закупівлю первинних матеріалів шляхом використання безоплатних рекуперованих ресурсів. Реалізація цієї стратегії забезпечує замикання повного циклу утилізації відходів, що відповідає принципам екологічної безпеки та сприяє сталому розвитку регіону.

Окремої уваги заслуговує необхідність забезпечити роботу системи утилізації медичних відходів, особливо у медичних закладах міст та селищ, де їх утворюється велика кількість. Для цього необхідно або укласти договір на утилізацію із підприємствами, які мають відповідне обладнання, або придбати таке обладнання (ефективно за умови утилізації медичних відходів кількох

населених пунктів).

7.5 Висновки до сьомого розділу

Пріоритетом в системі управління НПВ має бути кількісне запобігання утворенню відходів. Воно досягається шляхом зменшення кількості матеріалів, які використовуються у продукції, і підвищення ефективності їхнього використання – наприклад, шляхом ремонту, відновлення або повторного використання, створенням спеціальної конструкції продукції, що забезпечує зменшення утворення відходів на етапі використання.

Сьогодні в Україні працює 21 організація (лише у 9-ти областях), яка може бути задіяна для управління НПВ. Таким чином, більша частина регіонів України не охоплена підприємствами в галузі управління НПВ. Крім того, лише невелика кількість цих організацій здійснюють утилізацію таких відходів. Причому деякі категорії НПВ можуть збиратись дуже обмеженою кількістю підприємств.

Розроблені рекомендації щодо запобігання утворенню НПВ – це, зокрема, регулярний моніторинг посилені наукові дослідження, субсидії для переробних підприємств, заохочення населення до роздільного збирання НПВ, тощо.

У розділі розроблені рекомендації щодо управління окремими категоріями небезпечних компонентів побутових відходів: відпрацьованих батарейок, люмінесцентних ламп, фреонів. Оптимізована система збору використаних побутових батарейок повинна базуватись на розширеній відповідальності виробників, надійній логістичній мережі, активному залученні населення. При цьому необхідність сортування відпрацьованих батарейок визначається способом їхньої подальшої переробки.

Розроблені технічні рішення для підвищення ефективності збору НПВ. Так, розроблено контейнер для відпрацьованих побутових батарейок, який дозволяє роздільно збирати відпрацьовані побутові батарейки різних розмірів

(для більш ефективної подальшої їхньої переробки) та унеможлиблює їх змішування з іншими відходами. Крім того, розроблено контейнер для компактних люмінесцентних ламп, конструкція якого забезпечує цілісність ламп, збільшення корисного об'єму для накопичення ламп, а також мінімізує ймовірність контакту накопичених ламп із навколишнім середовищем і ймовірність потрапляння у контейнер інших відходів і сторонніх предметів.

Також визначені етапи впровадження системи управління відпрацьованими фреонами, які включають, зокрема, визначення компаній, які працюють із холодоагентами, придбання необхідного обладнання, роботу з громадськістю.

Наведені рекомендації щодо роботи з населенням для забезпечення ефективного управління НПВ: проведення лекцій, семінарів і круглих столів, екологічних акцій. Ці заходи повинні бути добре скоординовані між різними організаціями, задіяними у сфері управління НПВ.

Розроблена дорожня карта управління НПВ, яка включає чіткий поетапний алгоритм встановлення системи управління НПВ.

У матеріалах розділу використані роботи здобувача [8, 338, 339, 342, 343, 346, 347].

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі виконано значний обсяг методологічних, теоретичних та експериментальних досліджень, внаслідок чого вирішена важлива наукова проблема розроблення методології управління, рециклінгу та оцінки ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів, яка зумовлена відсутністю в державі системних дій щодо вирішення проблеми зниження екологічних ризиків та безпечного поводження з відходами. В результаті дисертаційного дослідження отримано такі результати:

1. У побутових відходах міститься велика кількість небезпечних компонентів (люмінесцентні лампи, батарейки, залишки миючих засобів та ін., у складі яких детально проаналізовано наявність токсичних речовин.

2. Проаналізовано забруднення навколишнього середовища небезпечними компонентами побутових відходів та їхній вплив на живі організми за допомогою методу біотестування. Вивчені впливи при їх розміщенні на полігонах відходів разом з іншими відходами. З огляду на значну небезпеку, необхідний суворий контроль за їх розміщенням та утилізацією, а також постійний моніторинг стану навколишнього середовища в зоні їхнього потенційного впливу.

3. Проаналізовано джерела надходження забруднювальних речовин, зокрема важких металів, у довкілля із небезпечними компонентами побутових відходів, а також механізми їхньої міграції та шляхи поширення у довкіллі.

4. Оцінено забруднення довкілля важкими металами внаслідок розміщення відходів на полігонах шляхом аналізу вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах поблизу Стадницького полігону побутових відходів, який показав відсутність перевищень допустимих норм. Це підтверджує, що неправильний вибір ділянки та недотримання норм при будівництві та експлуатації полігонів побутових відходів має значний вплив на забруднення ґрунтів важкими металами.

5. Моделювання вмісту важких металів із використанням реакторів-симуляторів сміттєзвалищ показало, що концентрації важких металів у фільтраті є досить високими і сильно залежать від умов в реакторах, на які значний вплив має морфологічний склад відходів. Перенесення результатів, отриманих за допомогою реакторів на реальні українські полігони, показує значне перевищення допустимих концентрацій важких металів у фільтраті навіть після багатьох років накопичення відходів. Це викликає серйозне занепокоєння та повинне бути обов'язково враховане при подальшій експлуатації полігонів відходів.

6. Оцінений ступінь вимивання металів із відходів, які містять небезпечні компоненти. Виявлена пряма залежність ступеню вимивання від вмісту органічної фракції. Знання про ступінь вимивання важких металів можуть допомогти в управлінні полігонами відходів після їх закриття та оцінюванні екологічних наслідків для оточуючих територій.

7. Розроблена методологія оцінювання ресурсного потенціалу відходів, в тому числі їхніх небезпечних компонентів, яка дозволяє обчислити кількість конкретних ресурсів, які можуть бути вилучені із відходів.

8. Оцінені обсяги утворення небезпечних компонентів побутових відходів в Україні. Офіційні оціночні дані щодо кількості небезпечних компонентів побутових відходів в Україні є, ймовірно, заниженими, оскільки є значно меншими за обсяги, визначені у цьому дослідженні, і на декілька порядків меншими у порівнянні з іншими країнами. Утилізація більшості небезпечних компонентів побутових відходів відбувається досить низькими темпами. Відсутні механізми управління небезпечними компонентами побутових відходів, окрім деяких громадських ініціатив.

9. Оцінені матеріальні потоки окремих категорій небезпечних компонентів побутових відходів (відходів електричного та електронного обладнання, батарейок, фреонів). Дослідження показало значну розбіжність очікуваної маси відходів і офіційних статистичних даних, що, ймовірно,

пов'язано із низькою ефективністю системи обліку відходів. Від 75 до 95% цієї категорії не враховується в потоках відходів.

10. Оцінено ресурсний потенціал небезпечних компонентів побутових відходів на прикладі відходів електричного та електронного обладнання, відпрацьованих батарейок та непридатних пестицидів. Зокрема, відходи електричного та електронного обладнання містять велику кількість цінних компонентів. Це, в першу чергу, дорогоцінні (золото, срібло, паладій, платина та ін.) та інші метали (цинк, алюміній та ін.). Більшість металів сконцентровані у друкованих платах, які складають незначну частку маси приладів.

11. Управління небезпечними компонентами побутових відходів в Україні є досить неефективним через законодавчі, фінансові та інші перешкоди, а можливості переробки в Україні – дуже обмежені. Більше того, значна частина небезпечних компонентів побутових відходів залишається неохопленою системою управління, що становить значну загрозу екологічній безпеці України. Проаналізовані ключові елементи роботи системи управління небезпечними компонентами побутових відходів і розроблена оптимізована схема управління, яка включає запобігання їх утворенню, збирання, сортування і подальшу переробку з отриманням ресурсів / енергії або видалення (за необхідності).

12. Проаналізовані існуючі технології переробки небезпечних компонентів побутових відходів, зокрема загальні принципи переробки, методи рециклінгу. Технології переробки відпрацьованих батарейок, що використовуються наразі, зосереджені на відновленні металів (і, таким чином, утворенні відходів), не дозволяють повного відновлення ресурсів, не є самодостатніми та потребують додаткового фінансування (наприклад, через систему розширеної відповідальності виробника). Тому розроблено метод комплексної переробки відпрацьованих цинк-вугільних батарейок, наведені рекомендації щодо практичного використання одержаних продуктів.

13. Розроблені рекомендації щодо запобігання утворенню небезпечних компонентів побутових відходів; рекомендації щодо роботи з населенням для забезпечення ефективного управління; дорожня карта, яка включає чіткий поетапний алгоритм встановлення системи управління небезпечними компонентами побутових відходів; рекомендації щодо управління окремими категоріями небезпечних компонентів побутових відходів: відпрацьованих батарейок, люмінесцентних ламп, фреонів.

14. Розроблені технічні рішення для підвищення ефективності збору небезпечних компонентів побутових відходів. Так, розроблено контейнер для відпрацьованих побутових батарейок, який дозволяє роздільно збирати відпрацьовані побутові батарейки різних розмірів та унеможлиблює їх змішування з іншими відходами. Крім того, розроблено контейнер для компактних люмінесцентних ламп, конструкція якого забезпечує цілісність ламп, збільшення корисного об'єму для накопичення ламп, а також мінімізує ймовірність контакту накопичених ламп із навколишнім середовищем і ймовірність потрапляння у контейнер інших відходів і сторонніх предметів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Ishchenko, V., Pohrebennyk, V., Borowik, B., Falat, P., & Shaikhanova, A. (2018). Toxic substances in hazardous household waste. In *Proceedings of International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2018*, Vol. 18, Issue 4.2, July 2 – July 8, 2018 (pp. 223-230). Sofia: STEF92 Technology Ltd.
2. Gautam, P., Kumar, S., & Lokhandwala, S. (2019). Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117639.
3. Nair, S., & Abraham, J. (2018). Hazardous waste management with special reference to biological treatment. In *Handbook of Environmental Materials Management* (pp. 715-740). Springer, Cham.
4. Recknagel, S., Radant, H., and Kohlmeyer, R., 2014. Survey of mercury, cadmium and lead content of household batteries. *Waste Management*, 34(1), 156-161.
5. Su, P., Liu, Y., Zhang, J., Chen, C., Yang, B., Zhang, C., & Zhao, X. (2020). Pb-based perovskite solar cells and the underlying pollution behind clean energy: Dynamic leaching of toxic substances from discarded perovskite solar cells. *The Journal of Physical Chemistry Letters*, 11(8), 2812-2817.
6. Elbehiry, F., Elbasiouny, H., Ali, R., & Brevik, E. C. (2020). Enhanced immobilization and phytoremediation of heavy metals in landfill contaminated soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(5), 1-20.
7. Gu, Y., Wang, L., Shen, D., Ruan, J., Lv, S., & Long, Y. (2020). Characterization of solidification for disposal of hazardous waste landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(4), 4227-4235.
8. Ishchenko, V., Petruk, R., & Kozak, Y. (2016). Hazardous household waste management in Vinnytsia region. *Environmental Problems*, 1(1), 27-30.
9. Козак, Я. Л., Іщенко, В.А. (2015). Дослідження небезпечних складових побутових відходів. *Тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної*

- конференції молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави», м. Київ, Національний авіаційний університет, 16 квітня 2015 р. (С. 146). Київ: НАУ.
10. Петрук, В. Г., Ранський, А. П., Петрук, Р. В., Васильківський, І. В., Іщенко, В. А., & Безвозюк, І. І. (2012). *Управління та поводження з відходами. Частина 1. Технології знезараження непридатних пестицидів*. Вінниця: ФОП Рогальська.
 11. Groh, K. J., Backhaus, T., Carney-Almroth, B., Geueke, B., Inostroza, P. A., Lennquist, A., Leslie, H. A., Maffini, M., Slunge, D., Trasande, L., Warhurst, A. M., & Muncke, J. (2019). Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *Science of the Total Environment*, 651, 3253–3268.
 12. Програма розвитку ООН в Україні. (2014). *Стратегія поводження з відходами, що містять ртуть. Трансформація ринку в напрямку енергоефективного освітлення*. Доступ через <https://vidhody.org.ua/downloadfile/file/1313614889-978209278>
 13. Главацька, Л.Ю., Іщенко, В.А. (2024). Поводження з відпрацьованими фреонами в Україні. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 1, 11-16.
 14. Ishchenko, V. (2024). Waste Management in Ukraine: New Challenges and Opportunities in Wartime. In *Proceedings of the 7th Eurasia Waste Management Symposium*, Istanbul, Turkey, 21-23 October 2024 (pp. 641-648). Istanbul: Yildiz Technical University.
 15. Іщенко, В.А. (2019). Токсичні речовини у небезпечних компонентах побутових відходів. *Матеріали XLVIII Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 13-15 березня 2019 р. Доступ через <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/26752/7145.pdf>
 16. Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nishikawa, M., Yamamoto, T., Uehiro, T., & Nakasugi, O. (1997). Determination of organic components in leachates from

- hazardous waste disposal sites in Japan by gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 774(1-2), 321-332.
17. Mielke, H. & Gonzales, C. (2008). Mercury (Hg) and lead (Pb) in interior and exterior New Orleans house paint films. *Chemosphere*, 72, 882-885.
 18. Horner, J. (2004). Lead in house paints – Still a health risk that should not be overlooked. *Journal of Environmental Health Research*, 3(1), 2-6.
 19. Gendebien, A., Leavens, A., Blackmore, K., Godley, A., Lewin, K., Franke, B., & Franke, A. (2002). *Study on Hazardous Household Waste (HHW) with a Main Emphasis on Hazardous Household Chemicals (HHC)*. Final Report, European Commission, Directorate General Environment. European Commission, Brussels, Belgium.
 20. Slack, R., Gronow, J., & Voulvoulis, N. (2005). Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Science of the total environment*, 337(1-3), 119-137.
 21. Bigum, M., Petersen, C., Christensen, T., & Scheutz, C. (2013). WEEE and portable batteries in residual household waste: Quantification and characterisation of misplaced waste. *Waste Management*, 33(11), 2372-2380.
 22. Іщенко, В.А. (2018). Токсичні речовини у відпрацьованих хімічних джерелах струму. *Матеріали XLVII Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 21-23 березня 2018 р. Доступ через <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-ebmd/all-ebmd-2018/paper/view/3841/3819>
 23. European Portable Battery Association. (2015). *The collection of waste portable batteries in Europe in view of the achievability of the collection targets set by Batteries Directive 2006/66/EC*. Retrieved from <https://www.epbaeurope.net/assets/resources/Reportontheportablebatterycollectionrates-UpdateDec-15-fullversion-final.pdf>
 24. Главацька, Л.Ю., Іщенко, В.А., & Петрук В.Г. (2020). Дослідження організаційних засад поводження з відходами електричного та

- електронного обладнання в Україні. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування ім. адмірала Макарова*, 3, 115-123.
25. Salhofer, S., & Tesar, M. (2011). Assessment of removal of components containing hazardous substances from small WEEE in Austria. *Journal of hazardous materials*, vol. 186(2-3), 1481-1488.
26. Oguchi, M., Sakanakura, H., & Terazono, A. (2013). Toxic metals in WEEE: Characterization and substance flow analysis in waste treatment processes. *Science of the total environment*, 463, 1124-1132.
27. Morf, L. S., Tremp, J., Gloor, R., Huber, Y., Stengele, M., & Zennegg, M. (2005). Brominated flame retardants in waste electrical and electronic equipment: substance flows in a recycling plant. *Environmental science & technology*, 39(22), 8691-8699.
28. Wäger, P. A., Hischer, R., & Eugster, M. (2011). Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): A follow-up. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1746-1756.
29. Lee, D., Offenhuber, D., Duarte, F., Biderman, A., & Ratti, C. (2018). Monitour: Tracking global routes of electronic waste. *Waste Management*, 72, 362-370.
30. Dimitrakakis, E., Janz, A., Bilitewski, B., & Gidarakos, E. (2009). Small WEEE: Determining recyclables and hazardous substances in plastics. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 913-919.
31. Главацька, Л.Ю., & Іщенко, В.А. (2021). Аналіз складу компонентів електронних та електричних відходів. *Вісник ВПІ*, 1, 42-48.
32. Dimitrakakis, E., Janz, A., Bilitewski, B., & Gidarakos, E. (2009). Determination of heavy metals and halogens in plastics from electric and electronic waste. *Waste Management*, 29(10), 2700-2706.

33. Gross, R., Bunke, D., Gensch, C.O., Zangl, S., & Manhart, A. (2008). *Study on hazardous substances in electrical and electronic equipment, not regulated by the RoHS Directive*. Final Report, Freiburg, Germany. Retrieved from https://rohs.exemptions.oeko.info/fileadmin/user_upload/HSE_RoHS_2008/RoHS_Hazardous_Substances_Final_Report_2008.pdf
34. Stenvall, E., Tostar, S., Boldizar, A., Foreman, M.R., & Möller, K. (2013). An analysis of the composition and metal contamination of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Waste Management*, 33(4), 915-922.
35. Nnorom, I., & Osibanjo, O. (2009). Toxicity characterization of waste mobile phone plastics. *Journal of hazardous materials*, 161(1), 183-188.
36. Morf, L. S., Tremp, J., Gloor, R., Schuppisser, F., Stengele, M., & Taverna, R. (2007). Metals, non-metals and PCB in electrical and electronic waste—Actual levels in Switzerland. *Waste Management*, 27(10), 1306-1316.
37. Zulaikha, S., Norkhadijah, S., & Praveena, S.M. (2015). Hazardous ingredients in cosmetics and personal care products and health concern: A review. *Public Health Research*, 5(1), 7-15.
38. Letcher, T. M., & Slack, R. (2019). Chemicals in waste: Household hazardous waste. In T. M. Letcher, D. A. Vallero (Eds.), *Waste* (pp. 337-352). Academic Press.
39. Verstegen, A., Bouzrouiti, M., Hensen, A., Moreau, G., Jansen, J., Weemaels, L., & Van Caneghem, J. (2022). Estimating the packaging share in household hazardous waste: Methodology proposal and case study application. *Environmental and Sustainability Indicators*, 14, 100167.
40. Chaiyarit, J., & Intarasaksit, P. (2021). Household hazardous waste characterization and quantification at source in Thailand. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 71(8), 989-994.
41. Nasarani, G., Purnaweni, H., Maryono, M., & Surahman, N. (2024). The governance of Household Hazardous Waste (HHW): A literature review of

- HHW-related regulation in Southeast Asian developing countries. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 1314(1), 012124.
42. Sarker, A., Baul, T. K., Nath, T. K., Karmakar, S., & Paul, A. (2024). Household solid waste management in a recently established municipality of Bangladesh: Prevailing practices, residents' perceptions, attitude and awareness. *World Development Sustainability*, 4, 100120.
43. Ojeda-Benítez, S., Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., & Cruz-Sotelo, S. E. (2013). Household hazardous wastes as a potential source of pollution: A generation study. *Waste Management & Research*, 31(12), 1279-1284.
44. Mumuni, A., Oyedunsi, O. M., & Chandra, S. M. K. (2024). Household hazardous Materials identification and management practices among residents of Irewole Local Government Area, Osun State, Nigeria. *Science Frontiers*, 5(1), 63-73.
45. Delgado, O. B., Ojeda-Benítez, S., & Márquez-Benavides, L. (2007). Comparative analysis of hazardous household waste in two Mexican regions. *Waste Management*, 27(6), 792-801.
46. Statistics Canada. (2022). *Table 38-10-0155-01 Household hazardous waste*. Retrieved from <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/en/tv.action?pid=3810015501>
47. Inglezakis, V. J., & Moustakas, K. (2014). Household hazardous waste management: A review. *Journal of Environmental Management*, 150, 310-321.
48. Andeobu, L., Wibowo, S., & Grandhi, S. (2021). An assessment of e-waste generation and environmental management of selected countries in Africa, Europe and North America: A systematic review. *The Science of the Total Environment*, 792, 148078.
49. Hasan, M. M., Mahmud, T. S., Assuah, A., Ng, K. T. W., Tasnim, A., & Abha, A. T. (2024). An investigation on the operational resilience of the Canadian electronic product stewardship program and the recycling business characteristics. *Waste Management*, 181, 68-78.

50. Sarc, R., & Lorber, K. E. (2013). Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). *Waste Management*, 33(9), 1825-1834.
51. Nigl, T., Baldauf, M., Hohenberger, M., & Pomberger, R. (2021). Lithium-ion batteries as ignition sources in waste treatment processes—a semi-quantitate risk analysis and assessment of battery-caused waste fires. *Processes*, 9(1), 1-12.
52. Vogler, S., Leopold, C., Zuidberg, C., & Habl, C. (2014). Medicines discarded in household garbage: analysis of a pharmaceutical waste sample in Vienna. *Journal of pharmaceutical policy and practice*, 7(1), 1-8.
53. Rogowska, J., Zimmermann, A., Muszyńska, A., Ratajczyk, W., & Wolska, L. (2019). Pharmaceutical household waste practices: preliminary findings from a case study in Poland. *Environmental Management*, 64(1), 97-106.
54. Jang, Y.C., Choi, K., Kwon, Y., Song, H., & Kim, H. (2022). Recycling and Material Flow Analysis of End-of-Life Fluorescent Lamps in South Korea. *Energies* 15(23), 8825.
55. Grigoropoulos, C.J., Doulos, L.T., Zerefos, S.C., Tsangrassoulis, A., & Bhusal, P. (2020). Estimating the benefits of increasing the recycling rate of lamps from the domestic sector: Methodology, opportunities and case study. *Waste Management* 101, 188-199.
56. Ariffin, M., & Zakili, T.S.T. (2019). Household pharmaceutical waste disposal in Selangor, Malaysia—policy, public perception, and current practices. *Environmental Management*, 64(4), 509-519.
57. Nigl, T., Schwarz, T.E., Walch, C., Baldauf, M., Rutrecht, B., & Pomberger, R. (2020). Characterisation and material flow analysis of end-of-life portable batteries and lithium-based batteries in different waste streams in Austria. *Waste Management & Research* 38(6), 649-659.
58. Ishchenko, V., Pohrebennyk, V., Kochan, R., Mitryasova, O., & Zawislak, S. (2019). Assessment of hazardous household waste generation in Eastern Europe. In *Proceedings of 19th International Multidisciplinary Scientific*

- Geoconference SGEM 2019*, June 30–July 6, 2019, vol. 19, iss. 6 (pp. 559-566). Sofia: STEF92 Technology Ltd.
59. Ishchenko, V., Pohrebennyk, V., Kozak, Y., Kochanek, A., & Politylo, R. (2016). Assessment of batteries influence on living organisms by bioindication method. In *Proceedings of 16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016. Book 5. Ecology, Economics, Education and Legislation*, June 28-July 6, 2016 (pp. 85-92). Sofia: STEF92 Technology Ltd.
60. Іващук, І.В., & Іщенко, В.А. (2023). Поводження з небезпечними відходами в ЄС. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023»*, ВНТУ, м. Вінниця, 21-23.11.2023 р. Доступ через <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/egeu/egeu2023/paper/viewFile/19374/16131>
61. Rogulski, Z., & Czerwiński, A. (2006). Used batteries collection and recycling in Poland. *Journal of Power Sources*, 159(1), 454-458.
62. Xiaodong, S., Ishchenko, V. (2022). Waste batteries generation in China. *Матеріали Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Екологічно сталий розвиток урбосистем»*, ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2–3 листопада 2022 р., м. Харків (С. 73-75). Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова.
63. European Portable Battery Association. (2013, updated in 2020). *The collection of waste portable batteries in Europe in view of the achievability of the collection targets set by Batteries Directive 2006/66/EC*. Retrieved from <https://www.epbaeurope.net/assets/resources/Report-on-the-portable-battery-collection-rates-Short-Update-Mar-20-final-1.1.pdf>
64. Barrett, H. A., Ferraro, A., Burnette, C., Meyer, A., & Krekeler, M. P. (2012). An investigation of heavy metal content from disposable batteries of non-US origin from Butler County, Ohio: An environmental assessment of a segment of a waste stream. *Journal of Power Sources*, 206, 414-420.

65. Fikri, E., Purwanto, P., & Sunoko, H. R. (2015). Modelling of household Hazardous Waste (HHW) management in Semarang City (Indonesia) by using Life Cycle Assessment (LCA) approach to reduce greenhouse gas (GHG) emissions. *Procedia Environmental Sciences*, 23, 123-129.
66. Lim-Wavde, K., Kauffman, R. J., & Dawson, G. S. (2017). Household informedness and policy analytics for the collection and recycling of household hazardous waste in California. *Resources Conservation and Recycling*, 120, 88-107.
67. Lin, K., Zhao, Y., & Kuo, J. (2023). Data-driven models applying in household hazardous waste: Amount prediction and classification in Shanghai. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 263, 115249.
68. Shoddo, G. H. (2024). Exposure, knowledge, and perceptions of hazards associated with solid waste management at the household level in Jigjiga town, northeast Ethiopia. *Heliyon*, 10(9), e29745.
69. Mihai, F.-C., Gündogdu, S., Markley, L.A., Olivelli, A., Khan, F.R., Gwinnett, C., Gutberlet, J., Reyna-Bensusan, N., Llanquileo-Melgarejo, P., Meidiana, C., Elagroudy, S., Ishchenko, V., Penney, S., Lenkiewicz, Z., & Molinos-Senante, M. (2022). Plastic pollution, waste management issues, and circular economy opportunities in rural communities. *Sustainability* 2022, 14(1), 20.
70. Іщенко, В. А. (2015). Вплив полігонів побутових відходів на рівень забруднення ґрунтів важкими металами. *Збірник наукових праць V-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015)*, 23-26 вересня, 2015 р., м. Вінниця (С. 51). Вінниця: Нілан-ЛТД.
71. Петрук, В.Г., Васильківський, І.В., Іщенко, В.А., & Петрук, Р.В. (2016). *Управління та поводження з відходами. Ч.3. Полігони твердих побутових відходів.* Доступ через <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/1138/Management%20and%20treatment%20of%20waste.%20Part%203..pdf?sequence=1&isAllowed=y>

72. Іщенко, В. А., & Березюк, А. П. (2014). Хімічні перетворення зношених автомобільних шин у доквіллі. *Вісник національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження», 2 (13), 52-54.
73. Петрук, В. Г., Прокопенко, В. О., & Турчик, П. М. (2009). Оцінка впливу на навколишнє середовище шинної промисловості. Збірник матеріалів II-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю, м. Вінниця, 2009 р. (С. 73-76). Вінниця: ФОП Данилюк.
74. Сергієнко, М. І., Васильченко, А. І., & Веремєнко, М. П. (2009). Проблема утилізації автомобільних шин та шляхи її вирішення. *Збірник наукових праць I науково-технічної конференції «Енергетика. Екологія. Людина»*, м. Київ, 2009 р. (С. 338-341).
75. Ishchenko, V., Pohrebennyk, V., Kochanek, A., & Przydatek, G. (2017). Comparative environmental analysis of waste processing methods in paper recycling. *Proceedings of International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2017, vol. 17, Issue 51. Ecology, Economics, Education and Legislation*, June 29 – July 5, 2017 (pp. 227-234). Sofia: STEF92 Technology Ltd.
76. European Commission. (2002). *Project ENV.E.3/ETU/2000/0058 Heavy metals in waste, Final Report*. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Anoop_Srivastava7/post/What_is_the_permissible_level_of_Heavy_metals_in_Marine_water_and_Port_waters/attachment/59d6517a79197b80779a9fac/AS%3A507599268388864%401498032504447/download/heavy_metalsreport.pdf
77. Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of solid waste management*. New York: McGraw Hill.
78. Alloway, B.J. (2013). Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In Alloway, B. (eds), *Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution, vol 22*, Springer.

79. Moore, J.W., & Ramamoorthy, S. (1984). *Heavy metals in natural water*. Springer.
80. Lincoln, J., Ogunseitan, O., Shapiro, A., & Saphores, J.-D. (2007). Leaching assessments of hazardous materials in cellular telephones. *Environmental Science & Technology*, *41*(7), 2572-2578.
81. Bigum, M., Damgaard, A., Scheutz, C., & Christensen, T. H. (2017). Environmental impacts and resource losses of incinerating misplaced household special wastes (WEEE, batteries, ink cartridges and cables). *Resources, Conservation and Recycling*, *122*, 251-260.
82. Aucott, M. (2006). *The fate of heavy metals in landfills: A Review*. Trenton, NJ, USA: New Jersey Department of Environmental Protection.
83. Six, L., & Smolders, E. (2014). Future trends in soil cadmium concentration under current cadmium fluxes to European agricultural soils. *Science of the Total Environment*, *485*, 319-328.
84. Sarkar, B. (2002). *Heavy metals in the environment*. New York: CRC press.
85. Takaoka, M. (2015). Mercury and mercury-containing waste management in Japan. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, *17*(4), 665-672.
86. Dhanirama, D., Gronow, J., & Voulvoulis, N. (2012). Cosmetics as a potential source of environmental contamination in the UK. *Environmental technology*, *33*(14), 1597-1608.
87. Prechthai, T. (2008). *Evaluation of rehabilitation and mining potential of a municipal solid waste dumpsite* (Ph.D. thesis), Asian Institute of Technology, Thailand. Retrieved from <https://faculty.ait.ac.th/visu/wp-content/uploads/sites/7/2019/01/Thesis-presentation-Final.pdf>
88. Ishchenko, V. (2019). Heavy metals in municipal waste: the content and leaching ability by waste fraction. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, *54*(14), 1448-1456.

89. Bernstad, A., la Cour Jansen, J., & Aspegren, H. (2011). Property-close source separation of hazardous waste and waste electrical and electronic equipment—A Swedish case study. *Waste Management, 31*(3), 536-543.
90. Moreno-Merino, L., Jiménez-Hernández, M. E., de la Losa, A., & Huerta-Muñoz, V. (2015). Comparative assessment of button cells using a normalized index for potential pollution by heavy metals. *Science of the Total Environment, 526*, 187-195.
91. Xará, S., Delgado, J., Almeida, M. F., & Costa, C. (2013). Laboratory study on the leaching potential of spent alkaline batteries using a MSW landfill leachate. *Journal of Material Cycles and Waste Management, 15*(1), 61-72.
92. Komilis, D., Bandi, D., Kakaronis, G., & Zouppouris, G. (2011). The influence of spent household batteries to the organic fraction of municipal solid wastes during composting. *Science of the total environment, 409*(13), 2555-2566.
93. Câmara, S. C., Afonso, J. C., Silva, L. I. D. D., Domingues, N. N., & Alcover Neto, A. (2012). Simulation of natural weathering of zinc-carbon and alkaline batteries. *Química Nova, 35*, 82-90.
94. Bernardes, A. M., Espinosa, D. C. R., & Tenório, J. S. (2004). Recycling of batteries: a review of current processes and technologies. *Journal of Power sources, 130*(1-2), 291-298.
95. Reddy, T. (2010). *Linden's Handbook of Batteries*, 4th Edition. New-York: McGraw Hill Professional.
96. Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators and repealing Directive, 91/157/EEC. (2006). *Official Journal of the European Union*, L 266, 1-14.
97. Smith, M. J., & Gray, F. M. (2010). Batteries, from cradle to grave. *Journal of Chemical Education, 87*(2), 162-167.

98. Petruk, V. G., Kvanternyuk, S. M., Denysiuk, Y. M., & Gromaszek, K. (2012). The spectral polarimetric control of phytoplankton in photobioreactor of the wastewater treatment. *Proceedings of 14th Conference on Optical Fibers and Their Applications, Poland, vol. 8698*. (pp. 86980H-1-86980H-4).
99. Ishchenko, V., Vasylykivskyi, I., Hlavatska, L., & Garcia, C. H. U. (2021). Water pollution by special waste. In O. Mitryasova & C. Staddon (Eds.), *Water Security: Monograph* (Issue 2, pp. 95–108). Mykolaiv, Ukraine / Bristol, UK.
100. Janz, A. (2010). *Schwermetalle aus Elektroaltgeräten und Batterien im kommunalen Restabfall. Potenziale, Mobilisierung und Freisetzung während der Deponierung* (Doctoral dissertation). Technical University of Dresden, Dresden, Germany.
101. Klaschka, U. (2012). Dangerous cosmetics-criteria for classification, labelling and packaging (EC 1272/2008) applied to personal care products. *Environmental Sciences Europe, 24*(1), 37.
102. Goka, K. (1999). Embryotoxicity of zinc pyrithione, an antidandruff chemical, in fish. *Environmental research, 81*(1), 81-83.
103. LeBlanc, A., Dumas, P., & Lefebvre, L. (1999). Trace element content of commercial shampoos: impact on trace element levels in hair. *Science of the total environment, 229*(1-2), 121-124.
104. Zulaikha, S. (2015). Hazardous ingredients in cosmetics and personal care products and health concern: A review. *Journal of Public Health Research, 5*, 7-15.
105. Ullah, H., Noreen, S., Rehman, A., Waseem, A., Zubair, S., Adnan, M., & Ahmad, I. (2017). Comparative study of heavy metals content in cosmetic products of different countries marketed in Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Arabian Journal of Chemistry, 10*(1), 10-18.
106. Regueiro, J., Becerril, E., Garcia-Jares, C., & Llompert, M. (2009). Trace analysis of parabens, triclosan and related chlorophenols in water by headspace solid-phase microextraction with in situ derivatization and gas

- chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1216(23), 4693-4702.
107. Dhanirama, D., Gronow, J., & Voulvoulis, N. (2012). Cosmetics as a potential source of environmental contamination in the UK, *Environmental Technology*, 33(14), 1597-1608.
108. Ernstoff, A. S., Fantke, P., Csiszar, S. A., Henderson, A. D., Chung, S., & Jolliet, O. (2016). Multi-pathway exposure modeling of chemicals in cosmetics with application to shampoo. *Environment International*, 92-93, 87-96.
109. Ostroumov, S. (2003). Studying effects of some surfactants and detergents on filter-feeding bivalves. *Hydrobiologia*, 500, 341-344.
110. Ostroumov, S. (2006). *Biological Effects of Surfactants*. London, New York: CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton.
111. Tomanova, S., & Tedesco, P. A. (2007). Body size, ecological tolerance and potential for water quality bioindication in the genus *Anacroneuria* (Plecoptera : Perlidae) from South America. *Revista De Biologia Tropical*, 55, 67-81.
112. Струкова, А. Г., Корж, О. П. () Вплив умов отримання та працездатність культури *Daphnia Magna*. (2013). *Тези X Всеукраїнської наукової конференції студентів магістрів та аспірантів «Сучасні проблеми екології та геотехнологій»*, ЖДТУ. (С. 185).
113. Del Angel Martinez-Rodriguez, M., & Pinilla-A, A. A. (2014). Assessing the water quality of three wetlands in the Department of Cesar, Colombia, through aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae). *Caldasia*, 36, 305-321.
114. Roldán Pérez, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(88), 375-387.

115. Warne, M. S., & Schifko, A.D. (1999). Toxicity of laundry detergent components to a freshwater cladoceran and their contribution to detergent toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44(2), 196-206.
116. Petruk, V., Kvaternyuk, S., Kozachuk, A., Sailarbek, S., & Gromaszek, K. (2015). Multispectral televisional measuring control of the ecological state of waterbodies on the characteristics macrophytes. In *Optical Fibers and Their Applications* (Vol. 9816, pp. 392-395).
117. Styskal, O., Ishchenko, V., Petruk, R., Pohrebennyk, V., & Kochanek, A. (2016). Assessment of chlorinated water impact on phytoplankton. *16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016, SGEM Vienna GREEN Extended Scientific Sessions*, 2-5 November, 2016. Book 3, vol. 3 (pp. 373-380).
118. Gillespie, W. B., Jr., Steinriede, R. W., Rodgers, J. H., Jr., Dorn, P. B. & Wong, D. C. L. (1999). Chronic toxicity of a homologous series of linear alcohol ethoxylate surfactants to *Daphnia magna* in 21 day flow-through laboratory exposures. *Environmental Toxicology*, 14(3), 293-300.
119. Masakorala, K., Turner, A. & Brown, M. T. (2011). Toxicity of Synthetic Surfactants to the Marine Macroalga, *Ulva lactuca*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218, 283-291.
120. Richter, E., Wick, A., Ternes, T. A., & Coors, A. (2013). Ecotoxicity of climbazole, a fungicide contained in antidandruff shampoo. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(12), 2816-2825.
121. Chaturvedi, R. K., Sharma, K. P., Bhardwaj, S. M., & Sharma, S. (1999). Plankton community of polluted waters around Sanganer, Jaipur. *Journal of Environment and Pollution*, 6(1), 77-84.
122. Pavlić, Z., Vidaković-Cifrek, Z., & Puntarić, D. (2005). Toxicity of surfactants to green microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Scenedesmus subspicatus* and to marine diatoms *Phaeodactylum tricornutum* and *Skeletonema costatum*. *Chemosphere*, 61(8), 1061-1068.

123. Trüeb, R. M. (2007). Shampoos: ingredients, efficacy and adverse effects. *Journal of the German Society of Dermatology*, 5, 356-365.
124. Dionisio, K. L., Frame, A. M., Goldsmith, M.-R., Wambaugh, J. F., Liddell, A., Cathey, T., Smith, D., Vail, J., Ernstoff, A. S., Fantke, P., Jolliet, O., Judson, R. S. (2015). Exploring consumer exposure pathways and patterns of use for chemicals in the environment. *Toxicology Reports*, 2, 228-237.
125. Antczak, S, & Antczak, G. (2001). *Cosmetics Unmasked: Your Family Guide to Safe Cosmetics and Allergy-Free Toiletries*. London, UK: Thorsons.
126. Lanziano Alonso, P. A., & Mora Huertas, C. E. (2013). Efecto de las fragancias en el desempeño sensorial de productos cosméticos tipo champú. *Revista Colombiana de Ciencias Químico-Farmacéuticas*, 42, 260-283.
127. Крикавський, Є. В., & Мащак, Н. М. (2012). Індикатори екологізації на ринку косметики. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка»: логістика*, 735, 102-111.
128. Ishchenko V., Llori J., & Ramos C. Determinación del impacto ambiental de los componentes de champús sobre las algas *Chlorella* por el método de bioindicación. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2017, 8(6), 37-46.
129. Іщенко, В. А., Майка, Л. М., & Кватернюк, С. М. (2014). Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біоіндикації по фітопланктону. *Збірник матеріалів 3-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування»*, 17-19 вересня 2014 р., Львів, (С. 29).
130. Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices*, 2011(1), 402647.
131. Wang, L. K., Chen, J. P., Hung, Y. T., & Shamma, N. K. (2009). *Heavy metals in the environment*. CRC press.

132. Flyhammar, P. (1997). Estimation of heavy metal transformations in municipal solid waste. *Science of the total environment*, 198(2), 123-133.
133. Корб'як, Т., & Третьяков, П. (2009). Забруднення ґрунтів Золочівського району Львівської обл. Mn, Cr, Ti, Zr, Ni, Ba та Cu. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, 36, 183-193.
134. Ishchenko, V. A. (2018). Environment contamination with heavy metals contained in waste. *Environmental Problems*, 3(1), 21-24.
135. Watson, W. D. (1978). Economic considerations in controlling mercury pollution. Resources for the Future. In Nriagu J. O. (Ed.), *The biogeochemistry of mercury in the environment* (pp. 41–77). Elsevier-North-Holland Biomedical Press, Amsterdam.
136. Ishchenko, V., & Vasykivskiy, I. (2019). Environmental pollution with heavy metals: case study of the household waste. In *Sustainable production: Novel trends in energy, environment and material systems* (pp. 161-175). Cham: Springer International Publishing.
137. Іщенко, В.А. (2017). Дослідження джерел важких металів у складі відходів. *Збірник наукових праць VI-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю, 20-22 вересня 2017 р., Вінниця (С. 84)*. ВНТУ.
138. Міністерство з питань житлово-комунального господарства України. (2010). **Правила експлуатації полігонів побутових відходів** (Наказ № 435 від 01.12.2010 р.).
139. Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. (2012). Municipal solid waste and the environment: a global perspective. *Annual review of environment and resources*, 37(1), 277-309.
140. Kasassi, A., Rakimbei, P., Karagiannidis, A., Zabaniotou, A., Tsiouvaras, K., Nastis, A., & Tzafeiropoulou, K. (2008). Soil contamination by heavy metals: Measurements from a closed unlined landfill. *Bioresource Technology*, 99(18), 8578-8584.

141. Войціховська, А., Бутін, О. (2008). Дослідження водорозчинних форм солей важких металів у грунтах в зоні впливу Львівського полігону побутових відходів. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Полігони твердих побутових відходів: проектування та експлуатація, вимоги Європейського Союзу, Кіотський протокол»*, Львів (С. 117-124). Тріада Плюс.
142. Abidemi, O. O., & Theresa, O. C. (2015). Environmental fate of heavy metals in soil of Ido-Osun waste dump site, Osogbo, Osun, Nigeria. *American Journal of Environmental Protection*, 3(1), 1-4.
143. Kanmani, S., & Gandhimathi, R. (2013). Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site. *Applied water science*, 3(1), 193-205.
144. Xie, W., Chen, D., Zhang, H., Song, G., & Chang, X. (2009). An investigation into heavy metals pollution in a landfill of Guangzhou. In *iCBBE2009: Proceedings of 3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering*, Beijing, China (pp. 1-4).
145. Bahaa-Eldin, E. A. R., Yusoff, I., Rahim, S. A., Wan Zuhairi, W. Y., & Abdul Ghani, M. R. (2008). Heavy metal contamination of soil beneath a waste disposal site at Dengkil, Selangor, Malaysia. *Soil & Sediment Contamination*, 17(5), 449-466.
146. Liu, C., Cui, J., Jiang, G., Chen, X., Wang, L., & Fang, C. (2013). Soil heavy metal pollution assessment near the largest landfill of China. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(4), 390-403.
147. Tümüklü, A., Yalçın, M. U. S. T. A. F. A., & Sönmez, M. (2007). Detection of heavy metal concentrations in soil caused by Nigde city garbage dump. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(4), 651-658.
148. Bereziuk, O., Pashechko, M., Savulyak, V., Kalda, G., & Prus, A. (2024). Investigation into the Contamination of Soil with Multiple Components

- in the Vicinity of Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Ecological Engineering*, 25(6), 206-213.
149. Березюк, О. В., Лемешев, М. С., & Дудар, І. Н. (2022). Регресійний аналіз концентрації свинцю в ґрунтах на відстані від полігонів твердих побутових відходів. *Наукові праці Вінницького національного технічного університету*, 4, 32-37.
150. European Commission, DG Environment. (2000). *A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste. Final main Report.*
151. Ishchenko, V. (2017). Soil contamination by heavy metal mobile forms near landfills. *International Journal of Environment and Waste Management*, 20(1), 66-74.
152. Yanful, E. K., Quigley, R. M., & Nesbitt, H. W. (1988). Heavy metal migration at a landfill site, Sarnia, Ontario, Canada—2: metal partitioning and geotechnical implications. *Applied Geochemistry*, 3(6), 623-629.
153. Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., & Chandra, A. (2006). Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental monitoring and assessment*, 118(1), 435-456.
154. Bozkurt, S., Moreno, L., & Neretnieks, I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *Science of the total environment*, 250(1-3), 101-121.
155. Christensen, T. H., & Tjell, J. C. (1984). Leaching from land disposed municipal compost: 4. Heavy metals. *Waste Management & Research*, 2(4), 347-357.
156. Ehrig, H.J. (1989). Leachate quality. In: Christensen T., Cossu R., Stegmann R. (ed) *Sanitary landfilling: process, technology and environment impact* (pp. 213-229). Academic Press, London.

157. Qu, X., He, P. J., Shao, L. M., & Lee, D. J. (2008). Heavy metals mobility in full-scale bioreactor landfill: initial stage. *Chemosphere*, 70(5), 769-777.
158. Bozkurt, S., Moreno, L., & Neretnieks, I. (1999). Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *Science of the Total Environment*, 228(2-3), 135-152.
159. Christensen, J. B., & Christensen, T. H. (1999). Complexation of Cd, Ni, and Zn by DOC in polluted groundwater: a comparison of approaches using resin exchange, aquifer material sorption, and computer speciation models (WHAM and MINTEQA2). *Environmental science & technology*, 33(21), 3857-3863.
160. Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.
161. Andreas, L. (2000). *Langzeitemissionsverhalten von Deponien für Siedlungsabfälle in den neuen Bundesländern*. (Doctoral dissertation). Technical University of Dresden, Germany.
162. Ehrig, H.J., Höring, K., Helfer, A. (1998). *Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfaellen. Teilvorhaben 3/4: Anforderungen an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung Abschlussbericht. Forschungsverbundvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft (Forschung und Technologie (Förderkennzeichen BMBF 1480964). Bergische Universität-Gesamthochschule Wuppertal, Germany.*
163. Heyer, K.U. (2003). Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge. In *Hamburger Berichte* (Vol. 21). Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, Germany.

164. Nguyen, X.H. (2011). *A Laboratory Simulation of Municipal Solid Waste Biodegradation in Landfill Bioreactors*. (Doctoral dissertation). Technical University of Dresden, Germany.
165. Bauer, M. J., & Herrmann, R. (1997). Estimation of the environmental contamination by phthalic acid esters leaching from household wastes. *Science of the Total Environment*, 208(1-2), 49-57.
166. Belevi, H., & Baccini, P. (1989). Long-term behavior of municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, 7(1), 43-56.
167. Warith, M. (2002). Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste management*, 22(1), 7-17.
168. Bilgili, M. S., Demir, A., Ince, M., & Özkaya, B. (2007). Metal concentrations of simulated aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 145(1-2), 186-194.
169. Flyhammar, P., Tamaddon, F., & Bengtsson, L. (1998). Heavy metals in a municipal solid waste deposition cell. *Waste management & research*, 16(5), 403-410.
170. Герцюк, М. М., Ковальчук, Т., Капрал, К., & Лисиченко, Г. В. (2010). Аналіз фільтрату полігону побутових відходів № 5 м. Києва. *Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист*, 1, 98-105.
171. Гайдін, М., Дяків, В. О., Погребенник, В. Д., & Пашук, А. В. (2013). Хімічний склад фільтрату Львівського полігону твердих побутових відходів. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*, 10, 43-50.
172. Ishchenko, V. (2018). Prediction of heavy metals concentration in the leachate: a case study of Ukrainian waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(3), 1892-1900.
173. Sekman, E., Top, S., Varank, G., & Bilgili, M. S. (2011). Pilot-scale investigation of aeration rate effect on leachate characteristics in landfills. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(7), 1841-1852.

174. Erses, A. S., & Onay, T. T. (2003). In situ heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 99(2), 159-175.
175. Ciavatta, C., Govi, M., Simoni, A., & Sequi, P. (1993). Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. *Bioresource technology*, 43(2), 147-153.
176. Flyhammar, P., & Håkansson, K. (1999). The release of heavy metals in stabilised MSW by oxidation. *Science of the total environment*, 243, 291-303.
177. Kim, H., Jang, Y. C., & Townsend, T. (2011). The behavior and long-term fate of metals in simulated landfill bioreactors under aerobic and anaerobic conditions. *Journal of hazardous materials*, 194, 369-377.
178. Altmann, R. S., & Bourg, A. C. (1997). Cadmium mobilisation under conditions simulating anaerobic to aerobic transition in a landfill leachate-polluted aquifer. *Water, Air, and Soil Pollution*, 94(3), 385-392.
179. Andreas, L., & Bilitewski, B. (1999). Effects of waste quality and landfill technology on the long-term behaviour of municipal landfills. *Waste management & research*, 17(6), 413-423.
180. Ramke, H.G. (1991). *Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle*. (Doctoral dissertation). TU Braunschweig, Germany.
181. Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. (2017). **Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення** (Наказ № 316 від 01.12.2017).
182. Fellner, J., Döberl, G., Allgaier, G., & Brunner, P. H. (2009). Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. *Waste Management*, 29(6), 1844-1851.
183. Barrett, H. A., Ferraro, A., Burnette, C., Meyer, A., & Krekeler, M. P. (2012). An investigation of heavy metal content from disposable batteries of

- non-US origin from Butler County, Ohio: An environmental assessment of a segment of a waste stream. *Journal of Power Sources*, 206, 414-420.
184. Yanase, R., Oho, S., Matsufuji, Y., & Hanashima, M. (1996). Behaviour of mercury in used dry batteries buried in landfill sites. *Urban City Cleaning*, 49(212), 47-61.
185. Øygaard, J. K., Måge, A., & Gjengedal, E. (2004). Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate. *Water research*, 38(12), 2851-2858.
186. Vongdala, N., Tran, H. D., Xuan, T. D., Teschke, R., & Khanh, T. D. (2019). Heavy metal accumulation in water, soil, and plants of municipal solid waste landfill in Vientiane, Laos. *International journal of environmental research and public health*, 16(1), 22.
187. Tahiri, A. A., Laziri, F., Yachaoui, Y., El Allaoui, A., & Tahiri, A. H. (2017). Heavy metals leached from the waste from the landfill in the city of Meknes, and their impact on groundwater. *Journal of Materials and Environmental Science*, 8, 1004-1014.
188. Den Boer, E. (2007). *A novel approach for integrating heavy metals emissions from landfills into life cycle assessment: consideration of waste pretreatment, landfill processes and long-term effects*. (Doctoral dissertation). Technical University of Darmstadt, Germany.
189. Rotter, V. S., Kost, T., Winkler, J., & Bilitewski, B. (2004). Material flow analysis of RDF-production processes. *Waste management*, 24(10), 1005-1021.
190. Pivnenko, K., Olsson, M. E., Götze, R., Eriksson, E., & Astrup, T. F. (2016). Quantification of chemical contaminants in the paper and board fractions of municipal solid waste. *Waste management*, 51, 43-54.
191. Xiaoli, C., Shimaoka, T., Xianyan, C., Qiang, G., & Youcai, Z. (2007). Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: Implications

- in risk assessment and reclamation. *Journal of hazardous materials*, 144(1-2), 485-491.
192. Brandstätter, C., Laner, D., Prantl, R., & Fellner, J. (2014). Using multivariate regression modeling for sampling and predicting chemical characteristics of mixed waste in old landfills. *Waste management*, 34(12), 2537-2547.
193. Dijkema, G. P. J., Reuter, M. A., & Verhoef, E. V. (2000). A new paradigm for waste management. *Waste management*, 20(8), 633-638.
194. Маковецька, Ю. М. (2008). Оцінка ресурсного потенціалу відходів: методологічні та методичні аспекти. *Продуктивні сили і регіональна економіка*, 1, 217-222.
195. Dahmus, J. B., & Gutowski, T. G. (2007). What gets recycled: an information theory based model for product recycling. *Environmental science & technology*, 41(21), 7543-7550.
196. Gaudreau, K., Fraser, R. A., & Murphy, S. (2009). The tenuous use of exergy as a measure of resource value or waste impact. *Sustainability*, 1(4), 1444-1463.
197. van Ewijk, S., Park, J. Y., & Chertow, M. R. (2018). Quantifying the system-wide recovery potential of waste in the global paper life cycle. *Resources, Conservation and Recycling*, 134, 48-60.
198. Ddiba, D., Andersson, K., Rosemarin, A., Schulte-Herbrüggen, H., & Dickin, S. (2022). The circular economy potential of urban organic waste streams in low-and middle-income countries. *Environment, Development and Sustainability*, 24(1), 1116-1144.
199. Forti, V., Baldé, C. P., Kuehr, R., & Bel, G. (2020). *The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential*. United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR).

200. Wang, F., Huisman, J., Stevels, A., & Baldé, C. P. (2013). Enhancing e-waste estimates: Improving data quality by multivariate Input–Output Analysis. *Waste management*, 33(11), 2397-2407.
201. Mathieux, F., Froelich, D., & Moszkowicz, P. (2008). ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability. *Journal of Cleaner Production*, 16(3), 277-298.
202. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2021). *Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2020 році*. Режим доступу: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2022/10/Natsionalna-Dopovid-2020-2.pdf>.
203. Державна служба статистики України. *Утворення відходів за класифікаційними угрупованнями державного класифікатора відходів*. Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2018/ns/uv_zaklass/arch_uv_zaklass_u.htm.
204. Іщенко, В. А. (2022). Оцінка потоків небезпечних побутових відходів в Україні. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 4, 13-18.
205. Ishchenko, V., Xiaodong, S., Hlavatska, L., & Gritsuk, I. (2023). Hazardous Waste Generation and Management: a Case Study of Ukraine. In *Proceedings of the 26th Conference on Process Integration, Modelling and Optimisation for Energy Saving and Pollution Reduction*, Thessaloniki, Greece, 8–11 October 2023. Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
206. Іщенко, В. А. (2022). *Утворення небезпечних побутових відходів в Україні*. LI Науково-технічна конференція ВНТУ, Вінниця, Україна. 31 травня 2022 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2022/paper/view/15304/12879>

207. Yasuda, K., & Tanaka, M. (2006). Report on hazardous household waste generation in Japan. *Waste management & research*, 24(4), 397-401.
208. Іщенко, В.А. (2021). *Обсяги утворення відпрацьованих батарей в Україні*. Матеріали І Науково-технічної конференції ВНТУ, Вінниця, Україна, 18 березня 2021 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-ebmd/all-ebmd-2021/paper/view/11803/10245>
209. Eurostat. *Generation of waste by waste category*. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ten00108/default/table?lang=en&category=t_env.t_env_was.t_env_wasgt
210. Popescu, M. L., Colesca, S. E., & Ciocoiu, N. C. (2014). Waste electrical and electronic equipment management in two EU developing countries: Romania and Bulgaria. In *Proceedings of the 8th international days of statistics and economics conference* (pp.11-13). Prague, CZ: Melandrium.
211. Adamcová, D., Vaverková, M. D., Stejskal, B., & Břoušková, E. (2016). Household Solid Waste Composition Focusing on Hazardous Waste. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(2), 487-793.
212. Stejskal, B., & Mašíček, T. (2016). Quantitative and qualitative analysis of household waste-comparison of official data and results of case study. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, IV(4), 1867-1877.
213. Public Database of Czech Statistical Office. *Waste generation by NACE sections*. <https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/en/index.jsf?page=vystup-objekt&pvoc=&katalog=35340&pvo=ZPR21&z=T>
214. Łabuz, B., & Łabuz, J. (2005). Oznaczenie morfologii odpadów komunalnych na przykładzie odpadów pochodzących z terenu Jaworzna. *Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko/Główny Instytut Górnictwa*, 4, 87-98.
215. Ministry of Environment of Poland. (2016). *Krajowy Plan Gospodarki Odpadami* 2022.

- https://bip.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/bip/strategie_plany_programy/DGO/Krajowy_plan_gospodarki_odpadami_2022____M.P._poz._784_.pdf.
216. Pop, I. N., Baciú, C., & Bican-Brişan, N. (2015). Survey on household waste composition generated in Cluj-Napoca, Romania during the summer season. *Environmental Engineering & Management Journal*, 14(11), 2643-2651.
217. Public database StatDat, Slovakia. *Množstvo komunálneho odpadu*. [https://statdat.statistics.sk/cognosext/cgi-bin/cognos.cgi?b_action=cognosViewer&ui.action=run&ui.object=storeID\(%2057F8D1568E444621B1FC04094207561E%22\)&ui.name=Mno%c5%bestvo%20komun%c3%a1lneho%20odpadu%20\(v%20ton%c3%a1ch\)%20%5bzb3001rr%5d&run.outputFormat=&run.prompt=true&cv.header=false&ui.backURL=%2fcognosext%2fcps4%2fportlets%2fcommon%2fclose.html](https://statdat.statistics.sk/cognosext/cgi-bin/cognos.cgi?b_action=cognosViewer&ui.action=run&ui.object=storeID(%2057F8D1568E444621B1FC04094207561E%22)&ui.name=Mno%c5%bestvo%20komun%c3%a1lneho%20odpadu%20(v%20ton%c3%a1ch)%20%5bzb3001rr%5d&run.outputFormat=&run.prompt=true&cv.header=false&ui.backURL=%2fcognosext%2fcps4%2fportlets%2fcommon%2fclose.html)
218. Antalová, S. (2003). *Decentralised composting in Svätý Jur, Slovakia. Implementation plan* (Project COMPASKK). Slovakia. https://www.oegut.at/downloads/pdf/compask_finalip_july04.pdf
219. Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle Austria GmbH. (2020). *Tätigkeitsbericht 2020*. Vienna, Austria. <https://www.eak-austria.at/wp-content/uploads/2023/04/taetigkeitsbericht-2020.pdf>
220. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. (2023). *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023*. Vienna, Austria. https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:11bc130e-f4f8-40f7-bf33-972892a3b5cd/Bundes-Abfallwirtschaftsplan-Teil1_Korr_230706.pdf
221. Pultz, R. (2020). *Analyse des Anfalls und der Entsorgung von Altbatterien in Österreich*. (Diplomarbeit). Technischen Universität Wien, Austria.
222. Vollmer, G. (2010). Disposal of pharmaceutical waste in households—a European survey. In *Green and sustainable pharmacy* (pp. 165-178). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

223. Skutan, S., & Brunner, P. H. (2006). *Stoffbilanzen mechanisch-biologischer Anlagen zur Behandlung von Restmüll (SEMBA)*. TU Wien, Austria.
224. Ishchenko, V., Dworak, S., & Fellner, J. (2024). Hazardous household waste management in Ukraine and Austria. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 26(1), 635-641.
225. Hlavatska, L., Ishchenko, V., Pohrebennyk, V., & Salamon, I. (2021). Material flow analysis of waste electrical and electronic equipment in Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*, 22(9), 198-207.
226. Robinson, B. H. (2009). E-waste: an assessment of global production and environmental impacts. *Science of the total environment*, 408(2), 183-191.
227. Ishchenko, V., Pohrebennyk, V., Kochanek, A., & Hlavatska, L. (2019). Waste electrical and electronic equipment management in Ukraine. In *Proceedings of International Conference on Geosciences*, March 26-29, 2019, Athens, Greece. Book 3, vol. 1 (pp. 197-204). Saima Consult LTD.
228. Іщенко, В.А. (2020). Обсяги утворення відходів електричного та електронного обладнання в Україні. *Матеріали XLIX Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 27-28 квітня 2020 р. Режим доступу: <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/28958/9793.pdf>
229. Ishchenko, V., & Sydoruk, T. (2024). Waste electrical and electronic equipment flows in Ukraine. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers- Waste and Resource Management*, 177(3), 114-121.
230. Hlavatska, L., Ishchenko, V., & Kamto Tebug, G. (2021). X-ray fluorescence analysis of waste electrical and electronic equipment. *Polonia University Scientific Journal*, 2, 260-265.
231. Gu, B., Zhu, W., Wang, H., Zhang, R., Liu, M., Chen, Y., ... & Bi, J. (2014). Household hazardous waste quantification, characterization and management in China's cities: A case study of Suzhou. *Waste management*, 34(11), 2414-2423.

232. Xiaodong, S., Ishchenko, V., & Polyvanyi, S. (2025). Environmental impact and flows of waste batteries in China. *Environmental Problems*, 10(2), 156-167.
233. Ishchenko, V. (2021). Assessment of spent batteries streams in Ukraine. *Екологічна безпека та природокористування*, 2(38), 55-63.
234. Terazono, A., Oguchi, M., Iino, S., & Mogi, S. (2015). Battery collection in municipal waste management in Japan: challenges for hazardous substance control and safety. *Waste Management*, 39, 246-257.
235. Booten, C. W., Nicholson, S. R., Mann, M. K., & Abdelaziz, O. (2020). *Refrigerants: market trends and supply chain assessment* (Technical report). Clean Energy Manufacturing Analysis Center, Golden, United States. <https://www.google.com/search?q=https://www.nrel.gov/docs/fy21osti/70207.pdf>
236. Mota-Babiloni, A., Joybari, M. M., Navarro-Esbrí, J., Mateu-Royo, C., Barragán-Cervera, Á., Amat-Albuixech, M., & Molés, F. (2020). Ultralow-temperature refrigeration systems: Configurations and refrigerants to reduce the environmental impact. *International Journal of Refrigeration*, 111, 147-158.
237. Wang, H., Wang, Y., Mi, H., Zang, J., & Wang, S. (2021). Analysis of carbon emission energy inventory from refrigerant production and recycling carbon compensation. *Applied Sciences*, 12(1), 1.
238. Lee, J. H., Choi, S. S., Gwak, D. C., Jung, Y. A., & Lee, S. H. (2018). Establishing methodology for evaluating refrigerant recovery and recycling equipment: institutional responses to climate change in South Korea. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(2), 985-994.
239. Palandre, L., Zoughaib, A., Clodic, D., & Kuijpers, L. (2003). Estimation of the world-wide fleets of refrigerating and air-conditioning equipment in order to determine forecasts of refrigerant emissions. In *The Earth Technology Forum*, April 2003, Washington, USA (pp. 1–13).

240. Straub, M. (2018). Alternative refrigerants for household refrigerators. *17th International Refrigeration and Air Conditioning Conference*, July 9-12, 2018, Purdue University, USA. Paper 1848.
241. Belman-Flores, J. M., Heredia-Aricapa, Y., Pardo-Cely, D., Rodríguez-Valderrama, D. A., De Alba-Rosano, M., & Silva-Romero, J. C. (2022). Experimental evaluation of R513A as a low GWP refrigerant to replace R134a in a domestic refrigerator. *International Journal of Refrigeration*, *142*, 148-155.
242. Sruthi Emani, M., & Kumar Mandal, B. (2018). The use of natural refrigerants in refrigeration and air conditioning systems: A review. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 377, p. 012064). IOP Publishing.
243. Саранчук, В. І., Ільяшов, М. О., Ошовський, В. В., & Білецький, В. С. (2008). *Хімія і фізика горючих копалин*. Східний видавничий дім, Донецьк.
244. Seidel, S., Ye, J., & Andersen, S. O. (2015). *Technological Change in the Production Sector Under the Montreal Protocol*. Institute for Governance & Sustainable Development. <https://www.c2es.org/wp-content/uploads/2015/10/technological-change-production-sector-under-montreal-protocol.pdf>
245. Ishchenko, V. (2025). Waste Refrigerants Flows: A Case Study of Domestic Refrigeration in Ukraine. *Environmental Research, Engineering and Management*, *81*(1), 66-75.
246. Dekoninck, E., & Barbaccia, F. (2019, July). Streamlined assessment to assist in the design of internet-of-things (IoT) enabled products: A case study of the smart fridge. In *Proceedings of the design society: international conference on engineering design* (Vol. 1, No. 1, pp. 3721-3730). Cambridge University Press.

247. European Commission. (2024). *WEEE calculation tool* [Software]. https://ec.europa.eu/environment/pdf/waste/weee/WEEE%20calculation%20tools/WEEE_Tool_RO.xlsm.
248. Li, X., Ren, Q., You, X., Yang, Y., Shan, M., & Wang, M. (2019). Material flow analysis of discarded refrigerators from households in urban and rural areas of China. *Resources, Conservation and Recycling*, *149*, 577-585.
249. Park, J., Jung, I., Choi, W., Choi, S. O., & Han, S. W. (2019). Greenhouse gas emission offsetting by refrigerant recovery from WEEE: A case study on a WEEE recycling plant in Korea. *Resources, Conservation and Recycling*, *142*, 167-176.
250. UNEP DTIE's OzonAction Programme. (1999). *Guidelines for Recovery & Recycling Systems – Refrigeration Sector*. <https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/14981/retrieve>
251. Taib, S. M., Alias, F. A., Najiha, N. N., Md, M. F., & Din, N. M. R. (2019). Fluorocarbon Refrigerant Management in Selected ASEAN Countries: A case study on refrigerant leakage and recovery potential rate. In *Proceedings of 7th International Conference on Sustainable Solid Waste Management “Heraklion 2019”*, 26-29 June 2019, Heraklion, Greece, (pp. 26-29).
252. Cesaro, A., Marra, A., Kuchta, K., Belgiorno, V., & Van Hullebusch, E. D. (2018). WEEE management in a circular economy perspective: An overview. *Global NEST Journal*, *20*, 743-750.
253. Duan, H., Hu, J., Tan, Q., Liu, L., Wang, Y., & Li, J. (2016). Systematic characterization of generation and management of e-waste in China. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(2), 1929-1943.
254. Diedler, S., Hobohm, J., Batinic, B., Kalverkamp, M., & Kuchta, K. (2018). WEEE data management in Germany and Serbia. *Global NEST Journal*, *20*, 751-757.

255. Chancerel, P., Meskers, C. E., Hagelüken, C., & Rotter, V. S. (2009). Assessment of precious metal flows during preprocessing of waste electrical and electronic equipment. *Journal of industrial ecology*, 13(5), 791-810.
256. Musson, S. E., Vann, K. N., Jang, Y. C., Mutha, S., Jordan, A., Pearson, B., & Townsend, T. G. (2006). RCRA toxicity characterization of discarded electronic devices. *Environmental science & technology*, 40(8), 2721-2726.
257. Chancerel, P., & Rotter, S. (2009). Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste management*, 29(8), 2336-2352.
258. Іщенко, В.А. (2023). Управління спеціальними відходами: ресурси і можливості. *Збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології»*, 21–23 листопада 2023 р., Івано-Франківськ. (С. 292-294). Центр екологічної освіти та інформації.
259. FAOSTAT. *Pesticides trade dataset*.
<http://www.fao.org/faostat/en/#data/RT>
260. Sabzevari, S., & Hofman, J. (2022). A worldwide review of currently used pesticides' monitoring in agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 812, 152344.
261. Nayak, P., & Solanki, H. (2021). Pesticides and Indian agriculture—a review. *International Journal of Research - GRANTHAALAYAH*, 9(5), 250-263.
262. Ткаченко, І. В., Антоненко, А. М., Бардов, В. Г., & Омельчук, С. Т. (2021). Порівняльна гігієнічна оцінка та аналіз асортименту і обсягів застосування пестицидів в різних країнах світу. *Медична наука України*, 17(4), 95-101.
263. Bhat, A. P., & Gogate, P. R. (2021). Degradation of nitrogen-containing hazardous compounds using advanced oxidation processes: A review on

- aliphatic and aromatic amines, dyes, and pesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123657.
264. Станкевич, С. В. (2020). *Ринок пестицидів України: монографія*. Видавництво Іванченка І. С., Харків.
265. Іщенко, В. А., Петрук, Р. В., & Тітов, Т. С. (2025). Ресурсний потенціал непридатних пестицидів. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 1, 35–42.
266. Державна служба статистики України. *Використання добрив і пестицидів під урожай сільськогосподарських культур*. Режим доступу: https://ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2018/sg/vmod/arch_vmodsg_u.htm
267. Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Detoxification of pesticide waste via activated carbon adsorption process. *Journal of hazardous materials*, 175(1-3), 1-11.
268. Pérez, M. H., Peñuela, G., Maldonado, M. I., Malato, O., Fernández-Ibáñez, P., Oller, I., ... & Malato, S. (2006). Degradation of pesticides in water using solar advanced oxidation processes. *Applied Catalysis B: Environmental*, 64(3-4), 272-281.
269. Chmielewská, E. (2021). Commonly Used Disposing Methods for Waste Pesticides. *Current Green Chemistry*, 8(2), 94-98.
270. Петрук, Р. В. (2023). *Наукове обґрунтування оптимальних форм інтегрованого управління екологічною безпекою непридатних пестицидів та пестицидвмісних відходів: монографія*. ВНТУ.
271. Петрук, В. Г., Яворська, О. Г., Васильківський, І. В., Ранський, А. П., Іщенко, В. А., Петрук, Р. В., ... & Турчик, П. М. (2006). *Екологічні аспекти термічного знешкодження непридатних отрутохімікатів*. Універсум-Вінниця.
272. Sun, X., & Ishchenko, V. (2023). Study on waste batteries storage. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023»*, Вінниця, 21-

23.11.2023

р.

Режим

доступу:

<https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/egeu/egeu2023/paper/viewFile/19289/16130>

273. Wang, W., & Wu, Y. (2017). An overview of recycling and treatment of spent LiFePO₄ batteries in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 233-243.
274. Petruk, V., Stalder, F., Ishchenko, V., Vasylykivskyi, I., Petruk, R., Turchyk, P., Kvaternyuk, S., Shyrnin, M., & Volovodiuk, V. (2016). *Household waste management. The European experience*. Nilan-Ltd.
275. Chaiyarit, J., & Intarasaksit, P. (2021). Household hazardous waste characterization and quantification at source in Thailand. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 71(8), 989-994.
276. Verstegen, A., Bouzrouiti, M., Hensen, A., Moreau, G., Jansen, J., Weemaels, L., & Van Caneghem, J. (2022). Estimating the packaging share in household hazardous waste: Methodology proposal and case study application. *Environmental and Sustainability Indicators*, 14, 100167.
277. Lim-Wavde, K., Kauffman, R. J., & Dawson, G. S. (2017). Household informedness and policy analytics for the collection and recycling of household hazardous waste in California. *Resources, Conservation and Recycling*, 120, 88-107.
278. Hettiarachchi, H., Meegoda, J. N., & Ryu, S. (2018). Organic waste buyback as a viable method to enhance sustainable municipal solid waste management in developing countries. *International journal of environmental research and public health*, 15(11), 2483.
279. Trushna, T., Krishnan, K., Soni, R., Singh, S., Kalyanasundaram, M., Annerstedt, K. S., ... & Diwan, V. (2024). Interventions to promote household waste segregation: A systematic review. *Heliyon*, 10(2), e24332.
280. Ray, S., Ng, K. T. W., Mahmud, T. S., Richter, A., & Karimi, N. (2024). Temporal analysis of settlement areas and city footprints on construction and

- demolition waste quantification using Landsat satellite imagery. *Sustainable Cities and Society*, 105, 105351.
281. Taye, A., Assefa, E., & Simane, B. (2024). Analysis of practices and factors of solid waste management among urban households of Addis Ababa city, Ethiopia. *Environmental Challenges*, 14, 100811.
282. Manggali, A. A., & Susanna, D. (2019). Current management of household hazardous waste (HHW) in the Asian region. *Reviews on environmental health*, 34(4), 415-426.
283. Noman, A. A., Rafizul, I. M., Moniruzzaman, S. M., Kraft, E., & Berner, S. (2023). Assessment of municipal solid waste from households in Khulna city of Bangladesh. *Heliyon*, 9(12), e22446.
284. Federal Ministry for Sustainability and Tourism. (2017). *Federal Waste Management Plan 2017*. Vienna, Austria. https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:3281c263-3fe2-4f46-8de4-0c87703eae5/Federal_Waste_Management_Plan_2017_Part_1.pdf
285. Сяодун, С., & Іщенко, В. А. (2023). Поводження з використаними літій-іонними батареями в Китаї. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 21-27.
286. Іщенко, В. А., & Петрук, В. Г. (2014). Поводження з твердими побутовими відходами у м. Ладижин Вінницької області. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 7-10.
287. Mihai, F. C., Ishchenko, V., Iordachi, V., Ivanova, V., & Dzebisashvili, N. (2024). Circular Economy and Waste Management in Eastern Europe. In: Ilić P, Pržulj N (eds) *Circular Economy* (pp. 57-95). Academy of Sciences and Arts of the Republic of Srpska, Banja Luka.
288. Lu, C., Zhang, L., Zhong, Y., Ren, W., Tobias, M., Mu, Z., ... & Xue, B. (2015). An overview of e-waste management in China. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17(1), 1-12.

289. Gregory, J. R., & Kirchain, R. E. (2007, May). A comparison of North American electronics recycling systems. In *Proceedings of the 2007 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment* (pp. 227-232). IEEE.
290. Kahhat, R., Kim, J., Xu, M., Allenby, B., Williams, E., & Zhang, P. (2008). Exploring e-waste management systems in the United States. *Resources, conservation and recycling*, 52(7), 955-964.
291. Fisher, K., Wallén, E., Laenen, P. P., & Collins, M. (2006). *Battery waste management life cycle assessment*. Environmental Resources Management ERM, Ltd.
292. Veloso, L. R. S., Rodrigues, L. E. O. C., Ferreira, D. A., Magalhães, F. S., & Mansur, M. B. (2005). Development of a hydrometallurgical route for the recovery of zinc and manganese from spent alkaline batteries. *Journal of Power Sources*, 152, 295-302.
293. Salgado, A. L., Veloso, A. M., Pereira, D. D., Gontijo, G. S., Salum, A., & Mansur, M. B. (2003). Recovery of zinc and manganese from spent alkaline batteries by liquid-liquid extraction with Cyanex 272. *Journal of Power Sources*, 115(2), 367-373.
294. de Souza, C. C. B. M., de Oliveira, D. C., & Tenório, J. A. S. (2001). Characterization of used alkaline batteries powder and analysis of zinc recovery by acid leaching. *Journal of Power Sources*, 103(1), 120-126.
295. Mansur, M. B., Slater, M. J., & Biscaia Jr, E. C. (2002). Equilibrium analysis of the reactive liquid-liquid test system ZnSO₄/D₂EHPA/n-heptane. *Hydrometallurgy*, 63(2), 117-126.
296. Іщенко, В. А. (2015). Способи поводження з твердими побутовими відходами у містах України. *Екологічна безпека та природокористування*, 2, 21–30.
297. Лебедєв, М. М., & Єсипенко, А. Д. (2010). *Поводження з відходами. Санітарне очищення населених пунктів*. Гриф.

298. Ranskiy, A., Gordienko, O., Korinenko, B., Ishchenko, V., Sakalova, H., Vasylynych, T., Malovanyy, M. & Kryklyvyi, R. (2024). Pyrolysis processing of polymer waste components of electronic products. *Chemistry & Chemical Technology*, 18(1), 103-108.
299. Ranskiy, A., Gordienko, O., & Ishchenko, V. (2024). Waste Zinc–Carbon Battery Recycling: Focus on Total Material Recovery. *Recycling*, 9(5), 83.
300. Silva, R. G. D., Silva, C. N. D., & Afonso, J. C. (2010). Recovery of manganese and zinc from spent Zn-C and alkaline batteries in acidic medium. *Química Nova*, 33, 1957-1961.
301. Ferella, F., De Michelis, I., Beolchini, F., Innocenzi, V., & Vegliò, F. (2010). Extraction of Zinc and Manganese from Alkaline and Zinc-Carbon Spent Batteries by Citric-Sulphuric Acid Solution. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010(1), 659434.
302. Chen, W. S., Liao, C. T., & Lin, K. Y. (2017). Recovery zinc and manganese from spent battery powder by hydrometallurgical route. *Energy Procedia*, 107, 167-174.
303. Ferella, F., De Michelis, I., & Veglio, F. (2008). Process for the recycling of alkaline and zinc–carbon spent batteries. *Journal of Power Sources*, 183(2), 805-811.
304. Baba, A. A., Adekola, F. A., Bale, R. B., Alabi, A. G., & Raji, M. A. (2020). Economic metals rescue from spent zinc–carbon batteries for industrial value additions. In *Energy Technology 2020: Recycling, Carbon Dioxide Management, and Other Technologies* (pp. 49–55). Springer Cham.
305. Sadeghi, S. M., Jesus, J., & Soares, H. M. (2020). A critical updated review of the hydrometallurgical routes for recycling zinc and manganese from spent zinc-based batteries. *Waste Management*, 113, 342-350.
306. Shangguan, E., Wang, L., Wang, Y., Li, L., Chen, M., Qi, J., ... & Li, J. (2022). Recycling of zinc– carbon batteries into MnO/ZnO/C to fabricate

- sustainable cathodes for rechargeable zinc-ion batteries. *ChemSusChem*, *15*(15), e202200720.
307. Charef, S. A., Affoune, A. M., Caballero, A., Cruz-Yusta, M., & Morales, J. (2017). Simultaneous recovery of Zn and Mn from used batteries in acidic and alkaline mediums: A comparative study. *Waste management*, *68*, 518-526.
308. Buzatu, M., Săceanu, S., Petrescu, M. I., Ghica, G. V., & Buzatu, T. (2014). Recovery of zinc and manganese from spent batteries by reductive leaching in acidic media. *Journal of power sources*, *247*, 612-617.
309. Nogueira, C. A., & Margarido, F. (2015). Selective process of zinc extraction from spent Zn–MnO₂ batteries by ammonium chloride leaching. *Hydrometallurgy*, *157*, 13-21.
310. Lu, Y., Peng, K., & Zhang, L. (2022). Sustainable recycling of electrode materials in spent Li-ion batteries through direct regeneration processes. *ACS ES&T Engineering*, *2*(4), 586-605.
311. Xiaodong, S., & Ishchenko, V. (2024). Environmental impact analysis of waste lithium-ion battery cathode recycling. *Journal of Ecological Engineering*. *25*(7), 352-358.
312. Wang, D., & He, Y. (2020). Analysis of supply and demand trend of cobalt resources in China. *World Scientific Research Journal*, *6*(1), 173-180.
313. Castillo, S., Ansart, F., Laberty-Robert, C., & Portal, J. (2002). Advances in the recovering of spent lithium battery compounds. *Journal of Power Sources*, *112*(1), 247-254.
314. Rouhi, H., Serna-Guerrero, R., & Santasalo-Aarnio, A. (2022). Electrochemical discharge of Li-ion batteries—A methodology to evaluate the potential of discharge electrolytes without corrosion. *Journal of Energy Storage*, *55*, 105734.

315. Tian, Q., Zou, A., Tong, H., Yu, W., Zhang, J., & Guo, X. (2021). Research progress on recycling technology of cathode materials for spent ternary lithium-ion batteries. *Materials Reports*, 35(1), 1011-1012.
316. Zeng, G., Deng, X., Luo, S., Luo, X., & Zou, J. (2012). A copper-catalyzed bioleaching process for enhancement of cobalt dissolution from spent lithium-ion batteries. *Journal of hazardous materials*, 199, 164-169.
317. Xiaodong, S., & Ishchenko, V. (2024). Processing of waste lithium-ion battery cathode. *Матеріали LIII Науково-технічної конференції ВНТУ*, Вінниця, 20-22.03.2024 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2024/paper/view/20892/17298>
318. Xiaodong, S., & Ishchenko, V. (2024). Analysis of current situation on recovery of used lithium-ion batteries in China. *Матеріали ІХ Міжнародного з'їзду екологів*, Вінниця, 25-27.09.2024 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/ecology/ecology2024/paper/view/22045/18270>
319. Hará, S., Delgado, J., Almeida, M. F., & Costa, C. (2013). Laboratory study on the leaching potential of spent alkaline batteries using a MSW landfill leachate. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 15(1), 61-72.
320. Melchor-Martínez, E. M., Macias-Garbett, R., Malacara-Becerra, A., Iqbal, H. M., Sosa-Hernández, J. E., & Parra-Saldívar, R. (2021). Environmental impact of emerging contaminants from battery waste: A mini review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 3, 100104.
321. Hagelüken, C., & Goldmann, D. (2022). Recycling and circular economy—towards a closed loop for metals in emerging clean technologies. *Mineral Economics*, 35(3), 539-562.
322. Islam, M. T., & Iyer-Raniga, U. (2022). Lithium-ion battery recycling in the circular economy: a review. *Recycling*, 7(3), 33.

323. Kim, H., Jang, Y. C., Hwang, Y., Ko, Y., & Yun, H. (2018). End-of-life batteries management and material flow analysis in South Korea. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 12(3), 3.
324. Sobianowska-Turek, A., Szczepaniak, W., Marcinkowski, T., & Zamorska-Wojdyła, D. (2013). Content of mercury and cadmium in the stream of spent zinc-carbon batteries. *Ecological Chemistry and Engineering. A*, 20(4-5), 573-583.
325. Le, P. A., Nguyen, N. T., Nguyen, P. L., & Phung, T. V. B. (2023). Minireview on Cathodic and Anodic Exfoliation for Recycling Spent Zinc-Carbon Batteries To Prepare Graphene Material: Advances and Outlook of Interesting Strategies. *Energy & Fuels*, 37(10), 7062-7070.
326. Pattaweepaiboon, S., Hirunpinyopas, W., Iamprasertkun, P., Pimphor, K., Roddecha, S., Dirayanti, D., ... & Sirisaksoontorn, W. (2024). Upcycling electrode materials from spent single-use zinc-carbon/alkaline batteries into rechargeable lithium-ion battery application. *Journal of Energy Storage*, 76, 109755.
327. Ранський, А. П., Гордієнко, О. А., Іщенко, В. А., & Томчук, М. М. (2025). Лужні і сольові хімічні джерела струму. Порівняльний аналіз та їх рециклінг. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 53-61.
328. Kang, Z., Huang, Z., Peng, Q., Shi, Z., Xiao, H., Yin, R., ... & Zhao, J. (2023). Recycling technologies, policies, prospects, and challenges for spent batteries. *iScience*, 26(11), 108072.
329. Shangguan, E., Wang, L., Wang, Y., Li, L., Chen, M., Qi, J., ... & Li, J. (2022). Recycling of zinc-carbon batteries into MnO/ZnO/C to fabricate sustainable cathodes for rechargeable zinc-Ion batteries. *ChemSusChem*, 15(15), e202200720.
330. Петрук, Р. В. (2020). *Наукове обґрунтування оптимальних форм інтегрованого управління екологічною безпекою непридатних пестицидів*

- та пестицидвмісних відходів* (Дис. д-ра техн. наук). Державний екологічний інститут післядипломної освіти та управління, Київ.
331. Amtraptseva, N., Primak, S., & Bila, G. (2018). Optimal conditionals of synthesis of biologically active additive on basis of zinc-magnesium phosphate. *Modern Engineering and Innovative Technologies*, 3(05-03), 107-111
332. Ранський, А. П., Іщенко, В. А., Гордієнко, О. А., Петрук, В. Г., Тітов, Т. С., & Міщук, О. В. (2024). *Спосіб утилізації відпрацьованих сольових хімічних джерел струму манган-цинкової системи* (Патент України № 157771). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
333. Hense, P., Reh, K., Franke, M., & Hornung, A. (2015). Pyrolysis of waste electrical and electronic equipment (WEEE) for recovering metals and energy. In *8th International Symposium on Feedstock Recycling of Polymeric Materials. Book of abstract* (pp. 55-56).
334. Коріненко, Б. В. (2023). *Удосконалення технології піролізної переробки полімерних відходів* (Дис. д-ра філософії). Вінницький національний технічний університет, Вінниця.
335. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. *Реєстр ліцензіатів з управління небезпечними відходами*. Режим доступу: <https://eco.gov.ua/reiestr-litsenziativ-z-upravlinnia-nebezpechnymy-vidkhodamy>
336. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). (2012). *Official Journal of the European Union*, L 197, 38–71. <http://data.europa.eu/eli/dir/2012/19/oj>
337. Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. (2013). *Методичні рекомендації щодо безпечного поводження з компонентами (складовими) небезпечних*

- відходів у складі побутових відходів* (Наказ № 423 від 30.08.2013).
<https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0423858-13>
338. Петрук, В. Г., Іщенко, В. А., & Петрук, Р. В. (2023). *Оптимізація системи інтегрованого управління твердими побутовими відходами у Вінницькій області*. ВНТУ.
339. Sun, X., & Ishchenko, V. (2025). Optimization of the collection system for waste batteries. *Environmental Safety and Natural Resources*, 54(2), 23–33.
340. Бачурін, О. М. (2006). *Контейнер для відходів* (Патент України № 19240). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
341. Солодчук, В. М., & Кошель, О. Д. (2005). *Контейнер для збору та тимчасового зберігання твердих побутових відходів* (Патент України № 5772). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
342. Іщенко, В. А. (2012). *Контейнер для роздільного збору твердих побутових відходів* (Патент України № 69744). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
343. Іщенко, В. А. (2024). *Контейнер для відпрацьованих побутових батарей* (Патент України № 157261). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
344. Гаряжа, В. М. (2014). *Контейнер для зберігання і транспортування розрядних ламп* (Патент України № 91795). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
345. Брезінський, В. Г. (2006). *Контейнер для зберігання і транспортування трубчастих люмінесцентних ламп* (Патент України № 12602). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
346. Іщенко, В. А., Петрук, В. Г., & Кватернюк, С. М. (2019). *Контейнер для компактних люмінесцентних ламп* (Патент України № 134383). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.

347. Іщенко, В. А. (2014). Дорожня карта впровадження оптимального сценарію поводження з твердими побутовими відходами у малих містах України. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 9, 137-142.
348. Міністерство з питань житлово-комунального господарства України. (2010). *Методичні рекомендації із формування громадської думки щодо екологобезпечного поводження з побутовими відходами* (Наказ № 38 від 16.02.2010). <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0038662-10>

ДОДАТКИ

Додаток А

Акти впровадження результатів дослідження



ТОВ «АБМ РЕЦИКЛІНГ»

12402, Житомирська область, Житомирський район,
с. Оліївка, вул. Садова, 20А

+38 (068) 557-57-93, info@abmrecycling.com.ua
ІВАН UA 163204780000000026009307459 в ПАТ АБ «Укргазбанк»,
ЄДРПОУ 40033691 ІПН 400336902281

№1-06/09/25 від 06 вересня 2025 року

Акт

впровадження результатів дисертаційних досліджень

Іщенко Віталія Анатолійовича у науково-виробничу діяльність ТОВ «АБМ РЕЦИКЛІНГ»

ТОВ «АБМ РЕЦИКЛІНГ», в особі комерційного директора Дручинського Андрія Михайловича, констатує, що результати дисертаційного дослідження Іщенко В.А., присвяченого небезпечним компонентам побутових відходів, є актуальними та впроваджені у роботу ТОВ «АБМ РЕЦИКЛІНГ». Зокрема, результати дослідження ресурсного потенціалу відходів електричного та електронного обладнання та рекомендації щодо поводження з ними використовуються підприємством для підвищення ефективності збирання та утилізації вказаних відходів.

Комерційний директор
ТОВ «АБМ РЕЦИКЛІНГ»



Андрій Дручинський

Рисунок А.1 – Акт впровадження результатів дисертаційного дослідження у роботу ТОВ «АБМ Рециклінг»



ТОВ «ПОДІЛЬСЬКА СІЧ»

Тел. +38 (098) 56-56-904
Україна 21011, м. Вінниця
вул. Ватутіна, буд. 19.
E-mail: vinvorma@i.ua

ІВАН 25305299000026008026101018
ЄДРПОУ: 32833487
ІПН 328334802288
Св. плат ПДВ №200147085

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор ТОВ «Подільська Січ»

Микола ПІДЛІСНИЙ

“ 10 ” грудня 2024 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження Іщенка В.А.

Цим актом підтверджується, що результати дисертаційного дослідження Іщенка В.А., яке виконується у Вінницькому національному технічному університеті, використовуються в роботі ТОВ «Подільська Січ». Зокрема, розроблені рекомендації щодо рециклінгу небезпечних відходів, зокрема, відпрацьованих батарейок, використовуються при поводженні з небезпечними відходами, які збираються підприємством.

Директор



Микола ПІДЛІСНИЙ

Рисунок А.2 – Акт впровадження результатів дисертаційного дослідження у роботу ТОВ «Подільська Січ»



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

вул. Хмельницьке шосе, 95, м. Вінниця, 21021, тел.: (0432) 56-08-48, факс (0432) 46-57-72
 E-mail: vntu@vntu.edu.ua Код за ЄДРПОУ 02070693

21.10.2025 № 03/665-25 на № _____ від _____



ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з науково-педагогічної роботи
та організації освітнього процесу
Вінницького національного технічного
університету

Олександр ПЕТРОВ

» _____ 2025 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи Іщенка В.А. «Наукові засади управління та рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів» у навчальний процес

Комісія у складі професора Петрука В.Г., професора Кватернюка С. М. професора Петрука Р.В. склали цей акт про те, що на кафедрі екології, хімії та технологій захисту довкілля Вінницького національного технічного університету під час проведення лекційних та практичних занять з дисциплін «Поводження з відходами», «Ресурсозберігаючі технології та рециклінг», «Екологічна безпека» для студентів спеціальності G2 (183) «Технології захисту навколишнього середовища» використовуються такі результати дисертаційного дослідження:

1. Склад та властивості небезпечних компонентів побутових відходів.
2. Забруднення довкілля небезпечними компонентами побутових відходів.
3. Оцінка потоків небезпечних компонентів побутових відходів в Україні.
4. Оцінювання ресурсного потенціалу небезпечних компонентів побутових відходів.
5. Рекомендації щодо екологічно безпечного управління та рециклінгу небезпечних компонентів побутових відходів.

« 09 » вересня 2025 р.

д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД
Василь ПЕТРУК

д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД
Сергій КВАТЕРНЮК

д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД
Роман ПЕТРУК

Рисунок А.3 – Акт впровадження результатів дисертаційного дослідження у навчальний процес

Додаток Б**Список публікацій здобувача**

1. Mihai, F.-C., Gündogdu, S., Markley, L.A., Olivelli, A., Khan, F.R., Gwinnett, C., Gutberlet, J., Reyna-Bensusan, N., Llanquileo-Melgarejo, P., Meidiana, C., Elagroudy, S., **Ishchenko, V.**, Penney, S., Lenkiewicz, Z., Molinos-Senante, M. (2022). Plastic pollution, waste management issues, and circular economy opportunities in rural communities. *Sustainability* 2022, 14(1), 20. <https://doi.org/10.3390/su14010020> (квартиль Q1)
2. **Ishchenko, V.** (2019). Heavy metals in municipal waste: the content and leaching ability by waste fraction. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54(14), 1448-1456. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1655369> (квартиль Q2)
3. **Ishchenko V.**, Llori J., & Ramos C. Determinación del impacto ambiental de los componentes de champús sobre las algas *Chlorella* por el método de bioindicación. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2017, 8(6), 37-46. <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1431> (квартиль Q4)
4. **Ishchenko, V.** (2017). Soil contamination by heavy metal mobile forms near landfills. *International Journal of Environment and Waste Management*, 20(1), 66-74. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2017.086030> (квартиль Q3)
5. **Ishchenko, V.** (2018). Prediction of heavy metals concentration in the leachate: a case study of Ukrainian waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(3), 1892-1900. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0740-7> (квартиль Q2)
6. **Ishchenko, V.**, Dworak, S., & Fellner, J. (2024). Hazardous household waste management in Ukraine and Austria. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 26(1), 635-641. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01818-1> (квартиль Q2)

7. Hlavatska, L., **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., & Salamon, I. (2021). Material flow analysis of waste electrical and electronic equipment in Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*, 22(9), 198-207. <https://doi.org/10.12911/22998993/189187> (квартиль Q3)
8. **Ishchenko, V.**, & Sydoruk, T. (2024). Waste electrical and electronic equipment flows in Ukraine. Proceedings of the Institution of Civil Engineers-*Waste and Resource Management*, 177(3), 114-121. <https://doi.org/10.1680/jwarm.23.00016> (квартиль Q4)
9. Xiaodong, S., **Ishchenko, V.**, & Polyvanyi, S. (2025). Environmental impact and flows of waste batteries in China. *Environmental Problems*, 10(2), 156-167. <https://doi.org/10.23939/ep2025.02.156> (квартиль Q4)
10. **Ishchenko, V.** (2025). Waste Refrigerants Flows: A Case Study of Domestic Refrigeration in Ukraine. *Environmental Research, Engineering and Management*, 81(1), 66-75. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.81.1.37057> (квартиль Q3)
11. Ranskiy, A., Gordienko, O., & **Ishchenko, V.** (2024). Waste Zinc–Carbon Battery Recycling: Focus on Total Material Recovery. *Recycling*, 9(5), 83. <https://doi.org/10.3390/recycling9050083> (квартиль Q1)
12. Xiaodong, S., & **Ishchenko, V.** (2024). Environmental impact analysis of waste lithium-ion battery cathode recycling. *Journal of Ecological Engineering*. 25(7), 352-358 <https://doi.org/10.12911/22998993/189187> (квартиль Q2)
13. Главацька, Л.Ю., **Ищенко, В.А.** (2024). Поводження з відпрацьованими фреонами в Україні. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 1, 11-16. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2024-172-1-11-16>
14. Главацька, Л.Ю., **Ищенко, В.А.**, & Петрук В.Г. (2020). Дослідження організаційних засад поведження з відходами електричного та електронного обладнання в Україні. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування ім. адмірала Макарова*, 3, 115-123. [https://doi.org/10.15589/znp2020.3\(481\).15](https://doi.org/10.15589/znp2020.3(481).15)

15. Главацька, Л.Ю., & **Іщенко, В.А.** (2021). Аналіз складу компонентів електронних та електричних відходів. *Вісник ВПІ*, 1, 42-48. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2021-154-1-42-48>
16. **Іщенко, В. А.**, Березюк, А. П. (2014). Хімічні перетворення зношених автомобільних шин у доквіллі. *Вісник національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження», 2 (13), 52-54. <https://chemengine.kpi.ua/article/view/52065/47926>
17. **Ishchenko, V. A.** (2018). Environment contamination with heavy metals contained in waste. *Environmental Problems*, 3(1), 21-24. <https://science.lpnu.ua/sites/default/files/journal-paper/2018/nov/14878/3.pdf>
18. **Іщенко, В. А.** (2022). Оцінка потоків небезпечних побутових відходів в Україні. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 4, 13-18. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2022-163-4-13-18>
19. **Ishchenko, V.** (2021). Assessment of spent batteries streams in Ukraine. *Екологічна безпека та природокористування*, 2(38), 55-63. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2021.2.55-63>
20. **Іщенко, В. А.**, Петрук, Р. В., & Тітов, Т. С. (2025). Ресурсний потенціал непридатних пестицидів. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 1, 35–42. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-178-1-35-42>
21. Сяодун, С., & **Іщенко, В. А.** (2023). Поводження з використаними літій-іонними батареями в Китаї. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 21-27. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2023-167-2-21-27>
22. **Іщенко, В. А.**, & Петрук, В. Г. (2014). Поводження з твердими побутовими відходами у м. Ладижин Вінницької області. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 7-10. <https://visnyk.vntu.edu.ua/index.php/visnyk/article/view/949/948>
23. **Іщенко, В. А.** (2015). Способи поводження з твердими побутовими відходами у містах України. *Екологічна безпека та природокористування*, 2,

21–30. <https://repository.knuba.edu.ua/server/api/core/bitstreams/a1a9729a-a401-4a18-a75b-b6796367444c/content>

24. Ранський, А. П., Гордієнко, О. А., **Іщенко, В. А.**, & Томчук, М. М. (2025). Лужні і сольові хімічні джерела струму. Порівняльний аналіз та їх рециклінг. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*, 2, 53-61. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-179-2-53-61>

25. Sun, X., & **Ishchenko, V.** (2025). Optimization of the collection system for waste batteries. *Environmental Safety and Natural Resources*, 54(2), 23–33. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2025.2.23-33>

26. **Іщенко, В. А.** (2014). Дорожня карта впровадження оптимального сценарію поводження з твердими побутовими відходами у малих містах України. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 9, 137-142. <https://journal.ldubgd.edu.ua/index.php/Visnuk/article/view/552/547>

27. **Ishchenko, V.**, Vasylykivskiy, I., Hlavatska, L., & Garcia, C. H. U. (2021). Water pollution by special waste. In O. Mitryasova & C. Staddon (Eds.), *Water Security: Monograph* (Issue 2, pp. 95–108). Mykolaiv, Ukraine / Bristol, UK.

28. **Ishchenko, V.**, & Vasylykivskiy, I. (2019). Environmental pollution with heavy metals: case study of the household waste. In *Sustainable production: Novel trends in energy, environment and material systems* (pp. 161-175). Cham: Springer International Publishing.

29. Petruk, V., Stalder, F., **Ishchenko, V.**, Vasylykivskiy, I., Petruk, R., Turchyk, P., Kvaternyuk, S., Shyrnin, M., & Volovodiuk, V. (2016). *Household waste management. The European experience*. Nilan-Ltd.

30. Mihai, F. C., **Ishchenko, V.**, Iordachi, V., Ivanova, V., & Dzebisashvili, N. (2024). Circular Economy and Waste Management in Eastern Europe. In: Ilić P, Pržulj N (eds) *Circular Economy* (pp. 57-95). Academy of Sciences and Arts of the Republic of Srpska, Banja Luka.

31. Петрук, В. Г., **Іщенко, В. А.**, & Петрук, Р. В. (2023). *Оптимізація системи інтегрованого управління твердими побутовими відходами у Вінницькій області*. ВНТУ.
32. Hlavatska, L., **Ishchenko, V.**, & Kamtoh Tebug, G. (2021). X-ray fluorescence analysis of waste electrical and electronic equipment. *Polonia University Scientific Journal*, 2, 260-265.
<http://pnap.ap.edu.pl/index.php/pnap/article/view/722>
33. **Ishchenko, V.**, Petruk, R., & Kozak, Y. (2016). Hazardous household waste management in Vinnytsia region. *Environmental Problems*, 1(1), 27-30.
<https://science.lpnu.ua/ep/all-volumes-and-issues/volume-1-number-1-2016/hazardous-household-waste-management-vinnytsia>
34. Ранський, А. П., **Іщенко, В. А.**, Гордієнко, О. А., Петрук, В. Г., Тітов, Т. С., & Міщук, О. В. (2024). *Спосіб утилізації відпрацьованих сольових хімічних джерел струму манган-цинкової системи* (Патент України № 157771). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
35. **Іщенко, В. А.** (2012). *Контейнер для роздільного збору твердих побутових відходів* (Патент України № 69744). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
36. **Іщенко, В. А.** (2024). *Контейнер для відпрацьованих побутових батарей* (Патент України № 157261). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
37. **Іщенко, В. А.**, Петрук, В. Г., & Кватернюк, С. М. (2019). *Контейнер для компактних люмінесцентних ламп* (Патент України № 134383). Державний реєстр патентів України на корисні моделі.
38. Петрук, В. Г., Ранський, А. П., Петрук, Р. В., Васильківський, І. В., **Іщенко, В. А.**, & Безвозюк, І. І. (2012). *Управління та поводження з відходами. Частина 1. Технології знезараження непридатних пестицидів*. Вінниця: ФОП Рогальська.

39. Петрук, В.Г., Васильківський, І.В., **Іщенко, В.А.**, & Петрук, Р.В. (2016). *Управління та поводження з відходами. Ч.3. Полігони твердих побутових відходів.* Доступ через <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/1138/Management%20and%20treatment%20of%20waste.%20Part%203..pdf?sequence=1&isAllowed=y>
40. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Borowik, B., Falat, P., & Shaikhanova, A. (2018). Toxic substances in hazardous household waste. In: *Proceedings of International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2018*, Vol. 18, Issue 4.2, July 2 – July 8, 2018 (pp. 223-230). Sofia: STEF92 Technology Ltd. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/4.2/S18.029>
41. Козак, Я. Л., **Іщенко, В.А.** (2015). Дослідження небезпечних складових побутових відходів. *Тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави»*, м. Київ, Національний авіаційний університет, 16 квітня 2015 р. (С. 146). Київ: НАУ.
42. **Ishchenko, V.** (2024). Waste Management in Ukraine: New Challenges and Opportunities in Wartime. In *Proceedings of the 7th Eurasia Waste Management Symposium*, Istanbul, Turkey, 21-23 October 2024 (pp. 641-648). Istanbul: Yildiz Technical University.
43. **Іщенко, В.А.** (2018). Токсичні речовини у відпрацьованих хімічних джерелах струму. *Матеріали XLVII Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 21-23 березня 2018 р. Доступ через <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-ebmd/all-ebmd-2018/paper/view/3841/3819>
44. **Іщенко, В.А.** (2019). Токсичні речовини у небезпечних компонентах побутових відходів. *Матеріали XLVIII Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 13-15 березня 2019 р. Доступ через <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/26752/7145.pdf>

45. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kochan, R., Mitryasova, O., & Zawislak, S. (2019). Assessment of hazardous household waste generation in Eastern Europe. In *Proceedings of 19th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2019*, June 30–July 6, 2019, vol. 19, iss. 6 (pp. 559-566). Sofia: STEF92 Technology Ltd.

46. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kozak, Y., Kochanek, A., & Politylo, R. (2016). Assessment of batteries influence on living organisms by bioindication method. In *Proceedings of 16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016. Book 5. Ecology, Economics, Education and Legislation*, June 28-July 6, 2016 (pp. 85-92). Sofia: STEF92 Technology Ltd

47. Іващук, І.В., & **Іщенко, В.А.** (2023). Поводження з небезпечними відходами в ЄС. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023»*, ВНТУ, м. Вінниця, 21-23.11.2023 р. Доступ через <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/egeu/egeu2023/paper/viewFile/19374/1613>
1

48. Xiaodong, S., **Ishchenko, V.** (2022). Waste batteries generation in China. *Матеріали Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Екологічно сталий розвиток урбосистем»*, ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2–3 листопада 2022 р., м. Харків (С. 73-75). Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова.

49. **Іщенко, В. А.** (2015). Вплив полігонів побутових відходів на рівень забруднення ґрунтів важкими металами. *Збірник наукових праць V-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015)*, 23-26 вересня, 2015 р., м. Вінниця (С. 51). Вінниця: Нілан-ЛТД.

50. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kochanek, A., & Przydatek, G. (2017). Comparative environmental analysis of waste processing methods in paper recycling. *Proceedings of International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2017, vol. 17, Issue 51. Ecology, Economics, Education and Legislation*, June 29 – July 5, 2017 (pp. 227-234). Sofia: STEF92 Technology Ltd.

51. Styskal, O., **Ishchenko, V.**, Petruk, R., Pohrebennyk, V., & Kochanek, A. (2016). Assessment of chlorinated water impact on phytoplankton. *16th International Multidisciplinary Geoconference SGEM 2016, SGEM Vienna GREEN Extended Scientific Sessions*, 2-5 November, 2016. Book 3, vol. 3 (pp. 373-380).

52. **Іщенко, В. А.**, Майка, Л. М., & Кватернюк, С. М. (2014). Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біоіндикації по фітопланктону. *Збірник матеріалів 3-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування»*, 17-19 вересня 2014 р., Львів, (С. 29).

53. **Іщенко, В.А.** (2017). Дослідження джерел важких металів у складі відходів. *Збірник наукових праць VI-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю*, 20-22 вересня 2017 р., Вінниця (С. 84). ВНТУ

54. **Ishchenko, V.**, Xiaodong, S., Hlavatska, L., & Gritsuk, I. (2023). Hazardous Waste Generation and Management: a Case Study of Ukraine. In *Proceedings of the 26th Conference on Process Integration, Modelling and Optimisation for Energy Saving and Pollution Reduction*, Thessaloniki, Greece, 8–11 October 2023. Multidisciplinary Digital Publishing Institute

55. **Іщенко, В. А.** (2022). *Утворення небезпечних побутових відходів в Україні*. LI Науково-технічна конференція ВНТУ, Вінниця, Україна. 31 травня 2022 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2022/paper/view/15304/12879>

56. **Іщенко, В.А.** (2021). *Обсяги утворення відпрацьованих батарей в Україні*. Матеріали I Науково-технічної конференції ВНТУ, Вінниця, Україна, 18 березня 2021 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-ebmd/all-ebmd-2021/paper/view/11803/10245>

57. **Ishchenko, V.**, Pohrebennyk, V., Kochanek, A., & Hlavatska, L. (2019). Waste electrical and electronic equipment management in Ukraine. In *Proceedings of International Conference on Geosciences*, March 26-29, 2019, Athens, Greece. Book 3, vol. 1 (pp. 197-204). Saima Consult LTD.

58. **Іщенко, В.А.** (2020). Обсяги утворення відходів електричного та електронного обладнання в Україні. *Матеріали XLIX Науково-технічної конференції ВНТУ*, м. Вінниця, 27-28 квітня 2020 р. Режим доступу: <https://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/28958/9793.pdf>

59. **Іщенко, В.А.** (2023). Управління спеціальними відходами: ресурси і можливості. *Збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології»*, 21–23 листопада 2023 р., Івано-Франківськ. (С. 292-294). Центр екологічної освіти та інформації.

60. Sun, X., & **Ishchenko, V.** (2023). Study on waste batteries storage. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Енергоефективність в галузях економіки України – 2023»*, Вінниця, 21-23.11.2023 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/egeu/egeu2023/paper/viewFile/19289/16130>

61. Xiaodong, S., & **Ishchenko, V.** (2024). Processing of waste lithium-ion battery cathode. *Матеріали LIII Науково-технічної конференції ВНТУ*, Вінниця, 20-22.03.2024 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2024/paper/view/20892/17298>

62. Xiaodong, S., & **Ishchenko, V.** (2024). Analysis of current situation on recovery of used lithium-ion batteries in China. *Матеріали ІХ Міжнародного з'їзду екологів*, Вінниця, 25-27.09.2024 р. Режим доступу: <https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/ecology/ecology2024/paper/view/22045/18270>

Додаток В

Вимірювальні прилади, які використовувались в експериментальних дослідженнях



Технічні характеристики:

Діапазон вимірювань: рН: -2,000 до 16,000 рН

Похибка: $\pm 0,02$ рН

Робоча температура: від 0 до 50°C

Рисунок В.1 – рН-метр ADWA 8000



Технічні характеристики:

Діапазон довжин хвиль: 190-855 нм

Спектральна роздільна здатність: 0,1 нм

Діапазон вимірювання масової концентрації: 10-100 $C_{\text{хар}}$ *

Абсолютна похибка: 5 $C_{\text{хар}}$ *

* $C_{\text{хар}}$ – характеристична концентрація

Рисунок В.2 – Атомно-абсорбційний спектрофотометр з полум'яно-іонізаційним детектором Selmi C-115

**Технічні характеристики:**

Діапазон довжин хвиль: 180-900 нм

Чутливість: 0,94 мкг/л

Спектральна роздільна здатність: 0,005 нм

Рисунок В.3 – Атомно-абсорбційний спектрометр з атомізацією в графітовій печі ZEEit 600

Додаток Г

Модельні установки реакторів-симуляторів сміттєзвалищ



Рисунок Г.1 – Реактори-симулятори сміттєзвалищ у лабораторії Вінницького національного технічного університету



Рисунок Г.2 – Реактори-симулятори сміттєзвалищ у лабораторії Віденського технічного університету