

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

На правах рукопису

УДК 366.42:503.4:64

СВЕНТУХ АНДРІЙ ОЛЕГОВИЧ

ОЦІНКА РИЗИКОВАНOSTІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ОБ'ЄКТІВ
КОМУНАЛЬНОГО ГОСПОДАРСТВА НА ОСНОВІ
НЕЧІТКО-МНОЖИННОГО ПІДХОДУ

Спеціальність: 08.03.02 – економіко-математичне моделювання

Дисертація на здобуття наукового ступеня
кандидата економічних наук

Науковий керівник:
Мороз Олег Васильович,
доктор економічних наук,
професор

Вінниця – 2005

ЗМІСТ

Вступ	4
Розділ 1. Теоретико-методологічні основи вирішення проблем поводження з відходами	13
1.1. Еколого-економічні аспекти проблеми твердих побутових відходів	13
1.2. Утилізація твердих побутових відходів та експлуатація полігонів: сучасний стан галузі та існуючі проблеми	24
1.3. Методологічні основи оцінки збитків від можливого забруднення навколишнього середовища внаслідок аварії на об'єктах комунального господарства.	35
Висновки до розділу 1	49
Розділ 2. Формування моделей оцінювання ризиків, що виникають в процесі експлуатації об'єктів комунального господарства	52
2.1. Передумови використання методів теорії нечітких множин та теорії нечіткої логіки для розв'язання задач комплексного оцінювання ризиків	52
2.2. Розробка нечітко-множинного підходу до оцінювання інтегрального показника ризикованості	61
2.3. Метод комплексного оцінювання ризиків із використанням апарату нечіткої логіки	67
Висновки до розділу 2	80
Розділ 3. Прикладна модель оцінки ризику виникнення аварійних ситуацій на полігоні твердих побутових відходів та шляхи їх попередження	82
3.1. Формування прикладної моделі оцінки ризику виникнення аварії на полігоні твердих побутових відходів з використанням нечітко-множинного підходу	82

3.2. Оцінка збитків, завданих в результаті експлуатації досліджуваного полігону твердих побутових відходів та пошук можливих шляхів мінімізації визначених ризиків	11
3.3. Інноваційні шляхи вдосконалення існуючої системи поводження з твердими побутовими відходами	12
3.3.1. Особливості існуючих методів утилізації твердих побутових відходів та можливість їх використання за умов існуючої системи поводження з відходами	12
3.3.2. Розробка економіко-екологічних критеріїв впровадження нових утилізаційних технологій	13
Висновки до розділу 3	14
	2
Висновки	14
	4
Список використаної літератури	14
	8
Додатки	16
	4

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Сучасний процес соціально-економічних трансформацій в Україні та переважній більшості країн світу відбувається за екстремальних екологічних умов при глобальному забрудненні довкілля. Саме тому все більше уваги приділяється забрудненню навколишнього середовища, що здійснюється у вигляді шкідливих викидів в атмосферу, забруднення земельних та водних ресурсів, порушення людиною екобалансу, зміни ландшафтів та проявляється в інших екологічних проблемах. Останні об'єктивно мають свою економічну ціну, яка щодалі зростає. Виключно важливим аспектом проблеми забруднення навколишнього середовища є проблема утилізації відходів як промислового, так і побутового походження. Все це має все зростаючу актуальність для м. Вінниці та області.

З розвитком цивілізації все частіше і гостріше постає проблема відходів. Різноманітні підходи до вирішення цієї проблеми відрізняються як за своєю суттю, так і за кінцевим результатом. В більшості випадків у сучасному світі використовуються методи захоронення відходів, проте такі методи фактично вирішують проблему в кращому випадку тільки у часовому вимірі, залишаючи без належної уваги подальшу долю відходів та навколишнього середовища після закінчення строку експлуатації полігонів.

Типовим прикладом безвідповідального ставлення до навколишнього середовища є експлуатація Вінницького полігону твердих побутових відходів. Використання звалища протягом більш ніж 20 років, на організацію та експлуатацію якого навіть проекту немає, призвело до порушення природного балансу прилеглих територій та значного забруднення навколишнього середовища, зокрема водних, земельних ресурсів та атмосферного повітря, не говорячи вже про значне засмічення навколишніх територій. Ситуація погіршується ще й тим, що існує можливість витоку фільтрату та забруднення р. Десенка, яка впадає в р. Південний Буг вище

водозабору м. Вінниці, а це вже проблема постачання питної води для більш ніж 400 тис. населення міста.

Проблема полягає в тому, що важко визначити можливі наслідки подібної аварії та порахувати можливі збитки від забруднення навколишнього середовища, соціальної напруженості, яка може виникнути внаслідок аварії та від зупинки чи погіршення роботи підприємств в зоні забруднення. Існуючі методики оцінки економічних збитків від забруднення навколишнього середовища або застаріли і не відображають реального впливу забруднюючих факторів на природу, або є досить складними для остаточних розрахунків, оскільки потребують великої кількості інформації, яка в більшості випадків є недоступною. Практика ж підказує, що в кожному конкретному випадку необхідно використовувати не тільки стандартні методи оцінки збитків, але і певні оригінальні наукові рішення та розробки, адаптовані до умов деякої заданої ситуації.

Дійсно, значна кількість інформації є або недоступною, або невідоме точне числове значення того чи іншого фактора. В такому випадку застосування точних математичних підходів економічної оцінки екологічних ризиків є неможливим. В тій ситуації, коли значення деякого показника можна описати лише у виразах природної мови, з успіхом може бути використаний апарат нечіткої логіки для оцінки та аналізу ситуації у досліджуваній системі з метою вибору шляхів покращення її характеристик. Крім того, подібні моделі володіють властивостями адаптивності та характеризуються можливістю гнучкої настройки у відповідності до поточних умов.

Проте саме лише визначення можливих економічних збитків не здатне змінити стан справ радикально. Необхідним є аналіз усіх можливих методів вирішення даної проблеми та розробка ефективної моделі поводження з відходами та аналізу стану територій, що можуть бути використані під полігони для їх зберігання. В даному випадку варто використати технології, в яких найкраще поєднані такі параметри як ціна, якість та екологічні

показники, що в свою чергу зробить можливою реалізацію нових технологічних рішень. Все це також вимагає адекватного наукового обґрунтування.

Вищеназвані проблеми активно досліджувалися науковцями. Так, зокрема, даній проблемі присвячені праці таких західних науковців, як М. Дісендорф, С. Гамільтон, М. Аллабі, Вільям П. Канінгем та Даніель П. Кірас. Серед праць російських вчених слід виділити дослідження Т. Ветрової, Я. Вайсмана, В. Кроніка, І. Неєлова та С. Хачумова та ін. Глобальним проблемам природокористування та наслідкам антропогенного впливу на навколишнє природне середовище приділяють увагу також відомі українські вчені: С. Дорогунцов, Б. Данилишин, С. Міщенко, В. Міщенко та ін. Серед праць, що присвячені практичним аспектам вирішення проблеми відходів виділяються публікації Г. Гелетухи, Ю. Матвєєва, Б. Горлицького, І. Ковінька, Н. Гороха О. Мороза та ін. Дослідженнями питань оцінки наслідків антропогенного впливу на довкілля займаються В. Одинець, Ю. Кобзар, М. Хвесик, А. Теліжечко та М. Белінський та ін. Слід також зазначити що можливості удосконалення існуючих методик оцінки збитків та ризиків забруднення довкілля, зокрема, в їх математичній інтерпретації, дають роботи таких вчених, як Л.Заде, В. Вітлінський, О. Корольов, А. Ротштейн, Г. Зімерман, А. Кофман, О. Недосєкін та ін.

Зв'язок роботи з плановими дослідженнями. Дисертація виконується згідно з планами науково-дослідних робіт Вінницького національного технічного університету в рамках науково-технічної програми “Теорія трансформації сучасного ринку в Україні під впливом процесів глобалізації” (№ держреєстрації 0104U000739), яка виконуватиметься протягом 2003 – 2006 рр., де автором розробляються методологічні та методичні основи вирішення екологічних проблем міського господарства за умов поглиблення ринкових відносин.

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є формування моделі оцінювання ризику виникнення аварії на звалищі твердих побутових

відходів із застосуванням нечітко-логічного та нечітко-множинного підходів, що дозволяють врахувати багатосторонність прояву негативних наслідків аварій та можливість комплексної оцінки різного роду збитків, а також розв'язання завдань, пов'язаних із створенням ефективної в економічному плані системи поводження з твердими побутовими відходами.

Відповідно до зазначеної мети в дисертації ставилися та вирішувалися наступні завдання:

1. Аналіз сучасного стану проблеми утилізації твердих побутових відходів та проблем оцінки негативного впливу полігонів твердих побутових відходів на навколишнє природне середовище.

2. Формування науково-обґрунтованої структури моделі якісних і кількісних еколого-економічних оцінок можливих наслідків від забруднення певних ресурсів довкілля та погіршення соціально-економічних умов певної еколого-економічної системи.

3. Розробка моделі оцінки ризиків виникнення аварії із використанням нечітких описів, як підґрунтя для можливого поєднання кількісних та якісних показників за умови врахування невизначеності не тільки статистичної, але і лінгвістичної природи.

4. Визначення основних видів ризиків, що в будь-якому випадку виникають при використанні звалищної технології утилізації твердих побутових відходів.

5. Адаптація моделі до умов конкретного об'єкта дослідження та визначення можливостей управління системою поводження з відходами шляхом проведення заходів щодо мінімізації відповідно економічних екологічних та соціальних ризиків.

6. Визначення практичних шляхів вирішення проблем утилізації твердих побутових відходів шляхом використання новітніх утилізаційних технологій з врахуванням об'єктивних економічних, екологічних та технологічних обмежень.

Об'єктом дослідження є еколого-економічні аспекти функціонування існуючої системи утилізації твердих побутових відходів та економіко-математичні особливості їх ідентифікації. Основні дослідження здійснювались на прикладі комунального господарства м. Вінниця з врахуванням можливості застосування отриманих результатів в умовах інших регіонів.

Предметом дослідження є сукупність економіко-математичних методів аналізу економічних, екологічних та соціальних ризиків в системі поводження з твердими побутовими відходами.

Методологія та методи дослідження. Теоретичною і методологічною основою дослідження є сучасна економічна теорія, концепція раціонального природокористування та сталого розвитку економіки України, законодавчі та нормативні акти Верховної Ради та Уряду України. Для збирання і аналізу даних, розв'язання поставлених оптимізаційних задач і задач аналізу використовувались методи математичної статистики та теорії ймовірності, економетрії, теорії нечіткої логіки, інтервальної математики та інших прикладних дисциплін. При визначенні типу втрат стійкості окремими елементами екологічної системи використовувалась теорія катастроф. Теорія ризиків, а також методи експертних оцінок та ранжування були застосовані для визначення можливості виникнення та масштабів небезпечних ситуацій під дією технічних та екологічних факторів із використанням різних утилізаційних технологій. Загалом методи економіко-математичного моделювання використовувалися в процесі розробки критеріїв обмеження впровадження певної сукупності технологій з точки зору їх ризикованості, витрат і доходів, які виникають при їх використанні.

Для збору **вихідних даних** при здійсненні науково-дослідних робіт за темою дисертації використовувались показники діяльності Вінницького полігону твердих побутових відходів, Комунального автотранспортного підприємства – 0128, яке займається збором та утилізацією побутового сміття в м. Вінниця, а також дані досліджень, проведених Управлінням з питань

надзвичайних ситуацій та цивільного захисту населення, гідрогеологічних досліджень проведених ВАТ “Вінницяводпроект”.

Наукова новизна одержаних результатів. В результаті проведеного дослідження в дисертації розроблено комплекс теоретичних, методологічних та практичних засад оцінки ризику виникнення надзвичайних ситуацій при використанні звалищної технології утилізації побутового сміття та розроблено обмежуючі критерії щодо впровадження певної сукупності технологій утилізації твердих побутових відходів. Одна із відмінностей одержаних здобувачем результатів від вже існуючих наукових розробок полягає в тому, що еколого-економічна система поводження з відходами розглядається з точки зору ризику погіршення чи зміни її екологічних, економічних та соціальних елементів. Згідно позиції автора такий підхід у сукупності із сучасною теорією нечітких множин та нечіткої логіки дозволяє об’єктивно оцінити можливий ризик негативного впливу полігонів твердих побутових відходів на довкілля та людей в економічному еквіваленті, що дозволить більш обґрунтовано визначити необхідність та еколого-економічну доцільність комплексного впровадження інноваційних технологій.

Найважливішими результатами, що характеризуються новизною і розкривають зміст дисертаційного дослідження, є наступні положення і розробки:

Вперше:

- запропоновано математичні моделі аналізу ризику функціонування об’єктів комунального господарства із використанням нечітко-множинного та нечітко-логічного підходів, що надає об’єктивну можливість поєднання кількісних та якісних економічних, екологічних та соціальних показників, врахування невизначеностей статистичної та лінгвістичної природи, налагодження та адаптації для використання на аналогічних об’єктах;

- доведено еколого-економічну нестійкість сучасної екологічно-неадекватної системи поводження з твердими побутовими відходами за допо-

могою методу орієнтованих графів та визначено деструктивний характер зміни її основних елементів на основі використання теорії катастроф, що дає змогу завчасно прогнозувати високу вірогідність часової та параметричної хаотизації і непередбачуваного розвитку екосистеми;

- сформовано прикладну багатофакторну економіко-математичну модель оцінки інтегрального показника ризику виникнення надзвичайної ситуації на полігоні твердих побутових відходів.

Удосконалено:

- типологізацію основних економічних, екологічних та соціальних ризиків, які можуть виникнути при невиваженому використанні звалищних технологій утилізації твердих побутових відходів, на основі чого визначено реальні можливості подальшої мінімізації ризиків;

- класифікацію сучасних методів поводження з твердими побутовими відходами на основі їх технологічних особливостей;

- підхід до оцінки екологічних збитків при виникненні надзвичайних ситуацій на полігоні твердих побутових шляхом використання в якості бази оцінювання розміру мінімальної заробітної плати, а не неоподаткованого мінімуму.

Отримали подальший розвиток:

- понятійний апарат системи оцінки ризикованості функціонування полігонів твердих побутових відходів;

- підхід до визначення доцільності впровадження певної сукупності утилізаційних технологій на основі економіко-математичної моделі, яка враховує їх економічні і екологічні показники;

- концепція управління ризиками, що виникають при використанні сучасних утилізаційних технологій, яка ґрунтується на врахуванні економіко-екологічного балансу позитивного та негативного впливів на певну екосистему, сукупних капітальних та експлуатаційних витрат і величини відновлюваної здатності відповідних екосистем.

Практичне значення отриманих результатів полягає у можливості на єдиній методологічній основі імітаційного моделювання ставити та розв'язувати задачі аналізу ризиків екологічного забруднення, оцінки придатності територій для зберігання твердих побутових відходів із використанням нечітких описів. Розроблені математичні моделі, методика оптимізації та алгоритми можуть бути використані для проведення процесу оптимального управління багатьма іншими багатокритеріальними системами. Окремі положення дисертації використовувалися Управлінням міського господарства м. Вінниця (акт впровадження від 20 жовтня 2004 р.), Вінницькою філією державного проектно-розвідувального інституту “Житомиркомундорпроект” (акт впровадження №324/9 від 14 вересня 2004 р.), Вінницькою регіональною екологічною інспекцією (акт впровадження від 24 листопада 2004 р.), Комунальним автотранспортним підприємством – 0128 (акт впровадження №117 від 9 грудня 2004 р.) при оцінці можливих наслідків від аварії на звалищі та при визначенні напрямків вирішення вищезазначеної проблеми (Додаток А).

Особистий внесок здобувача в одержанні результатів досліджень заключається у самостійній розробці і практичному здійсненні науково-дослідницьких робіт, обробці та аналізі експериментального матеріалу й узагальненні результатів цих досліджень. Дисертація є завершеною науково-дослідною роботою. Усі наукові результати, викладені в дисертації, отримані автором особисто. З наукових праць, опублікованих в співавторстві, в дисертації використані лише ідеї та положення, які є результатом особистої роботи здобувача.

Апробація результатів дослідження. Наукові результати, отримані в дисертації, увійшли до щорічних наукових звітів здобувача. Звіти щорічно розглядалися та обговорювалися на засіданнях кафедри менеджменту та моделювання в економіці Вінницького національного технічного університету (2002 – 2004 рр.). Принципові положення та основні результати досліджень доповідалися на міжнародній науково-практичній конференції

“Теорія і практика ринкових перетворень в країнах з перехідною економікою” (м. Київ, 2002 р.), II науково-практичному семінарі УААН “Актуальні проблеми аграрної науки та освіти України: регіональний аспект” (м. Київ 2003 р.), Всеукраїнській науково-практичній конференції “Інвестиційні стратегії сталого розвитку” (м. Дніпропетровськ, 2004 р.), VII Міжнародній науково-практичній конференції “Наука і освіта 2004” (м. Дніпропетровськ, 2004 р.), регіональній науково-практичній конференції “Організаційно-правові аспекти та економічна безпека сучасного підприємництва” (м. Вінниця, 2004 р.), регіональній науково-практичній конференції “Інноваційно-інвестиційна модель розвитку економіки Вінниччини” (м. Вінниця, 2004 р.), міжнародній науково-теоретичній конференції “Методичні основи сучасного дослідження в аграрній економіці” (м. Житомир, 2005 р.).

Окремі результати дисертаційного дослідження використані при розробці та викладанні курсів “Економіка природокористування” та “Менеджмент організацій” у Вінницькому національному технічному університеті (акт про впровадження від 10 січня 2005 р.) (Додаток А).

Публікації. Основні положення і результати дисертації відображено в монографії “Економічні аспекти вирішення екологічних проблем утилізації твердих побутових відходів” (6,47 друк. арк., де частка автора становить 5,0 друк. арк.), 8 публікаціях у фахових виданнях з економіки (2,2 друк. арк.). Всього по темі дисертації опубліковано 17 праць загальним обсягом 9,97 друк. арк..

Обсяг та структура роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, трьох розділів, висновків, списку використаної літератури та додатків. Дисертація містить 31 таблицю і 22 рисунки, її загальний обсяг становить 163 с., обсяг основної частини – 129 с., додатки викладені на 28 сторінках. Список використаних літературних джерел складається з 156 найменувань.

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ

1.1. Еколого-економічні аспекти проблеми твердих побутових відходів

Людство постало перед проблемою зміни позиції відносно використання і охорони природного середовища, що вимагає структурних змін у пізнанні природи, екологізації мислення та свідомості, які не відповідають сьогодні задачам, обумовленим збереженням екобалансу за рахунок більш розумних відносин з навколишнім природним середовищем. В наш час все більше уваги приділяється питанням забруднення навколишнього середовища: шкідливим викидам до атмосфери, забрудненню земельних та водних ресурсів, порушенню людиною природного екобалансу, зміні ландшафтів та іншим екологічним проблемам. В руслі даних проблем об'єктивно актуалізується і питання вивчення впливу забруднення на економічну та соціальну сферу життєдіяльності людини [1, с. 234 – 250; 2, с. 146; 3, с. 132 – 154; 4, с. 11 – 17; 5, с. 53 – 57].

Ознакою сучасності є загострення конфлікту між природним середовищем та суспільством [6, с. 23; 7, с. 5], коли навколишнє середовище постає жертвою непередуманої політики всюдозволеності у питаннях використання природних ресурсів та розміщення відходів виробництва. При цьому за сучасного техногенного навантаження природне середовище, як вважається, практично не має можливостей до самоочищення та само-відновлюватися. Подібні процеси мають негативний вплив на стан здоров'я людини, погіршують умови та якість життя [3, с. 172; 8, с. 211 – 231; 9, с. 92].

На сучасному етапі ринкових перетворень слід активно сприяти розширенню обізнаності суспільства щодо важливого значення комплексного

вирішення питань стану та використання навколишнього природного середовища (НПС). Кожна соціальна група повинна зробити свій конкретний внесок у вирішення даного питання. Але це можливо тільки за умов формування нової екологічної свідомості, моралі та етичних норм по відношенню до природи.

Суттєвим аспектом проблеми забруднення навколишнього середовища є проблема поводження з відходами як промисловими так і побутовими. Дану сферу регламентує досить велика кількість нормативних актів [10, с. 394 – 413; 11, с. 510 – 514; 12, с. 546 – 568; 13, с. 230; 14, с. 197 – 220; 15, с. 335; 16, с. 142 – 158; 17, с. 189 – 224; 18, с. 27 – 69], серед яких Закони України “Про відходи”, “Про охорону навколишнього середовища”, “Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення”, “Про охорону атмосферного повітря”, Земельний кодекс України, Водний кодекс України та інші законодавчі акти з відповідними доробками і доповненнями, прийняття яких свідчить про визнання важливості і значення даної проблеми.

Традиційно вважалось, що промислові відходи є більш шкідливими, тому їх утилізації чи захороненню приділялося більше уваги, в той час як побутове сміття вважалось нешкідливим для навколишнього середовища. Недооцінка даного аспекту призвела на думку ряду авторів [19, с. 176 – 181; 20, с. 542 – 547; 21, с. 321 – 343; 22, с. 56; 23, с. 165 – 169; 24, с. 41 – 45] до поглиблення ряду досить серйозних проблем. Причому деякі розглядаються як причини глобальних екологічних змін, таких як зміна клімату [25, с. 179; 26, с. 128 – 134], оскільки при використанні стандартних методів утилізації, тобто вивозу сміття на полігони твердих побутових відходів (ТПВ), відбувається виділення значної кількості вуглекислого газу та метану [27, с. 12], які входять до переліку парникових газів.

Протягом усієї багатовікової історії навколо місць проживання людини утворювалася велика кількість відходів його життєдіяльності. В міру розвитку суспільства, продуктивних сил і виробничих відносин склад про-

дукованого сміття постійно змінювався при збереженні тенденції до зростання обсягу відходів. Стрибкоподібна якісна зміна структури відходів відбулася у XIX – початку XX ст. у зв'язку зі створенням великої промисловості й у першу чергу хімічних виробництв, виробництва штучних матеріалів, які у природному циклі участі не беруть [28, с. 4 – 6]. Саме з цього часу проблема відходів стала набувати зростаючої актуальності перш за все щодо необхідності їхньої переробки й утилізації.

Згідно загальноприйнятих норм, відходи умовно можна розділити на дві основні групи: промислові і відходи споживання, тобто побутові відходи.

Промислові відходи утворюються в результаті виробничих циклів. Цей вид відходів до деякої міри краще вивчений і легше піддається переробці й утилізації, тому що має однорідний морфологічний склад, постійні і компактні джерела утворення. Відходи споживання (побутові відходи) згідно [29, с. 63], виникають у результаті життєвого циклу людини і можуть мати рідку чи тверду форму. До рідких відходів споживання можна віднести стічні і каналізаційні води. ТПВ в загальному розумінні – це непридатні для подальшого використання харчові продукти та предмети побуту [3, с. 172; 30, с. 36].

Згідно ж офіційного тлумачення [31, с. 2], ТПВ – це відходи, які утворюються в процесі життя та діяльності людини і накопичуються у житлових будинках, закладах соціально-культурного побуту, громадських, навчальних, лікувальних, торговельних та інших закладах. Це перш за все харчові відходи, предмети домашнього вжитку, сміття, опале листя, відходи від прибирання і поточного ремонту квартир, макулатура, скло, метал, полімерні матеріали тощо, які не мають подальшого використання за місцем їх утворення.

При вивченні даної проблеми необхідно виділити три її складові – економічну, екологічну і соціальну [32, с. 327].

Екологічна і соціальна складові проблеми ТПВ являють собою сукупність факторів, що мають істотний вплив на середовище життя

населення великих міст. Це цілком природно, оскільки неконтрольований ріст територій, зайнятих полігонами для складування побутових відходів, веде до зменшення земельних площ, придатних для господарського використання, негативно впливає на навколишнє середовище, створює можливість техногенних катастроф, забруднює ґрунтові води і повітря.

У більшості випадків [33, с. 41 – 43] звалища і полігони розташовуються у вироблених кар'єрах і складаються з насипних фунтів з домішками різних відходів. Під впливом атмосферного повітря, води і біоти в цих фунтах протікають різні біохімічні і хімічні реакції, у результаті яких виділяється тепло, а також утворюються біогаз і фільтрат. Останні є основними постачальниками токсичних речовин до підземних вод і приземної атмосфери.

Ще кілька років тому вважалось, що відходи є причиною тільки естетичних проблем. Супутня ж небезпека забруднення навколишнього середовища довгий час не визнавалась, а потім замовчувалась.

Очевидно, що без серйозних витрат на технологічну модернізацію і відповідних природоохоронних заходів кожне звалище відходів, в т. ч. і побутових, перетворюватиметься у майбутньому в “гарячу точку”, тому що звичайне побутове сміття вже давно не складається тільки з харчових відходів та інших органічних речовин, які швидко нейтралізуються природним шляхом. Зростаюча хімізація побутових відходів служить джерелом збільшення забруднення повітря ґрунту та вод. Окрім цього, довгострокові негативні наслідки хімізації ще залишаються на сьогоднішній день багато в чому не вивченими, і це при тому, що вже відома досить велика кількість шкідливих речовин та їх доз, які можуть спричинити різноманітні захворювання. Наявність геохімічних аномалій у межах полігонів свідчить про потенційну можливість поширення забруднень на більшій площі, що і підтверджується в більшості випадків на практиці, особливо в зв'язку з недостатньо ретельним виконанням правил складування відходів.

Соціальний аспект ТПВ є не менш важливим. Не секрет, що у районах складування сміття і їхніх найближчих околицях неможливо нормальне проживання населення [34, с. 23; 35, с. 327 – 329] не тільки через екологічні, але й через психологічні причини. У той же час сміттеві полігони притягають до себе увагу люмпенізованої частини населення, включаючи кримінальний елемент, що також веде до росту соціальної напруженості.

Проте найістотнішими, на нашу думку, є проблеми ТПВ економічного плану. Так, у жодній із країн світу, у т. ч. промислово розвинутих, переробка побутових відходів не приносить прямого прибутку і вимагає державних чи муніципальних дотацій [36, с. 40; 37, с. 39]. Водночас адміністративна (регулююча) і управлінська роль державних і муніципальних органів у вирішенні даної проблеми відповідно залишається високою.

Проблема актуалізується з огляду на реалії перехідної економіки України. Вся система роботи з відходами, що розроблялася і складалася в країні десятиліттями, ґрунтувалася аж ніяк не на ринковому фундаменті. Основи адміністративних важелів вирішення проблеми залишилися саме від цієї системи і до останнього часу.

Водночас, враховуючи принципову недосконалість економічного механізму вирішення проблеми ТПВ у колишньому СРСР, слід підкреслити, що сьогодні і ті позитивні аспекти, що мала адміністративна система, не витримуються. Водночас принципово новою тенденцією є поступове зростання ролі ринку, яке полягає в тому, що приватизовано багато транспортних засобів у системі керування відходами, об'єкти переробки і т.д. Ситуація, коли одночасно присутні елементи і старої економічної формації, і нової, нерідко, як свідчить досвід, призводить до анархічності у розподілі потоків відходів і тих ресурсів, що спрямовуються на вирішення проблеми ТПВ [29, с. 71 – 72; 37, с. 42].

За адміністративної системи колишнього СРСР існувала практика безповоротних бюджетних асигнувань на створення полігонів ТПВ. Водночас вони найчастіше не залежали ні від обсягів прийнятих відходів, ні

від інтенсивності експлуатації об'єктів. Багато полігонів створювалися як стихійні смітники. За роки експлуатації вони в кращому випадку піддавалися косметичному ремонту, і тільки.

В умовах ринкової економіки паралельно з залишками колишньої економіки все активніше починають виявлятися й інші принципи. Так, з початку 90-х р. у життя ввійшов принцип “забруднювач платить”. Водночас сьогодні на безповоротні інвестиції з боку держави розраховувати вже не приходиться, а практика кредитування будівництва полігонів формується на вимогах функціонування комерційних організацій, що в практичному плані залишається проблематичним.

Саме тому сучасні принципи вирішення проблеми поводження з ТПВ змушують погоджувати інвестиційні, інноваційні, експлуатаційні процеси на основі формування достатньо ефективного економічного механізму, який, у свою чергу, повинен бути орієнтованим на економічну адекватність тарифів на відходи, а також повинен передбачати цілий ряд логічних технологічних завдань, таких як, наприклад, рекультивація полігонів.

З огляду на економічні реалії перехідного періоду в Україні чи не найважливішим економічним аспектом проблеми є обмеженість бюджетного фінансування сміттєпереробної галузі. Загострюються проблема фінансування підприємств галузі, їх рентабельність, якість менеджменту, управління витратами і прибутком тощо.

Як свідчить практика, для вибору з числа сміттєпереробних підприємств першочергових об'єктів бюджетного фінансування чи не основним критерієм досконалості є співвідношення між витратами від того чи іншого виду технологічної діяльності й ефектом, що може бути в результаті досягнутий. Саме тому в процесі даного наукового дослідження задача виявлення оптимальних пропорцій співвідношення витрат з ефектом, що досягається, при вирішенні проблеми ТПВ розглядалася як пріоритетна в руслі формування ефективної системи управління ризиком, що виникає при експлуатації звалищ.

Для доведення об'єктивної необхідності втручання до галузі утилізації ТПВ слід спочатку проаналізувати її елементи і спрогнозувати її можливий розвиток. Це дасть змогу чіткіше уявити ситуацію та визначити основні напрямки подальшого дослідження. Досить наглядно ілюструє існуючу ситуацію в сфері накопичення та видалення відходів (без їх переробки) схема, що відображена на рис. 1.1, яка сформована з використанням наведеної в науковій літературі інформації [5, с. 318].



Рис. 1.1. Критеріальні точки організаційно-технологічного та економічного вирішення проблеми видалення ТПВ

В даній схемі за допомогою методу орієнтованих графів наочно змодельований взаємозв'язок між основними компонентами системи утилізації ТПВ. Дана спрощена схема не може повністю достовірно

охарактеризувати складну взаємодію усіх наявних елементів, проте може досить чітко дати адекватне уявлення про стан справ в даній сфері, оскільки в ній враховані основні взаємозв'язки між обраними елементами.

Звідси з допомогою методики, наведеної в [5, с. 301 – 317], доводиться принципова нестійкість соціально-економічної та екологічної системи, що наочно відображує рис. 1.2.

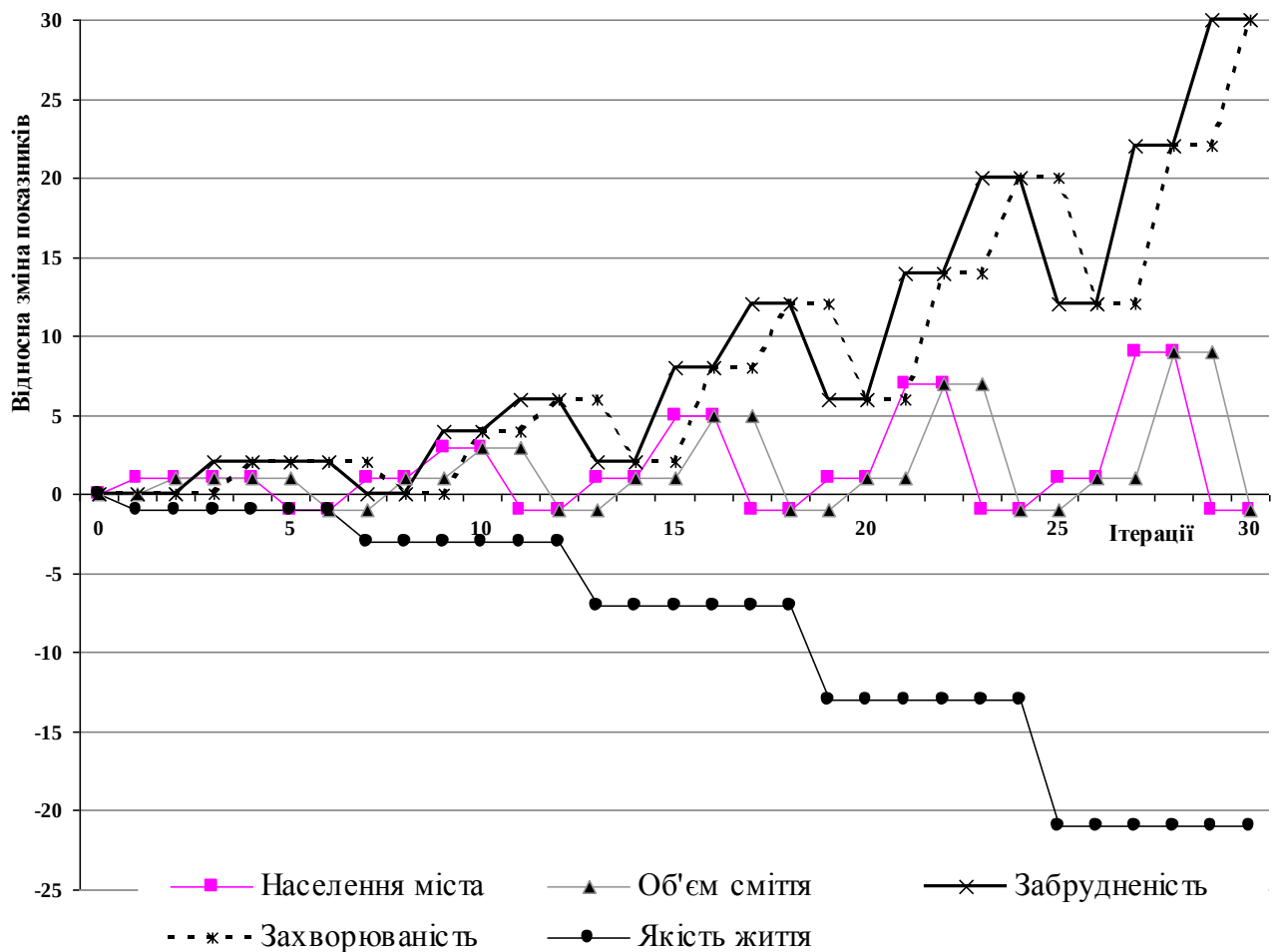


Рис. 1.2. Графік зміни стану елементів системи утилізації сміття

Дана система є нестійкою, оскільки із зростанням населення кількість сміття неупинно зростає, що в свою чергу призводить до погіршення якості життя внаслідок підвищення рівня бактеріологічного забруднення та кількості хвороб. Темпи зростання рівня бактеріологічної та фізико-хімічної забрудненості і захворюваності, а також погіршення якості життя значно

перевищують швидкість зростання кількості населення та кількості відходів, що свідчить про необхідність втручання до даного процесу з метою його коригування.

Розглядаючи характер зміни показників, які характеризують елементи досліджуваної системи, з точки зору теорії катастроф [38, с. 7 – 23] можна відмітити наступні закономірності:

- показники кількості населення та кількості сміття мають схильність до “м’якої” втрати рівноваги, тобто амплітуда коливань даних показників з часом незначно зростає;
- показники захворюваності та бактеріологічної і фізико-хімічної забрудненості теж схильні до “м’якої” втрати стану рівноваги, проте в даному випадку явно прослідковується не тільки значна зміна амплітуди коливань, але і значне зростання верхньої і нижньої меж циклу;
- показник якості життя має тенденцію до “жорстокої” втрати стану рівноваги, тобто в певний момент часу цей параметр стрибкоподібним чином змінює свій теперішній стабільний стан на інший, теж стабільний, проте з меншим значенням вихідного параметра.

Вищенаведені тенденції розвитку сучасної системи поводження з ТПВ з точки зору теорії катастроф свідчать про об’єктивну можливість виникнення за незмінного сценарію розвитку аварійних ситуацій. Загалом же, не зважаючи на те що у досліджуваній системі розглядається обмежена кількість факторів, вона дає змогу об’єктивно спрогнозувати можливість хаотизації та непередбачуваного розвитку існуючої системи накопичення та утилізації сміття.

Практичні дані підтверджують необхідність термінового вирішення проблеми поводження з ТПВ. Так, наприклад, при дослідженні регіонального прояву проблеми було виявлене явище загострення практично всіх економічних тенденцій, таких як поступове збільшення витрат на сферу

поводження з побутовими відходами, збільшення обсягів ТПВ як в абсолютному вираженні, так і в розрахунку на одного жителя та ін.

Зокрема у м. Вінниця навіть при суттєвому зменшенні кількості населення протягом 2001 – 2003 рр. з 391 до 360 тис. чол. спостерігають тенденції збільшення витрат на утилізацію ТПВ (рис. 1.3).

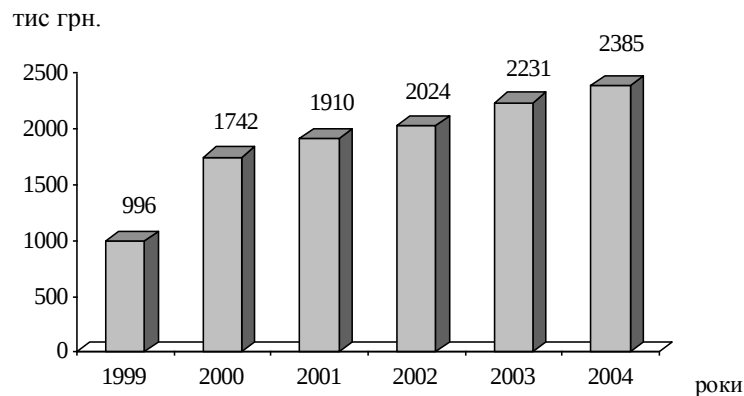


Рис 1.3. Динаміка витрат на вивезення та утилізацію ТПВ за 1999 – 2004 рр. (за даними Комунального автотранспортного підприємства – 0128)

В свою чергу, обсяги утворення ТПВ збільшуються (рис. 1.4), що, враховуючи попередні дані, свідчить про зростання відносних витрат на вивезення і утилізацію відходів в розрахунку на одного жителя.

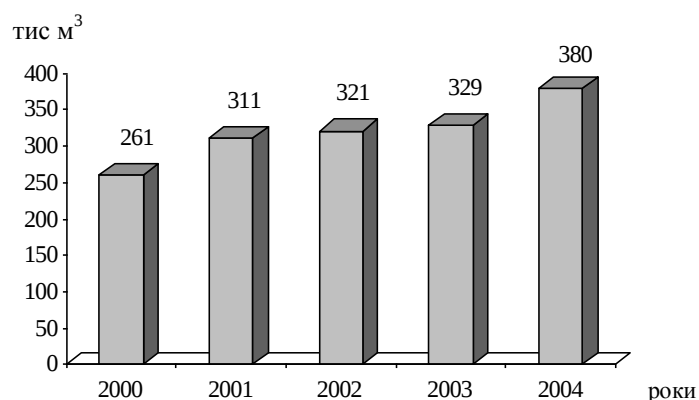


Рис 1.4. Динаміка обсягів утворення ТПВ у м. Вінниця за 2000 – 2004 рр. (за даними Комунального автотранспортного підприємства – 0128)

Аналіз витрат на сферу поводження з ТПВ, зокрема, в м. Вінниця показує ряд об'єктивних тенденцій зміни їх структури. Прослідковується тенденція поступового зменшення видатків на вирішення проблеми вивезення і утилізації ТПВ з державного бюджету та незначне залучення в останні роки коштів підприємницьких структур (рис. 1.5).

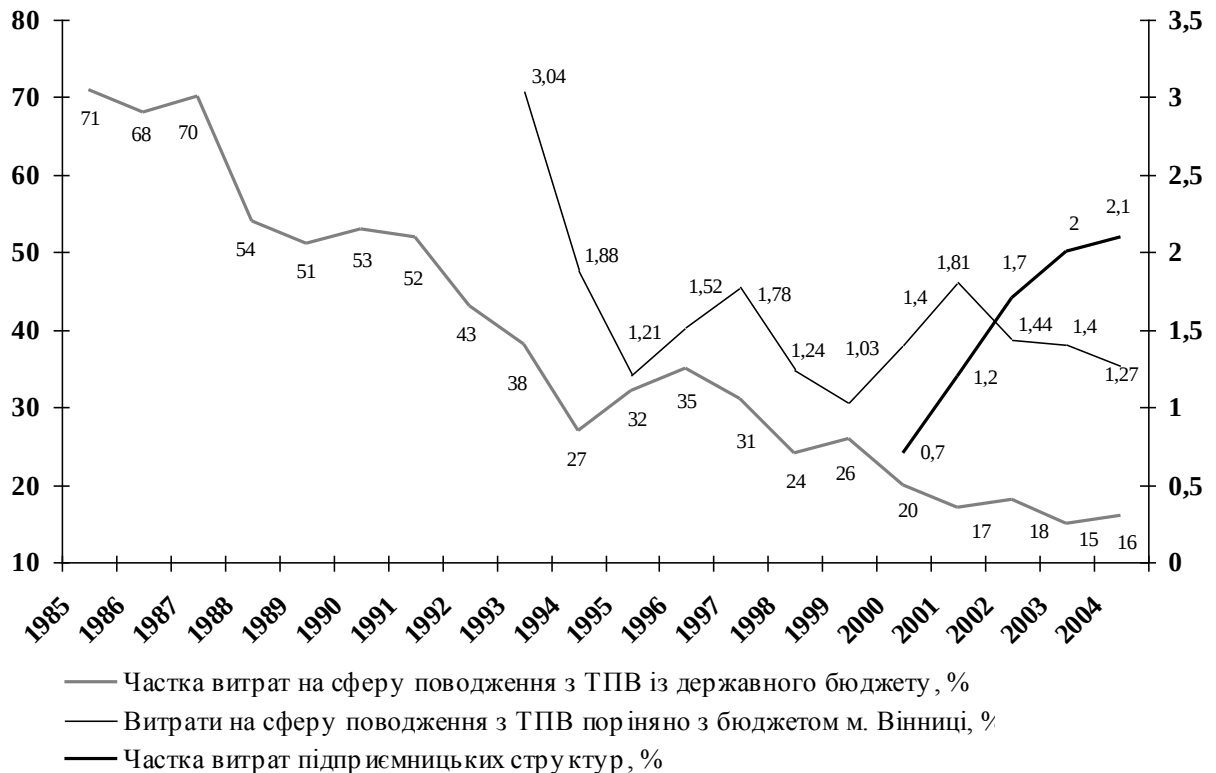


Рис. 1.5. Динаміка відносних витрат на сферу поводження з ТПВ у м. Вінниця

Це зумовлено рядом економічних та політичних причин, об'єктивно пов'язаних з процесом ринкових соціоекономічних трансформацій в країні. Очевидним є також те, що показник витрат на вирішення проблеми ТПВ в порівнянні з розміром бюджету міста не має передбачуваної тенденції зміни протягом аналізованого періоду, що свідчить про відсутність певної політики на місцевому рівні в галузі управління ТПВ. Зниження даного показника в 2001 – 2004 рр. свідчить про нехтування проблемами поводження з відходами.

1.2. Утилізація твердих побутових відходів та експлуатація полігонів: сучасний стан галузі та існуючі проблеми

За даними Української асоціації автопідприємств санітарної очистки, в Україні нараховується 771 полігонів і смітників для поховання ТПВ, що сумарно займають площу понад 2600 га, і чотири сміттєспалювальних заводи (ССЗ), що знаходяться у Києві, Харкові, Дніпропетровську і Севастополі. У сфері поводження з ТПВ зайнято близько 20 тис. працівників та задіяно близько 5 тис. сміттєвозів.

З загального обсягу побутових відходів, які збираються в містах, що складає щорічно близько 40 млн. м³, тільки 6% спалюється на заводах, а інша кількість зберігається на полігонах і смітниках [39, с. 6; 40, с. 43; 41, с. 45], в той час, як світові тенденції в даній галузі кардинально відрізняються (табл. 1.1) [42, с. 19].

Таблиця 1.1

Поводження з ТПВ в найбільш розвинутих країнах

Країна	Вторинне використання	Спалювання	Вивезення на полігони
Швейцарія	42	47	11
Фінляндія	30	4	66
Канада	29	4	67
Нідерланди	28	42	30
Данія	25	55	20
Австрія	24	11	65
США	24	15	61
Швеція	19	47	34
Німеччина	18	36	46
Норвегія	14	48	68
Франція	8	33	59
Великобританія	6	9	85
Японія	5	74	21
Бельгія	3	54	43

Незважаючи на розвиток промислових методів переробки ТПВ, у найближчому майбутньому основним методом їхньої утилізації на теренах економічного простору України залишатиметься поховання і частково вторинна переробка [29, с. 67 – 69; 34, с. 25; 43, с. 107; 44, с. 78; 45, с. 12]. Це пояснюється високими капітальними й експлуатаційними витратами на спалювання та інші методи утилізації. Наприклад, вартість знешкодження 1 т побутового сміття на заводах Західної Європи складає 50 – 60 дол. США, тариф на спалювання 1 т відходів на вітчизняних заводах – 40 – 50 грн., середній по Україні тариф на поховання 1 т сміття – 5 – 12 грн. [40, с. 39]. Крім того, труднощі збереження сажі, що накопичується в результаті спалювання ТПВ, ставлять під сумнів доцільність використання цього методу.

Санітарно-бактеріологічні властивості ТПВ пов'язані з тим, що вони містять велику кількість вологих органічних речовин, що, розкладаючись, виділяють гнильні запахи і фільтрат. При висиханні продукти неповного розкладу утворюють насичений забруднювачами і мікроорганізмами (від 300 до 15 млрд. на 1 г сухої речовини) пил. У результаті відбувається інтенсивне забруднення повітря, ґрунтів, поверхневих і ґрунтових вод, що стає досить суттєвою проблемою у тому разі, якщо звалище знаходиться на невеликій відстані від населеного пункту [46, с. 53 – 57; 47, с. 27].

Водночас у середовищі ТПВ поряд із сапрофітними розвиваються патогенні бактерії – носії різних захворювань. З пилом чи фільтратом вони виносяться за межі складування побутових відходів і є джерелами забруднення вод і ґрунтового покриву. Мікроорганізми, що виявляються в ТПВ, є збудниками гепатиту, туберкульозу, дизентерії, аскаридозу, респіраторних, алергійних, шкірних і інших захворювань. Відповідно при порушенні правил експлуатації полігоні витрати на медичне обслуговування населення, яке проживає поблизу, різко зростають.

Так, наприклад, практичні дані щодо захворюваності населення сіл Мала Стадниця та Сосонка, що знаходяться поблизу полігону ТПВ м. Вінниці підтверджують вищевказану інформацію (рис. 1.6).

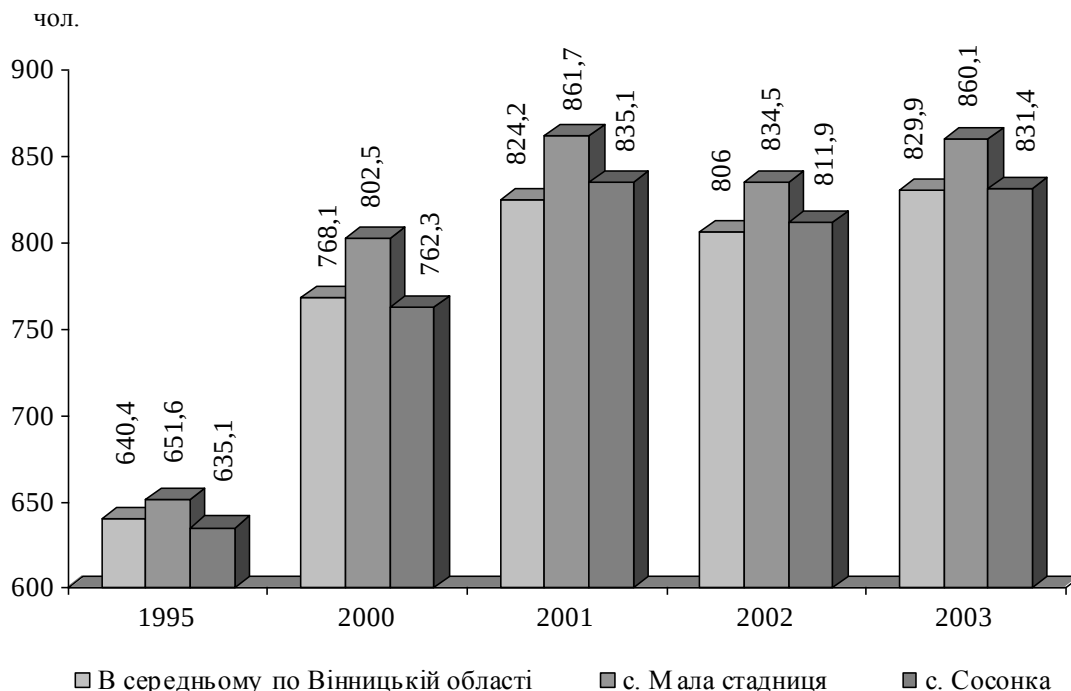


Рис. 1.6. Динаміка захворюваності населення сіл Мала Стадниця та Сосонка (в розрахунку на 1000 чол.)

Навіть при відсутності дієвої системи моніторингу за джерелами утворення та підприємствами, що здійснюють вивезення можна зробити висновок, що сучасна система поводження з ТПВ призводить до ряду економічних проблем, пов'язаних із втратами у вигляді:

- економічних втрат через вилучення значних площ сільськогосподарських угідь;
- втрат внаслідок забруднення фільтратом підземних вод та ґрунтів;
- збитків від забруднення атмосферного повітря внаслідок виділення шкідливих газів;
- втрат від загострення санітарно-епідеміологічної ситуації;

- втрат сировинних ресурсів через відсутність дієвої системи вторинного ресурсокористування;
- втрат від підвищення соціальної напруженості.

В Україні здебільшого практикується валовий збір ТПВ, тобто збір без їх поділу на окремі складові [48, с. 85; 49, с. 3]. Планово-регулярна організація збору і видалення побутових відходів передбачає їх вивіз з домоволодінь із установленою періодичністю, яка встановлюється санітарними службами, виходячи з місцевих умов відповідно до правил, що діють на території населених пунктів [41, с.44].

Проте валовий збір суперечить світовим тенденціям розвитку вторинного ресурсокористування [3, с. 120], що в свою чергу призводить до:

- втрати великого резерву економії матеріальних затрат;
- зменшення можливостей розширення сировинної бази за рахунок залучення відносно дешевої вторинної сировини;
- втрат від погіршення стану НПС.

За останніми соціологічними опитуваннями ставлення населення до існуючої системи утилізації ТПВ є переважно негативним, проте експерименти з запровадження роздільної системи збору у більшості випадків з певних об'єктивних та суб'єктивних причин є невдалими саме через соціопсихологічні аспекти [50, с. 19].

Із зростанням міст місця знешкодження ТПВ все більше віддаляються. Яку свідчать реальні дані, у зв'язку з тим, що полігони в останні роки віддаляються від міст на 20 км і більше, витрати на транспортування різко зростають і досягають 75% від загальних витрат на санітарне очищення міст [51, с.15].

Проте, за результатами аналізу, до факторів підвищення витрат слід віднести не тільки віддаленість місць знешкодження ТПВ, але і ряд інших об'єктивних аспектів (рис. 1.7).



Рис. 1.7. Економічний спектр основних факторів впливу на зростання витрат у сфері поводження з ТПВ

Зазначені фактори мають нерівномірні тенденції зміни, що в свою чергу викликано зміною ринкових умов та специфікою розвитку галузі в цілому і зокрема в м. Вінниця (рис. 1.8).

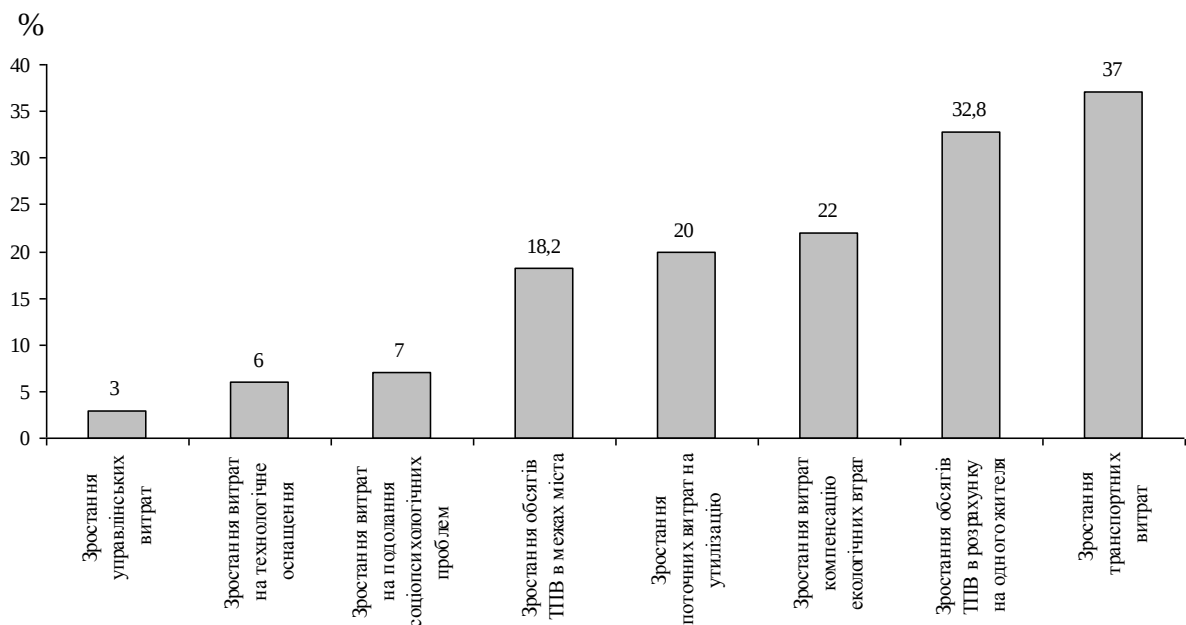


Рис. 1.8. Зростання величини основних факторів впливу на загальні витрати в сфері поводження з ТПВ за 2000 – 2004 рр. (за результатами аналізу даних по м. Вінниця)

Принципово важливе місце у сучасній схемі збору та утилізації сміття займають місця його безпосереднього складування, а саме – полігони ТПВ. Останні розглядаються як природоохоронні спорудження, призначені для складування побутового сміття, що забезпечують захист від забруднення атмосфери, ґрунтів, підземних і поверхневих вод та перешкоджають поширенню патогенних мікроорганізмів за межі складування й забезпечують знезаражування побутових відходів біологічним способом [49, с. 7; 52, с. 10].

Проектування полігонів ТПВ повинно вестися на основі концепції мінімізації екологічного ризику, відповідно до якої вирішується задача максимально можливого зниження екологічного навантаження на НПС, насамперед на водні об'єкти [53, с. 20; 54, с. 26 – 28]. Відповідно до цієї концепції (крім виконання загальних нормативних вимог) необхідно:

- при виборі оптимального варіанта розміщення площадки під полігон ТПВ враховувати весь комплекс фізико-географічних умов, зокрема поряд з інженерно-геологічними і гідрогеологічними умовами оцінювати також тектонічні умови;
- враховувати кліматичні умови району;
- здійснювати комплекс заходів щодо протифільтраційного захисту для мінімізації виносу забруднюючих речовин у водні об'єкти;
- передбачати комплекс споруджень щодо збору забруднених стоків з усієї території полігону, їхньому очищенню і відведенню;
- забезпечувати ізоляцію шарів відходів, що укладаються, і організацію зовнішнього водозахисного покриття полігону з рекультивацією його поверхні;
- здійснювати ефективну дегазацію масиву відходів на всіх етапах існування полігону;
- передбачати організацію моніторингу за станом навколишнього середовища.

Термін служби полігона повинен бути не менший 15 – 20 років, оскільки менший термін вважається [28, с. 7; 30, с. 145] економічно і екологічно неадекватним техногенному навантаженню на довкілля.

Захист від забруднення ґрунтів і ґрунтових вод повинен здійснюватися шляхом побудови спеціального протифільтраційного екрана, покладеного по всьому дню і бортам полігона, системи перехоплення, відводу й очищення фільтрату, а також системи спостережних свердловин для контролю якості ґрунтових вод. Проте, як свідчить практика, полігони ТПВ, які на даний час експлуатуються в більшості міст України не можуть гарантувати захищеності довкілля від забруднення саме через недосконалість технологій побудови протифільтраційних екранів або взагалі їх відсутність.

Типовим прикладом негативного впливу на НПС є Вінницький полігон ТПВ, за межами санітарно-захисної зони якого концентрація забруднюючих речовин у ґрунтових водах значно перевищує нормативи (рис. 1.9, (Додаток Б)). Крім того має місце перевищення гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин (ГДК) по хлоридам, сульфатам, нітратам та вмісту важких металів.

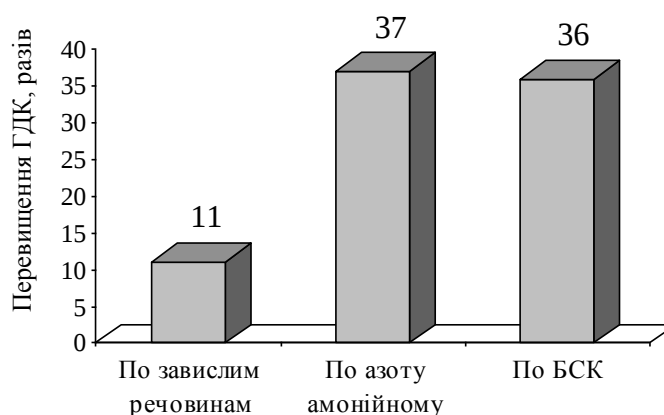


Рис. 1.9. Перевищення нормативів ГДК забруднення ґрунтових вод за межами санітарно-захисної зони полігону ТПВ м. Вінниці

Принциповою в даному випадку є не тільки екологічна проблема поступового поширення забруднення, але і економічна проблема пов'язана зі зменшенням кількості придатних для використання джерел питної води. Так

наприклад у с. Мала Стадниця, що розташоване поблизу міського полігону ТПВ м. Вінниці спостерігається тенденція різкого підвищення забрудненості джерел водопостачання (рис. 1.10 [55, с. 21]).

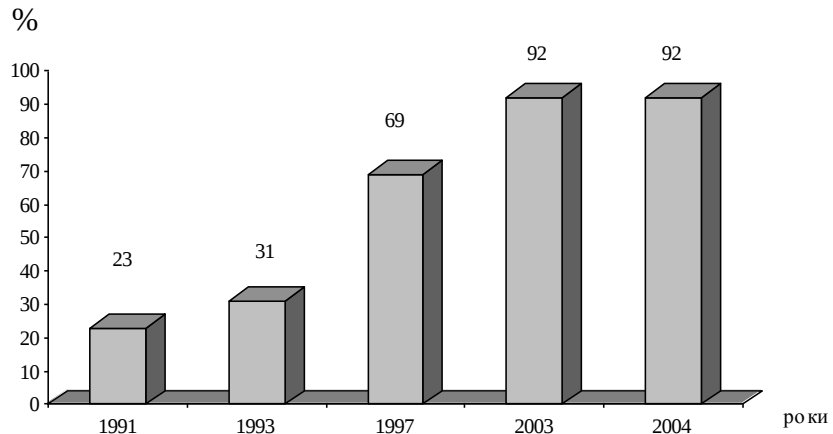


Рис 1.10. Питома вага джерел питної води в с. Мала Стадниця, вміст шкідливих речовин в яких перевищує ГДК (всього 13 джерел)

Забрудненість довкілля, соціальні та економічні проблеми в свою чергу призводять до деструктивних тенденцій розвитку населених пунктів, розташованих поблизу полігонів ТПВ, що підтверджують практичні дані (рис. 1.11)

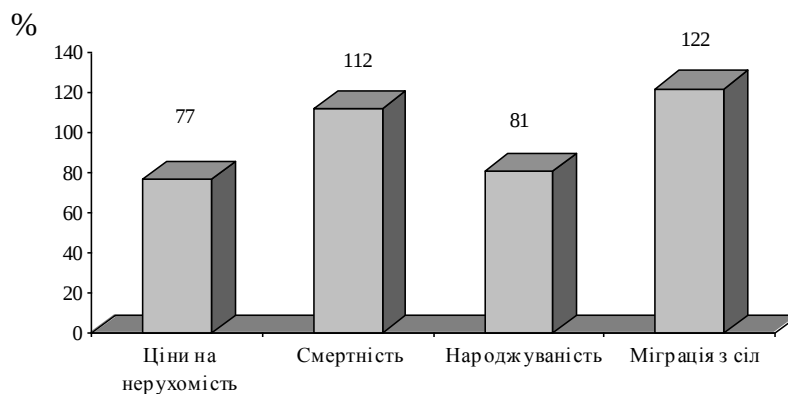


Рис. 1.11. Деякі економічні та демографічні показники у селах Мала Стадниця та Сосонка, які розташовані поблизу полігону ТПВ м. Вінниці в порівнянні з середніми по області (за експертними оцінками працівників селищних рад)

Схема полігона залежить від рельєфу місцевості. На плоских ділянках улаштовуються полігони висотного чи траншейного типу. Полігон висотного типу утвориться шляхом обвалування плоскої ділянки. Дана технологія використовується і для збільшення ємності полігонів розміщених в кар'єрах і ярах. Типовою є схема організації полігону ТПВ, зображена на рис. 1.12 [43, с. 32].

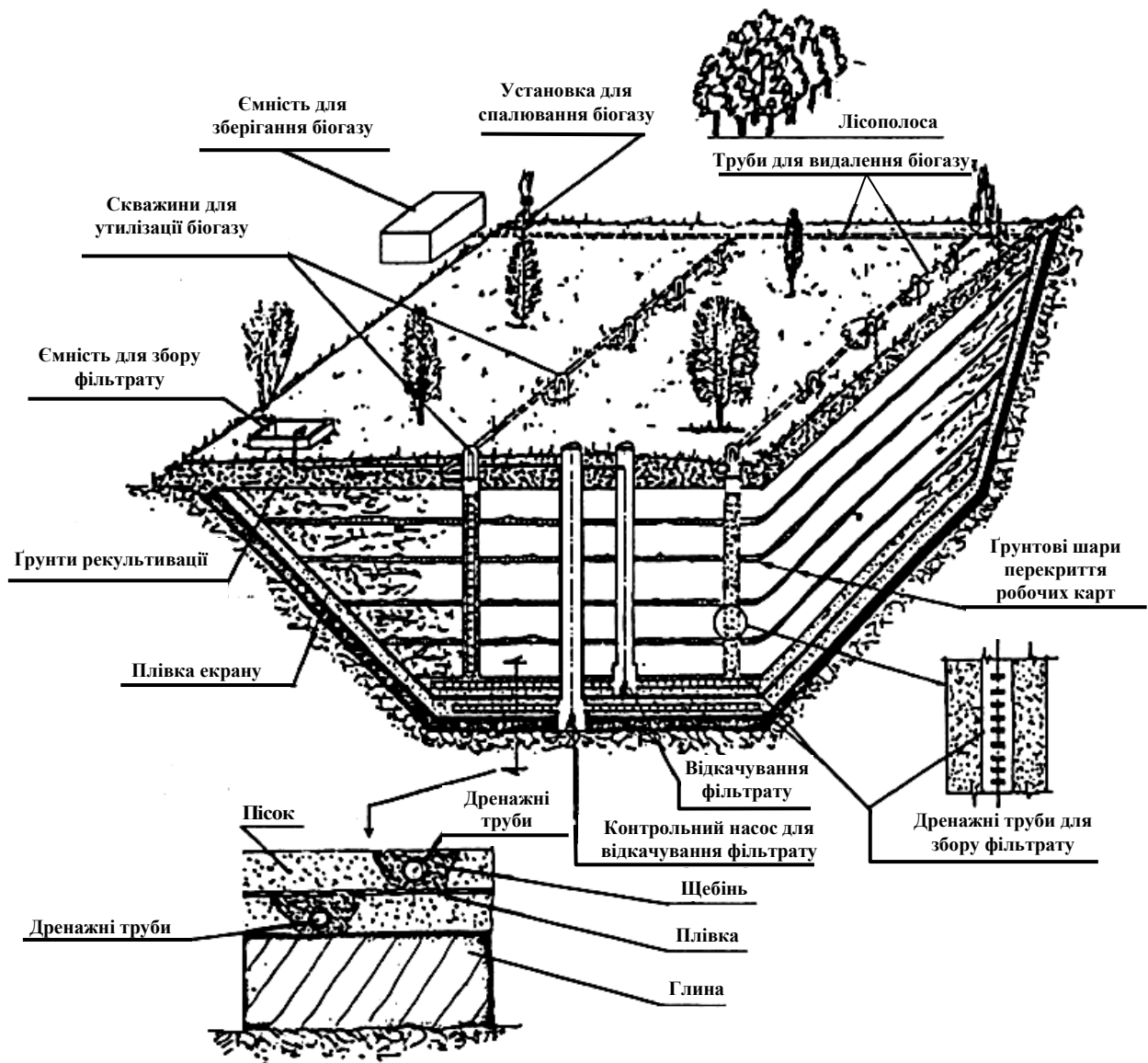


Рис. 1.12. Типова схема кар'єрного розміщення полігону ТПВ

При дотриманні вимог проектування, побудови та експлуатації полігони ТПВ можуть деякий, іноді досить тривалий період функціонувати адекватно щодо певних екологічних вимог, проте з часом його негативний вплив на довкілля стає незворотним, оскільки апіорі існує ймовірність його

руйнування під дією тих чи інших об'єктивних факторів, а, отже, і ризик виникнення збитків.

В даному випадку, на нашу думку, важливою економічною проблемою при оцінці екологічного збитку є прогнозування останнього. Слід підкреслити, що втрати проявляються поступово. Якийсь час подія – джерело екологічного збитку взагалі не піддається ідентифікації і прив'язці до певного періоду часу. У випадку завдання шкоди НПС середовищу збиток виявляється не одразу, а повільно нагромаджується, часто непомітно [56, с. 165].

Ймовірність виникнення різного роду екологічних збитків є джерелом техногенно-екологічної небезпеки. Водночас можливі економічні і соціальні ризики є відповідно об'єктивною загрозою і соціально-економічній безпеці. Отож, необхідним є ефективний менеджмент безпеки. Згідно з сутністю і функціональним змістом такого управлінського процесу правомірно [57, с. 71] виділити три його стадії:

- аналіз безпеки та ризику, який передбачає ідентифікацію і дослідження джерел небезпеки, моделювання процесів негативного впливу, а також оцінку можливих збитків і рівня ризику;
- оцінка ризику, яка полягає у порівнянні його розрахованих або фактичних рівнів з науковим обґрунтуванням його прийняттого рівня;
- розробка і прийняття управлінських рішень щодо заходів, які забезпечують зниження імовірності небезпеки, встановлення, підтримання і відтворення прийнятних рівнів безпеки.

Стосовно останнього, то в управлінні безпекою виділяють [57, с. 72] ряд економічних важелів, зокрема:

- механізми економічної відповідальності;
- фондів механізми та механізми бюджетного фінансування;

- механізми резервування фінансових, трудових та матеріальних ресурсів;
- механізми стимулювання підвищення рівня безпеки (пільгове оподаткування або пільгове кредитування);
- механізм перерозподілу ризику та механізм страхування;
- застосування штрафних санкцій.

У випадку з управлінням безпекою в сфері поводження з ТПВ необхідним є законодавче визначення основних економічних важелів з метою їх ефективного використання. За відсутності законодавчої урегульованості питання забезпечення ефективності управління представляється проблематичним.

Очікуваними результатами запровадження ефективної системи управління безпекою в сфері поводження з ТПВ є:

- оздоровлення НПС;
- припинення забруднення повітря, ґрунтів та водних ресурсів;
- скорочення споживання природних ресурсів;
- зменшення навантаження на рослинний та тваринний світ;
- зниження витрат на відчуження земель;
- зменшення витрат на ліквідацію наслідків забруднень;
- зниження витрат на утримання сміттєзвалищ;
- отримання додаткових доходів від поводження з ТПВ;
- поліпшення санітарно-гігієнічних рекреаційних та естетичних умов проживання людини;
- зниження рівня захворюваності.

Водночас актуальним залишається проблема створення ефективної системи моніторингу за станом довкілля, а також за існуючими та потенційними джерелами забруднення, оскільки це є основою вирішення еколого-економічних проблем природокористування з метою досягнення задач екологізації та сталого розвитку.

1.3. Методологічні основи оцінки збитків від можливого забруднення навколишнього середовища внаслідок аварії на об'єктах комунального господарства

Здійснюючи огляд існуючих проблем, пов'язаних з функціонуванням об'єктів комунального господарства і, зокрема, полігонів ТПВ слід, на нашу думку, виходити із необхідності їх економічної оцінки, оскільки зробити висновки про масштаби будь-якої проблеми та доцільність додаткових витрат для її вирішення можна тільки знаючи можливі збитки. Під останніми розуміють інтегральні втрати економічного, екологічного та соціального змісту.

Нагальна необхідність подолання зростаючих за своїм впливом еколого-економічних проблем та зменшення їх негативних наслідків, з одного боку, а з другого – суспільна потреба в формуванні екологічно орієнтованої економічно доцільної системи міського господарства, зумовлюють актуальність всебічного дослідження суперечностей природокористування і техногенної екологічної безпеки, а також обґрунтування рекомендацій по їх розв'язуванню на основі удосконалення економічного механізму державного екологічного регулювання [58, с. 143 – 156].

Поглиблення еколого-економічної кризи потребує невідкладного виявлення причин, які породжують і посилюють розвиток негативних процесів, що може стати основою для визначення екологічної безпеки. Досить багато наукових праць присвячено проблемам визначення екологічної безпеки та екологічному аудиту [59, с. 48 – 51; 60, с. 239 – 246; 61, с. 69 – 80; 62, с. 123 – 214; 63, с. 78 – 173; 64, с. 205 – 221]. Проте більшість з них орієнтована на вирішення суто організаційних питань екологічного аудиту, і набагато менше уваги в них приділяється безпосередньо методологічним аспектам визначення кількісних параметрів економічного змісту, що і є, як ми вважаємо, об'єктивною основою подолання проблем. Даний аспект є не менш важливим, оскільки без правильної постановки задачі та алгоритму її

вирішення достовірність результату завжди залишатиметься проблематичною.

Для визначення можливих збитків від забруднення навколишнього середовища необхідним є першочергове визначення можливого виду і характеру екологічних порушень. Так, згідно [4, с. 74] порушення НПС можна класифікувати за:

- за способом впливу на навколишнє середовище (природні та антропогенні);
- за масштабами впливу (глобальні, регіональні, локальні);
- за типом діяльності людини (організаційні недоліки, технологічні недоліки, експлуатаційні недоліки);

Проте екологічні ситуації можуть класифікуватись також [63, с. 182] за:

- набором проблем, що виникли внаслідок порушення НПС;
- типом техногенних змін;
- провідними факторами формування екологічної ситуації;
- типом умов;
- часом прояву;
- місцем;
- рівнем гостроти прояву.

Важливою, окрім класифікації екологічних ситуації, є також класифікація збитків, до яких вони можуть призвести. Отож використовуючи інші підходи [4, с.78] збитки можна класифікувати за:

- способом визначеності та проявом у часі (фактичні, прогнозні, попереджені);
- за галузями народного господарства (збитки промисловості, сільського господарства, комунальних підприємств, оздоровчих закладів тощо);
- елементом навколишнього середовища, який змінюється внаслідок забруднення та ін.

Проте сама класифікація та визначення типу екологічної ситуації по суті нічого не дає, оскільки відсутніми є кількісні показники економічних та екологічних збитків.

Останнім часом активні наукові дослідження призвели до появи ряду методик визначення екологічних збитків, проте всі вони є або досить складними, або вимагають досить великого обсягу вихідної інформації. Серед множини наукових праць, присвячених визначенню екологічних збитків, виділяється ряд публікацій [29, с. 63 – 67; 65, с. 56 – 59; 66, с. 472 – 512], де висвітлені комплексні методики визначення збитків від виникнення тієї чи іншої екологічної ситуації.

Слід зазначити, що більшість методик спрямована на визначення збитків внаслідок аварійних чи надзвичайних ситуацій, але, враховуючи реальні умови експлуатації об'єктів комунального господарства і, зокрема, полігонів ТПВ та досить високу ймовірність суттєвого забруднення навколишнього середовища ними, можна зробити висновок лише про умовну можливість використання даних методик для оцінки негативного впливу на природу. Так, наприклад, використовується [65, с. 56 – 59] принцип універсального підходу до визначення екологічних збитків від порушення умов навколишнього середовища, що відображується у наступній формулі:

$$З = [А_{\phi} + В_{\phi} + З_{\phi}] + [Н_{\text{р}} + М_{\text{р}} + Р_{\text{с/г}} + Р_{\text{л/г}} + Р_{\text{р/г}} + Р_{\text{рек}} + Р_{\text{пзф}}], \quad (1.1)$$

де $З$ – сума збитку,

$А_{\phi}$ – забруднення атмосферного повітря,

$В_{\phi}$ – забруднення поверхневих та підземних вод,

$З_{\phi}$ – забруднення земельних ресурсів,

$Н_{\text{р}}$ – втрата життя і здоров'я населення,

$М_{\text{р}}$ – знищення і пошкодження основних фондів, майна та продукції,

$Р_{\text{с/г}}$ – вилучення та погіршення якості сільгоспугідь,

$Р_{\text{л/г}}$ – втрата продуктів і об'єктів лісового господарства,

$P_{p/g}$ – втрати рибного господарства,

$P_{рек}$ – знищення та погіршення якості рекреаційних ресурсів,

$P_{пзф}$ – втрати природно-заповідного фонду.

Причому A_{ϕ} , B_{ϕ} , і Z_{ϕ} відносяться до по факторних збитків, а решта – до пореципієнтних.

В іншій методиці [29, с. 63 – 67] запропоновано в цілому аналогічний підхід, проте вводиться додатково поняття попередженого збитку, що визначається як екологічний ефект або сума витрат на проведення певного заходу для уникнення якогось конкретного збитку. Звідси:

$$Z_M = Z_{M.екон} + Z_{M.екол} + Z_{M.соц}, \quad (1.2)$$

де Z_M – можливий збиток від забруднення навколишнього середовища,

$Z_{M.екон}$ – можливий економічний збиток,

$Z_{M.екол}$ – можливий екологічний збиток,

$Z_{M.соц}$ – можливий соціальний збиток.

Економічний збиток характеризується можливістю недовироблення певної кількості продукції, недоотримання доходів від реалізації вторинних ресурсів, втрат від псування обладнання та ін.

Екологічний збиток – це збиток, який може бути нанесений ресурсам навколишнього середовища. Він визначається за наступною формулою:

$$Z_{M.екол} = Z_{M.ап} + Z_{M.вр} + Z_{M.гр}, \quad (1.3.)$$

де $Z_{M.ап}$ – можливий збиток внаслідок забруднення атмосферного повітря,

$Z_{M.вр}$ – можливий збиток внаслідок забруднення водних ресурсів,

$Z_{M.гр}$ – можливий збиток внаслідок забруднення ґрунтів.

Соціальний збиток можна визначити за формулою (1.4.).

$$Z_{\text{м.соц}} = Z_{\text{тр.р}} + Z_{\text{с.с}} + Z_{\text{о.з}}, \quad (1.4)$$

де $Z_{\text{тр.р}}$ – збиток від погіршення використання трудових ресурсів через підвищення захворюваності населення,

$Z_{\text{с.с}}$ – збиток від зростання витрат на соціальне страхування,

$Z_{\text{о.з}}$ – збиток від зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок підвищення захворюваності населення.

Проте, узагальнюючи вищенаведені підходи, можна погодитися з точкою зору про те, що через недосконалість методик оцінки природних, економічних та соціальних ресурсів та нерозвинену інформаційну базу, використання наведених методик значно ускладнюється [67, с. 8; 68, с. 637], а в деяких випадках є просто неможливим. На практиці у більшості випадків екологічними службами використовуються стандартні методики для визначення розмірів відшкодування збитків, завданих навколишньому середовищу, зокрема водному середовищу та земельним ресурсам. Плата за забруднення атмосферного повітря визначається опосередковано через плату за розміщення відходів (для полігонів ТПВ).

Отож розглянемо методики оцінки розмірів відшкодувань (екологічного збитку) внаслідок забруднення водних ресурсів [69, с. 234 – 241; 70, с. 37 – 63; 71, с. 40 – 58].

Методика розрахунку збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів [71, с. 40 – 58] встановлює основні вимоги щодо порядку проведення розрахунку заподіяних збитків і застосовується при здійсненні державного контролю у галузі охорони та раціонального використання водних ресурсів. Методика є обов'язковою для інспекторів Державної екологічної інспекції Мінекобезпеки України і посадових осіб спеціально уповноважених органів інших міністерств і відомств, яким надані права державних інспекторів з охорони НПС.

Згідно з цією методикою середня концентрація забруднюючих речовин в стічних водах за період порушення водоохоронного законодавства визначається з усієї сукупності відібраних і підданих хімічному аналізу проб стічної води і обчислюється за формулою:

$$C_c = \frac{C_1 + C_2 + \dots + C_n}{n}, \quad (1.5)$$

де C_c – середня концентрація, приймається як розрахункова при визначенні збитків, г/м³,

$C_1, C_2, \dots, C_n$ – концентрації забруднюючих речовини у відібраних пробах за період порушення водоохоронного законодавства, г/м³.

n – кількість відібраних проб.

Для визначення збитків від забруднення водних ресурсів в різних випадках можна використати кілька формул. Так, якщо на полігоні ТПВ практикується система очистки фільтрату у відстійниках, то варто використовувати формулу (1.6). У тому ж разі, якщо системи очистки фільтрату немає, проте можливим є витік його у водойми, то використовується формула (1.7), і в будь-якому випадку, якщо фільтрат просочується у підземні води, слід визначати збиток від їх забруднення за формулою (1.9)

Збитки для наднормативних скидів визначаються за формулою (1.6).

$$Z_{\text{над}} = V \cdot T \cdot (C_{\text{с.ф}} - C_{\text{д}}) \cdot \sum_{i=1}^m (0,003 \cdot A_i \cdot n) \cdot \& \cdot 0,001, \quad (1.6)$$

де V – витрати зворотних вод, м³/год;

T – тривалість наднормативного скиду, годин;

$C_{\text{с.ф}}$ – середня фактична концентрація забруднюючих речовин у зворотних водах, г/м³;

C_d – дозволена для скиду концентрація забруднюючих речовин, $г/м^3$. У разі скиду речовин, які відсутні в переліку допустимих для скиду, а фактична концентрація їх перевищує ГДК для водного об'єкта, що приймає зворотні води, в розрахунковій формулі C_d приймається рівним ГДК;

0,003 – базова ставка відшкодування збитків, в частках неоподаткованого мінімуму доходів громадян, НМД/кг, (розрахована як середня вартість знешкодження різних забруднюючих речовин в долях неоподаткованого мінімуму доходів за одиницю маси речовини);

A_i - показник відносної небезпечності речовини, визначається з співвідношення $1/C_{гдк}$, де $C_{гдк}$ - гранично-допустима концентрація цієї речовини згідно з [72 с. 18] або Узагальненим переліком ГДК шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм. У разі скиду речовин, для яких не встановлені рівні ГДК або орієнтовно безпечні рівні впливу (ОБРВ), показник відносної небезпечності приймається рівним 100, а при ГДК – “відсутність” – 100000. Для завислих речовин показник відносної небезпечності приймається рівним 0,3, а для підприємств, що експлуатують комунальні системи каналізації – 0,1.

n – величина неоподаткованого мінімуму доходів громадян в одиницях національної валюти;

$\&$ – коефіцієнт, що враховує категорію водного об'єкта (табл. 1.2) [72 с. 19];

0,001 – коефіцієнт, що враховує розмірність величин.

Збитки за наднормативні скиди комунальними каналізаціями відшкодовуються у разі порушення технологічних режимів роботи очисних споруд, передбачених проектом у розмірі, який не повинен перевищувати 50% прибутку за послуги каналізації за час порушення природоохоронного законодавства (крім аварійних скидів).

Збитки для самовільних, аварійних та санкціонованих вимушених скидів зворотних вод (крім скидів із водних транспортних засобів) визначаються за формулою (1.7):

$$Z_{\text{над}} = V \cdot T \cdot C_{\text{с.ф}} \cdot \sum_1^m (0,003 \cdot A_i \cdot n) \cdot \& \cdot 0,001. \quad (1.7)$$

Таблиця 1.2

Значення коефіцієнтів, що враховують категорію водних об'єктів

Категорія водного об'єкта	&
Морські та поверхневі водні об'єкти комунально-побутового користування	1,0
Поверхневі водні об'єкти господарсько-питного користування	1,4
Поверхневі та морські водні об'єкти рибогосподарського користування	
II категорії	1,6
I категорії	2,0

Практика доводить, що забруднення підземних вод є не менш небезпечним, аніж забруднення поверхневих водойм. Фактом забруднення підземних вод вважається виявлення візуально або за допомогою хіміко-аналітичних методів наявності нафти чи інших забруднюючих речовин в пробах підземних вод чи в місцях їх виходів на поверхню землі.

Розрахунок забрудненої частини водоносного горизонту (комплексу) провадиться формулою (1.8):

$$V_3 = F \cdot m \cdot n_a, \quad (1.8)$$

де F – площа забруднення, м^2 ;

m – середня потужність забрудненої частини водоносного горизонту, м.;

n_a – активна пористість водонасиченої товщі, частки одиниці (табл. 1.3) [72 с. 21].

Орієнтовні значення активної пористості водонасичених порід

Назва породи	Активна пористість
Гравелисто-галечні відкладення	0,28 – 0,30
Крупнозернисті піски	0,24 – 0,26
Різнозернисті піски	0,20 – 0,24
Дрібнозернисті піски	0,18 – 0,22
Тонкозернисті піски	0,15 – 0,19
Пилуваті та глинисті піски	0,05 – 0,15
Супіски	0,08 – 0,10
Суглинки	0,05 – 0,08
Тріщинуваті породи (крейда, вапняк, пісковик)	0,04 – 0,08

За своїм характером збитки можуть бути прямі (виведення з ладу водозаборів та обладнання, зниження випуску продукції, погіршення її якості, зростання кількості захворювань населення та ін.) та непрямі, які можуть проявитися через тривалий час після встановлення факту забруднення підземних вод (генетичні зміни та зниження тривалості життя людини і тварин, зниження продуктивності сільськогосподарського виробництва та ін.).

Слід підкреслити, що у світовій практиці відшкодування збитків не звільняє винного в забрудненні від обов'язку проведення робіт, пов'язаних з відновленням якості підземних вод, отже значення економічних наслідків від забруднення для окремих суб'єктів у цьому разі різко зростає. Визначення величин збитків внаслідок забруднення підземних вод здійснюється за формулою (1.9):

$$З_{п.в} = Y_n \cdot n \cdot V_3 \cdot L \cdot \frac{0,05}{ГДК_i}, \quad (1.9)$$

де Y_n – питома вага збитків, спричинених навколишньому середовищу, в частинах неоподаткованого мінімального доходу,
 L – коефіцієнт, який враховує природну захищеність підземних вод.
 $ГДК_i$ – величини гранично допустимої концентрації або безпечного рівня впливу забруднюючої речовини.

Для визначення екологічного збитку внаслідок забруднення земельних ресурсів варто скористатися методикою, наведеною в [73, с. 59 – 65]. В даній методиці розмір екологічного збитку (шкоди), завданого НПС шляхом забруднення земельних ресурсів визначається за наступною формулою:

$$P_{\text{вв}} = A \cdot \Gamma_{\text{д}} \cdot K_3 \cdot K_{\text{н}} \cdot \text{Ш}_{\text{егз}}, \quad (1.10)$$

де A – питомі витрати на ліквідацію наслідків забруднення земельної ділянки, які визначаються як $0,5\Gamma_{\text{д}}$,
 $\Gamma_{\text{д}}$ – грошова оцінка земельної ділянки до забруднення (засмічення),
 K_3 – коефіцієнт, що характеризує вміст забруднюючої речовини (м^3) в об'ємі забрудненої землі (м^3),
 $K_{\text{н}}$ – коефіцієнт небезпечності забруднюючої речовини,
 $\text{Ш}_{\text{егз}}$ – показник шкали еколого-господарського значення земель.
Відповідно грошова оцінка ділянки до забруднення визначається за наступною формулою:

$$\Gamma_{\text{д}} = \Sigma(P_{\text{агр}} \cdot \Gamma_{\text{агр}}), \quad (1.11)$$

де $P_{\text{агр}}$ – площа агровиробничої групи ґрунтів,
 $\Gamma_{\text{агр}}$ – грошова оцінка 1 м^2 агровиробничої групи ґрунтів.

$$\Gamma_{\text{агр}} = \frac{\Gamma_{\text{у}} \cdot B_{\text{агр}}}{B_{\text{у}}}, \quad (1.12)$$

де Γ_y – грошова оцінка відповідних угідь сільськогосподарського підприємства (грн./м²),

B_{agr} – бал бонітету агро виробничої групи ґрунтів земельної ділянки,

B_y – бал бонітету 1 га відповідних угідь сільськогосподарського підприємства.

Коефіцієнт забруднення землі необхідний для визначення екологічного збитку розраховується за наступною формулою:

$$K_z = \frac{O_{зр}}{T_z \cdot P_d \cdot I_{п}}, \quad (1.13)$$

де $O_{зр}$ – об'єм забруднюючої речовини (м³),

T_z – товщина земельного шару, що є розмірною одиницею для розрахунку витрат на ліквідацію забруднення залежно від глибини просочування і дорівнює 0,2м (орний шар),

P_d – площа забрудненої земельної ділянки (м²),

$I_{п}$ – індекс поправки до витрат на ліквідацію забруднення залежно від глибини просочування забруднюючої речовини.

Збитки від забруднення атмосферного повітря можна поррахувати за допомогою методики наведеної в [69, с. 234 – 241]:

$$Z = M_i \cdot 1,1 \cdot П \cdot A_i \cdot K_T \cdot K_{zi}, \quad (1.14)$$

де M_i – маса i -ї забруднюючої речовини, що викинута до атмосферного повітря,

$1,1П$ – базова ставка компенсації збитків в частках мінімальної заробітної плати за одну тону умовної забруднюючої речовини,

K_T – коефіцієнт, що враховує територіальні соціально-екологічні особливості,

K_{zi} – коефіцієнт, що залежить від рівня забруднення населеного пункту i -ю забруднюючою речовиною

Парадоксально, але в деяких з вищенаведених методиках до цих пір екологічні збитки визначаються відносно неоподаткованого мінімуму. Останній часто є скоріше умовним економічним показником впливу i , на думку спеціалістів, об'єктивно не може бути базою для визначення розмірів збитку.

Сучасні тенденції розвитку методологічної бази стають все більше спрямованими у напрямку використання мінімальної зарплати, як бази при визначенні екологічного збитку [74, с. 38]. Водночас слід підкреслити, що визначення самого лише можливого збитку є скоріше пасивною реакцією на негативний сценарій подій і само по собі не здатне змодельовати фундаментальні закономірності процесів у еколого-економічних системах, які потенційно характеризуються певним ризиком руйнації. У зв'язку з цим актуальною представляється передусім можливість визначення ризику виникнення забруднення.

Сучасні підходи у визначенні безпеки будуються на концепції максимально припустимого ризику. Вважається, якщо ризик від якогось об'єкта не перевищує максимально припустимих значень, то об'єкт відповідає рівню безпеки [75, с. 99]. Подальші капіталовкладення, пов'язані зі зниженням рівня ризику, – особиста справа кожного підприємства. Так, наприклад, роблять в Голландії, де основні принципи такої діяльності закріплені в урядовій програмі щодо управління ризиком. Прогресивність такого підходу полягає у тому, що в даному разі це скоріше альтернатива концепції абсолютної безпеки. Сутність останньої складала такі характеристики: для запобігання аваріям необхідно впроваджувати додаткові технічні пристрої, інженерні системи безпеки, приймати організаційні заходи, що забезпечуватимуть високий рівень дисципліни, суворий регламент роботи тощо. Звідси вважається, що такий інженерний підхід дозволить виключити будь-яку аварію. До останніх десятиріч цей підхід був, очевидно, техно-

логічно та економічно достатньо виправданим. Проте сьогодні через ускладнення виробництва та виникнення принципово нових технологій концепція абсолютної безпеки розглядається перш за все з позицій неадекватності щодо внутрішніх законів техносфери. Принципово важливим є те, що ці закони мають імовірний характер і розгляд ситуації нульової імовірності аварії просто не має сенсу.

Водночас, недоліком концепції максимально припустимого ризику є те, що імовірність аварії не відображує економічний бік безпеки. Говорячи сьогодні про зниження ризику до максимально припустимого, необхідно враховувати, що кожний досягнутий рівень безпеки у своїй економічній основі має відповідний рівень витрат. Отже, з економічних позицій проблема полягає у встановленні адекватного співвідношення між очікуваним рівнем ризику і реальністю відповідних витрат. Звідси рівень ризику має витікати з економічного боку безпеки, а не встановлюватися підходом відмінним від раціонального у його економічному трактуванні. Отже, рішення про те, який рівень максимально припустимого ризику вважати припустимим, а який ні, носить, на нашу думку, не технічний, а економічний характер і багато в чому визначається економічними можливостями підприємства, громади, району, країни тощо. Отже в даному випадку логічним є розгляд зазначеної економічної категорії з огляду на загальні економічні тенденції регіонального розвитку [76, 77]

Хрестоматійність традиційних підходів передбачає постулат про те, що кількісне визначення екологічного ризику і пов'язаного з ним екологічного збитку є однією з основних задач екологічного менеджменту [78, с. 39]. Для побудови методичної основи визначення та управління збитком через категорію екологічного ризику потрібна певна технологія аналізу та обчислення. Практично всі елементи такої технології, на нашу думку, можуть бути взяті з суміжних наукових областей, пов'язаних з теорією ризику, якими є наприклад теорія ймовірності, математичне моделювання, теорія ігор, теорія катастроф та ін.

В результаті узагальнення методологічних підходів до оцінки показника ризику можна зробити висновок, що основні концептуальні особливості зводяться до його оцінки [79, с. 55 – 62]:

- як імовірності аварійного розвитку подій;
- як можливих збитків від аварії;
- як очікуваних збитків за декількох можливих сценаріїв розвитку аварійної ситуації.

Виділяють також спрощений підхід до визначення показника ризику: виникнення певних збитків:

$$R_i = p_i \cdot Q_i, i = 1, \dots, m, \quad (1.15)$$

де p_i – ймовірність виникнення i -го виду збитків,

Q_i – величина можливих збитків i -го виду;

m – кількість видів збитків.

Загальною є констатація того, що ризик визначається як вірогідна міра небезпеки, що встановлена для певного об'єкту у вигляді можливих втрат за певний час.

В випадку з оцінкою ризику виникнення надзвичайної ситуації на об'єктах комунального господарства і, зокрема, на полігоні ТПВ можливим є використання суто технічних методик визначення можливості негативного розвитку подій. Водночас на нашу думку, більш доцільним є використання методів експертних оцінок, що у деяких випадках при відсутності потрібного об'єму вихідної інформації можуть досить точно визначити той чи інший параметр. З часом, як вважається [79, с. 51 – 54], все частіше постає питання визначення оптимальних умов функціонування комунального господарства та оптимальної схеми поводження з відходами та максимального їх використання, що вимагає більш прагматичного ставлення до проблеми оцінки збитків, та все більшої адаптації існуючої методології до умов ринкової економіки та світового досвіду в даній галузі.

Висновки до розділу 1

Отож, як бачимо використання сучасної системи поводження з ТПВ ставить під сумнів можливість збереження і підтримання природного екобалансу. Модель даної системи ще раз доводить необхідність втручання в сферу утилізації побутового сміття, що обумовлено високою вірогідністю у подальшому різкого погіршення її якісних параметрів. Як було визначено, такі параметри сучасної моделі поводження з ТПВ, як об'єм відходів, захворюваність населення та бактеріологічна і фізико-хімічна забрудненість, мають тенденцію до м'якої втрати стану рівноваги. Тобто числові вимірники даних параметрів з плином часу мають тенденцію до поступового збільшення амплітуди коливань та поступового підвищення середнього рівня. В свою чергу такий параметр запропонованої системи як якість життя має схильність до жорсткої втрати стану рівноваги. Все це свідчить про можливість виходу модельованої системи за можливі межі регулювання та передбачувану зміну ситуації. Це, у свою чергу, дає можливість визнати таку систему закономірно схильною до катастрофічних змін, тобто до хаотизації.

Практичні дані підтверджують негативні тенденції розвитку системи поводження з ТПВ, що знайшло своє яскраве відображення на прикладі м. Вінниці. Ці тенденції обумовлені універсальними рисами розвитку індустріальної цивілізації. Несвоєчасна реакція на такі негативні тенденції розвитку системи поводження з ТПВ об'єктивно супроводжується зростанням економічного ризику.

В процесі опрацювання теоретичних аспектів діяльності сучасної системи поводження з побутовим сміттям було виявлено наступні прецеденти, які правомірно розглядати як основні детермінанти можливості подолання або ускладнення проблем:

- сформовано достатньо повну і систематизовану законодавчу базу щодо врегулювання даної системи, проте відсутні дієві економічні механізми реалізації нормативних актів;

- на даний момент існує досить багато інноваційних технологій утилізації ТПВ, проте їх реалізація на терені економічного простору України гальмується через відсутність відповідних механізмів впровадження та державної підтримки перш за все економіко-організаційної природи;
- експлуатація полігонів побутового сміття негативно впливає на НПС і цей факт став загальнонаціональним явищем, проте практично ніде не вживається будь-яких істотних за своїм впливом заходів щодо мінімізації негативного впливу на населення та природні ресурси;
- виконавчою владою приймаються рішення щодо непридатності полігонів для складування сміття, проте через відсутність відповідних заходів щодо створення нових більш безпечних полігонів чи використання нових технологій утилізації старі звалища і далі експлуатуються з грубим порушення усіх нормативних вимог.

Слід підкреслити, що на даний момент навіть при експлуатації саме звалищної технології утилізації побутового сміття існує досить багато методів мінімізації негативного впливу її на довкілля. Проте їх практична реалізація через необхідність великих капіталовкладень залишається скоріше віртуальним сценарієм.

Як виявлено в процесі дослідження, в даний час існує також проблема адекватної оцінки негативного впливу об'єктів комунального господарства і, зокрема, полігонів ТПВ на НПС. Існуючі методики позбавлені певної універсальності, що в свою чергу викликає труднощі в процесі підрахунків. Не враховують сучасні методики і те, що деякі аспекти негативного впливу важко визначити за жорстко формалізованими правилами офіційних методик. До них слід віднести негативний вплив на соціальну сферу міст, естетичні проблеми, що викликані недосконалістю звалищних технологій утилізації сміття, а також вплив на органічний світ відповідної екосистеми.

Недосконалою є також і база для обчислення збитків, оскільки при використанні неоподаткованого мінімуму в якості бази для обчислень

економічний еквівалент збитків нанесених довкіллю не є адекватним щодо реальних збитків, та водночас не є ефективним важелем управління в природоохоронній системі. Спеціалісти все більше схиляються до використання розміру мінімальної заробітної плати, оскільки розмір відшкодування збитків, що обчислені в такому випадку, зможе покрити витрати на проведення заходів щодо ліквідації уже існуючих забруднень та профілактику можливих негативних впливів техногенного середовища на природу.

Водночас враховуючи досліджені джерела інформації, можна зробити відповідний висновок про недооцінку проблеми ТПВ на державному рівні. Відсутні відповідні програми щодо вирішення проблеми, необґрунтовано зменшені витрати на підтримку сфери поводження з відходами. Відповідно об'єктивні та суб'єктивні передумови призвели до нехтування питаннями екологічної, економічної та соціальної безпеки, хоча саме безпека займає у шкалі факторів, які мають першочергове значення для людини, одне з провідних місць.

Висвітлені в першому розділі аспекти знайшли своє відображення у наступних роботах автора [80, с. 672 – 676; 81, с. 337 – 342; 82, с. 1215 – 1222; 83, с. 27 – 33; 84, с. 57 – 58], що відображують основні положення проведеного аналітичного дослідження.

На основі всього вищесказаного можна зробити висновок про потенційну необхідність: визначення основних напрямків аналізу сфери комунального господарства та сучасної системи поводження з відходами, формування методик оцінки їх економічної, екологічної та соціальної безпечності або ризикованості та визначення шляхів узагальнення отриманих результатів у вигляді певного інтегрального показника, формалізації алгоритму проведення формування відповідних моделей оцінки ризикованості.

РОЗДІЛ 2

ФОРМУВАННЯ МОДЕЛЕЙ ОЦІНЮВАННЯ РИЗИКІВ, ЩО ВИНΙΚАЮТЬ В ПРОЦЕСІ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ОБ'ЄКТІВ КОМУНАЛЬНОГО ГОСПОДАРСТВА

2.1. Передумови використання методів теорії нечітких множин та теорії нечіткої логіки для розв'язання задач комплексного оцінювання ризиків

Економічні, екологічні, соціальні та інші проблеми, що пов'язані із функціонування об'єктів комунального господарства і, зокрема, з полігонами ТПВ, часто характеризуються суто теоретичними міркуваннями, описовими послідовностями стосовно їх вирішення без використання яких-небудь числових показників. Відповідно, використання для аналізу подібних ситуацій чітких підходів, на зразок класичного регресійного аналізу, представляється просто неможливим. Водночас дані методики не дозволяють здійснювати комплексну оцінку ризиків, що виникають в процесі експлуатації об'єктів комунального господарства з метою визначення негативних сторін та пошуку шляхів покращення ситуації. Подібний аналіз раніше проводився лише на якісному рівні із використанням суто словесних міркувань та висновків [22, с. 56; 37, с. 38 – 43; 39, с. 5 – 7].

Проте, нечіткі описи дають можливість строгою мовою математики ставити та розв'язувати навіть такі задачі, в яких присутні лише лінгвістичні висловлювання. Крім того, вони надають можливість проводити оцінювання якості функціонування шляхом поєднання кількісних і якісних показників, причому розглядаючи їх не тільки у статиці, але й динаміці [85, с. 17 – 63; 86, с. 117 – 191; 87, с. 236 – 284].

Ми пропонуємо для розв'язання задачі оцінки ризику виникнення аварії на об'єктах комунального господарства і, в тому числі, на полігоні ТПВ застосувати підхід із використанням апарату нечіткої логіки та нечітких

множин, що об'єктивно дозволяє налагоджувати модель на економічні, екологічні і соціальні аспекти діяльності полігону.

В результаті узагальнення та виявлення недоліків існуючих методик оцінки збитків, а також визначення факторів ризику можна запропонувати застосування апарату нечітких множин та нечіткої логіки, що може надати можливість працювати із даними числової і нечислової природи та проводити налаштування моделі у відповідності до реальних даних [88, с. 98 – 103, 89, с. 178 – 185]. При висвітленні основних понять та принципів теорії нечітких множин будемо опиратися на роботу одного з засновників даної теорії Лотфі Заде [85, с. 17 – 63], а також на інші основоположні праці [86, с. 117 – 191; 90, с. 12 – 84].

Нехай U – універсальна множина, тобто повна множина, що охоплює всю проблемну область.

Нечітка підмножина F множини U визначається через функцію належності $\mu^F(u)$, де u – елемент універсальної множини, тобто $u \in U$. Функція належності відображає елементи із множини U на множину чисел в діапазоні $[0, 1]$, які характеризують ступінь належності кожного елемента $u \in U$ до нечіткої множини $F \subset U$. Носієм підмножини F називається множина таких точок в U , для яких величина $\mu^F(u)$ позитивна.

Якщо універсальна множина U охоплює кінцеву кількість множин, елементів $u_1, u_2, \dots, u_n$ (як це є в фінансово-економічних задачах), то нечітку множину F можна представити у вигляді [85, с. 14]:

$$F = \mu^F(u_1)/u_1 + \mu^F(u_2)/u_2 + \dots + \mu^F(u_n)/u_n = \sum_{i=1}^n \mu^F(u_i)/u_i. \quad (2.1)$$

Розглянемо об'єкт з одним виходом і n входами типу:

$$y = f_y(x_1, x_2, \dots, x_n), \quad (2.2)$$

де $x_1, \dots, x_n$ – набір значень вхідних змінних;
 y – відповідне значення вихідної змінної.

Змінні $x_1, \dots, x_n$ і y можуть бути як кількісними, так і якісними. Якісні змінні $x_1, \dots, x_n$ і y характеризуються множиною всіх можливих значень [85, с. 15]:

$$U_i = \{v_i^1, v_i^2, \dots, v_i^{q_i}\}, \quad i = \overline{1, n}, \quad (2.3)$$

$$Y = \{y^1, y^2, \dots, y^{q_m}\}, \quad (2.4)$$

де $v_i^1(v_i^{q_i})$ – бальна оцінка, що відповідає найменшому (найбільшому) значенню вхідної змінної x_i ,
 $y^1(y^{q_m})$ – бальна оцінка, що відповідає найменшому (найбільшому) значенню вихідної змінної y .

Для розв'язання поставленої задачі необхідно розробити методику прийняття рішення, за допомогою якої фіксованому вектору вхідних змінних $X^* = \langle x_1^*, x_2^*, \dots, x_n^* \rangle$, $x_i^* \in U_i$ однозначно ставився б y у відповідність розв'язок $y^* \in Y$ для об'єкта з дискретним виходом. Для формального розв'язання такої задачі необхідною умовою є наявність залежності (2.2). Для встановлення такої залежності будемо розглядати вхідні x_i , $i = \overline{1, n}$ та вихідну y змінні як лінгвістичні перемінні, задані на універсальних множинах (2.3), (2.4). Для оцінки лінгвістичних змінних x_i , $i = \overline{1, n}$ і y будемо використовувати якісні терми з наступних терм-множин:

$A_i = \{a_i^1, a_i^2, \dots, a_i^{k_i}\}$ – терм-множина вхідної змінної x_i , $i = \overline{1, n}$;

$D = \{d_1, d_2, \dots, d_m\}$ – терм-множина вихідної змінної y ,

де a_i^p – p -ий лінгвістичний терм змінної x_i , $i = \overline{1, n}$, $p = \overline{1, k_i}$;

d_j – j -ий лінгвістичний терм змінної y .

Якщо змінні x_i , $i=\overline{1,n}$ і y є якісними, нечіткі множини a_i^p і d_j будуть визначатися наступним чином [85, с. 21 – 25]:

$$a_i^p = \sum_{s=1}^{q_i} \mu^{a_i^p}(v_i^s) / v_i^s, \quad (2.5)$$

$$d_j = \sum_{r=1}^{q_m} \mu^{d_j}(y^r) / y^r, \quad (2.6)$$

де $\mu^{a_i^p}(v_i^s)$ – ступінь належності елемента $v_i^s \in U_i$ до терму $a_i^p \in A_i$, $i=\overline{1,n}$, $p=\overline{1,k_i}$, $s=\overline{1,q_i}$;
 $\mu^{d_j}(y^r)$ – ступінь належності елемента $y^r \in Y$ до терму $d_j \in D$, $j=\overline{1,m}$.

Визначення лінгвістичних оцінок змінних і необхідних для їх формалізації функцій належності є першим етапом побудови нечіткої моделі досліджуваного об'єкта. В літературі по нечіткій логіці цей етап одержав назву фаззифікації змінних (від англ. “fuzzification”).

Центральним поняттям теорії нечіткої логіки є поняття лінгвістичної змінної. Згідно Лотфі Заде [85 с. 67], лінгвістичною називається змінна, значеннями якої є слова або вирази природної чи штучної мови. Прикладом лінгвістичної змінної є, наприклад, зменшення ефективності виробництва в тому випадку, якщо вона приймає не числові, а лінгвістичні значення, такі як, наприклад, незначне, помітне, істотне, катастрофічне чи інші. Лінгвістичні значення нечітко характеризують наявну ситуацію. Наприклад, зменшення ефективності виробництва на 3% можна розглядати і деякою мірою як незначне, і в певному ступені як помітне. При цьому міра того, що подібне падіння є катастрофічним повинна бути дуже малою (рис. 2.1).

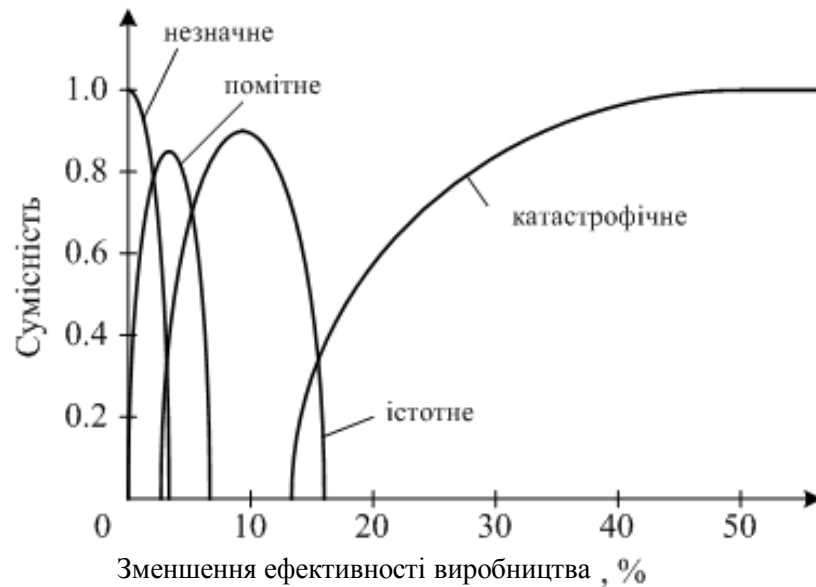


Рис. 2.1. Сумісність функцій належності

Зміст лінгвістичного значення X характеризується обраною мірою – т. з. функцією належності (membership function) $\mu:U \rightarrow [0,1]$, за якою кожному елементу u універсальної множини U ставить у відповідність значення сумісності цього елемента з X . В даному випадку універсальною множиною є множина всіх можливих значень падіння виробництва (від 0 до 100%).

Нечіткі описи у структурі методу оцінювання ризикових ситуацій з'являються в зв'язку з невпевненістю експерта, що виникає в ході різного роду класифікацій. Наприклад, експерт не може чітко розмежувати поняття "високої" і "максимальної" ймовірності. Або коли потрібно провести границю між середнім і низьким рівнем значення деякого параметра, що має місце в нашій задачі. Тоді застосування нечітких описів означає наступне.

Експерт утворює лінгвістичну змінну зі своєю терм-множиною значень. В нашому прикладі змінна "Рівень ризику" може володіти терм-множиною значень {Дуже Низький, Низький, Середній, Високий, Дуже Високий} [91, с. 63]. Щоб конструктивно описати лінгвістичну змінну, експерт обирає відповідну їй кількісну ознаку – наприклад, сконструйований визначеним чином показник величини ризику виникнення небезпеки, що приймає значення від нуля до одиниці.

Далі експерт кожному значенню лінгвістичної змінної (яке за своєю сутністю є нечіткою підмножиною області значень показника рівня ризику в інтервалі $[0, 1]$) зіставляє функції належності ступеня ризику тій чи іншій нечіткій підмножині. Загальноживаними функціями в цьому випадку є трапецієподібні функції належності, вигляд яких показаний на рис. 2.2 [92, с. 35].

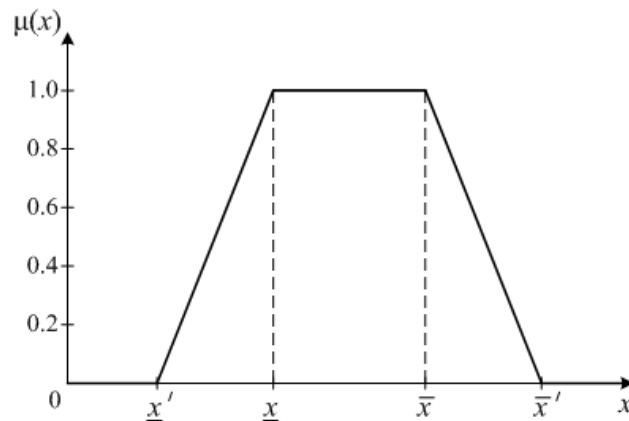


Рис. 2.2. Нечітка змінна x із трапецієподібною функцією належності

Нижня основа трапеції $[x', \bar{x}']$ виражає всю припустиму множину значень нечіткого фактора x , верхня $[x, \bar{x}]$ – тих значень, для яких експерт встановлює гарантовану відповідність обраному значенню лінгвістичної змінної. Бічні ребра трапеції відображують зміну ступеня впевненості експерта щодо його оцінки від 1 до 0. Всі інші значення фактора x , що виходять за межі основи трапеції, однозначно не будуть відповідати обраній лінгвістичній змінній.

Для компактного опису трапецієподібної форми нечіткого числа x зручно користуватись трапецієподібними числами виду $x = \langle x', x, \bar{x}, \bar{x}' \rangle$. Інтервал $[x, \bar{x}]$ називають оптимістичною оцінкою параметра x , а інтервал $[x', \bar{x}']$ – песимістичною оцінкою параметра x . Представимо трапецієподібну функцію належності, зображену на рис. 1.2, в аналітичній формі:

$$\mu(x) = \begin{cases} 0, & x < \underline{x}' \\ \frac{x - \underline{x}'}{\underline{x} - \underline{x}'}, & \underline{x}' \leq x \leq \underline{x} \\ 1, & \underline{x} \leq x \leq \bar{x} \\ \frac{\bar{x}' - x}{\bar{x}' - \bar{x}}, & \bar{x} \leq x \leq \bar{x}' \\ 0, & x > \bar{x}'. \end{cases} \quad (2.7)$$

Тепер опис лінгвістичної змінної закінчено і аналітик може використовувати її як математичний об'єкт у відповідних операціях і методах.

Як було визначено в розділі 1, існує багато підходів до кількісної оцінки екологічних збитків та ризиків. Проте в них оцінка якості полігону та ризиків забруднення може проводитися тільки на основі статистичних даних стосовно деяких чисельних показників, не враховуючи впливу якісних факторів.

З огляду на недоліки існуючих підходів з'являється необхідність у розробці комплексної методики оцінки ризикованості функціонування об'єктів комунального господарства і, зокрема, полігонів ТПВ, яка буде здатна уникати суб'єктивізму та володіти властивостями адаптивності до мінливих умов навколишнього середовища. З цією метою можна з успіхом застосувати апарат нечіткої логіки, який дозволить налаштовувати модель не тільки на економічні й екологічні характеристики конкретного об'єкта комунального господарства, але й із можливістю урахування специфіки регіону, періоду часу, в якому проводиться оцінювання.

До того ж, використання нечітких описів для оцінки надає можливість поєднувати кількісні та якісні показники, розглядаючи їх, як вже відзначалось, не тільки в статиці, але й динаміці. Таким чином нечіткі множини дозволяють враховувати невизначеності не тільки статистичної, але і лінгвістичної природи.

Тобто, якщо говориться, що рівень ризику забруднення "високий", а значення того чи іншого показника "задовільне", то необхідно функціонально

узгодити висловлення подібного роду з тією метою щоб строгою мовою математики робити науково-обґрунтовані висновки на основі отриманих нечітких описів.

Разом з тим, підвищити ефективність логічного висновку можна, якщо спочатку весь набір факторів впливу розподілити між кількома узагальненими групами і вже згідно них здійснювати заключний аналіз. Такий підхід дозволяє логічно структурувати систему, і окрім визначення кінцевої оцінки рівня ризикованості функціонування досліджуваного об'єкту, ще й цілеспрямовано здійснювати ґрунтовний аналіз окремих його складових.

Розроблені багаторівневі системи для визначення результативного показника або не мають механізму навчання на реальних даних взагалі, або настройка в них проводиться лише шляхом підбору відповідних значень термів вихідних параметрів. Системи нечіткої логіки можуть оперувати з неточною якісною інформацією та пояснювати прийняті рішення, але водночас не здатні автоматично засвоювати правила їхнього висновку. Для подолання цього недоліку виникає потреба в їхній кооперації з іншими системами обробки інформації. Значно підвищити можливості настройки моделі можна, на нашу думку, шляхом введення до неї елементів нейронних мереж [87, с. 245; 93, с. 124 – 151]. Подібні системи в даний час активно використовуються в різних галузях господарських систем, таких як контроль технологічних процесів [94, с. 67 – 93], конструювання, фінансові операції [95, с. 55 – 63; 96, с. 1295 – 1303; 97, с. 18 – 121; 98, с. 46 – 171; 99, с. 48 – 162], оцінка кредитоспроможності [100, с. 5 – 13; 101, с. 114 – 116; 102, с. 91 – 95; 103, с. 159 – 164], медична діагностика [89, с. 178 – 185] та ін. Нейронні мережі використовуються у цих випадках для настроювання функцій належності нечітких систем прийняття рішень. Така їхня властивість є особливо важливою при розв'язанні економічних та екологічних задач, оскільки внаслідок їхньої динамічної природи функції належності обов'язково повинні адаптуватися до постійно змінюваних умов.

Використання нечітких нейронних мереж представляє, як вважається [97, с. 63 – 76], певні переваги у порівнянні із звичайними нейронними мережами. Зокрема виявляється можливим проведення оцінювання ризиків із використанням набору встановлених правил. При цьому слід відзначити простоту настроювання моделі (на відміну від звичайних нейромереж, не треба проводити дослідження по визначенню числа прихованих шарів та кількості нейронів в цих шарах).

Хоча нечітка логіка може використовуватися із явними перевагами для представлення знань експерта за допомогою правил для лінгвістичних змінних, зазвичай необхідно достатньо багато часу для конструювання і настроювання функцій належності, що кількісно визначають ці змінні. Нейромережеві методи навчання автоматизують цей процес та істотно скорочують час розробки і витрати, покращуючи при цьому параметри системи. Системи, що використовують нейронні мережі для визначення параметрів нечітких моделей, називаються нейронними нечіткими системами. Найважливішою властивістю цих систем є можливість їхньої інтерпретації у термінах нечітких правил “ЯКЩО-ТОДІ”.

У сучасних гібридних нейронних нечітких системах нейронні мережі та нечіткі моделі комбінуються в єдину гомогенну архітектуру [87, с. 267]. Такі системи можуть інтерпретуватися або як нейронні мережі з нечіткими параметрами, або як паралельні розподілені нечіткі системи.

Із врахуванням вищесказаного, розробимо багаторівневу систему оцінки ризику із використанням методів нечіткої логіки, нейронних мереж та нечітко-множинного підходу.

При побудові подібної моделі визначається можливий діапазон змінювання контрольованих параметрів та вихідної змінної. Задається вигляд функцій належності нечітких термів для різних контрольованих параметрів.

Функція належності відображає елементи з множини X на множину чисел в інтервалі $[0, 1]$, які вказують на ступінь належності кожного елемента до різних якісних термів. Для побудови функцій належності п'яти (за нашим

підходом) нечітких термів вхідної змінної $\{ДН, Н, С, В, ДВ\}$ відобразимо діапазони зміни параметрів X_i , $i = \overline{1, N}$ на єдину універсальну множину X . Задамо п'ять нечітких підмножин, функції належності яких показані на рис. 2.3.

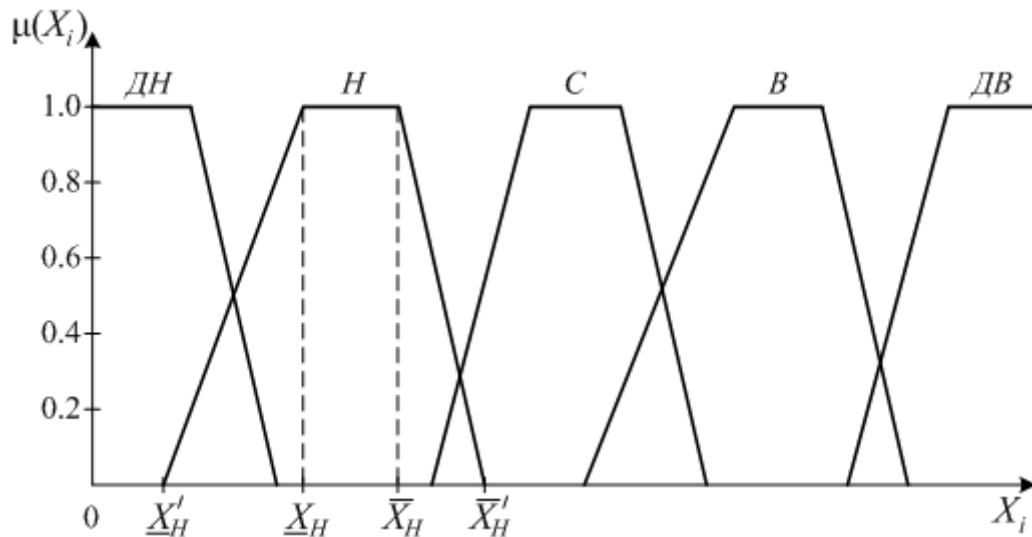


Рис. 2.3. Множина значень нечіткої змінної X_i із трапецієподібною функцією належності

Тепер опис лінгвістичної перемінної завершено, і аналітик може вживати її як математичний об'єкт у відповідних операціях і методах. Продemonструємо це на прикладі наступного підходу.

2.2. Розробка нечітко-множинного підходу до оцінювання інтегрального показника ризикованості

Розробимо математичну модель оцінки інтегрального показника ризикованості функціонування об'єкта комунального господарства із використанням методів нечітких множин, що буде складатись із наступних основних етапів:

Етап 1 (Показники). Експерт-аналітик на свій розсуд формує набір окремих показників $X = \{X_i\}$, $i = \overline{1, N}$, які представляються найважливішими

для оцінки показника ризикованості. Щоб уникнути дублювання критеріїв з огляду на їхню значимість для оцінювання, відібрані показники повинні оцінювати різні за природою аспекти виникнення ризиків. Так, набір X показників для оцінки інтегрального показника ризику може бути складений з якісних критеріїв $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$.

Етап 2 (Лінгвістичні змінні і нечіткі підмножини). Спочатку повна множина рівнів ризику G розбивається на 5 підмножин:

G_1 – нечітка підмножина "ризик незначний";

G_2 – нечітка підмножина "низький рівень ризику";

G_3 – нечітка підмножина "рівень ризику середній";

G_4 – нечітка підмножина "ризик високий";

G_5 – нечітка підмножина "дуже високий рівень ризику".

Носій множини G – показник рівня інтегрального показника ризику g – приймає значення від нуля до одиниці за визначенням.

Для будь-якого окремого фактора впливу на рівень ризику X_i повна множина його значень B_i розбивається на п'ять підмножин:

B_{i1} – підмножина "дуже низький рівень показника X_i ";

B_{i2} – підмножина "низький рівень показника X_i ";

B_{i3} – підмножина "середній рівень показника X_i ";

B_{i4} – підмножина "високий рівень показника X_i ";

B_{i5} – підмножина "дуже високий рівень показника X_i ".

При цьому принциповим у даному випадку є констатація тієї умови, що зростання окремого показника X_i пов'язано із зростанням рівня ризику, що виникає в процесі функціонування об'єкта комунального господарства. Якщо для даного показника спостерігається зворотна тенденція, то в процесі оцінювання його варто замінити оберненим.

До того ж, якщо в ході аналізу виявляється, що деякий показник X_i у відповідності до класифікації належить рівню підмножини B_{ij} , то рівень ризику характеризується як G_j . Виконання цієї умови впливає на правильну

кількісну класифікацію рівнів показників і на адекватне визначення рівня значимості показника у системі оцінки.

Етап 3 (Значимість). Поставимо у відповідність кожному показнику X_i рівень його значимості r_i для оцінювання. Щоб оцінити цей рівень, потрібно розташувати всі показники в порядку зменшення значимості таким чином, щоб виконувалося правило

$$r_1 \geq r_2 \geq \dots \geq r_N. \quad (2.8)$$

Якщо систему показників проранжовано у порядку зменшення їхньої значимості, то значимість i -го показника можна визначати за правилом Фішберна:

$$r_i = \frac{2(N - i + 1)}{(N - 1)N}. \quad (2.9)$$

Правило Фішберна відображає той факт, що про рівень значимості показників невідомо нічого, крім (2.8). У такому разі оцінка (2.9) відповідає наявному значенню ентропії наявної інформаційної невизначеності про об'єкт дослідження. Якщо ж усі показники мають рівну значимість або системи переваг немає, тоді

$$r_i = 1/N. \quad (2.10)$$

Етап 4 (Класифікація рівнів ризикованості функціонування об'єкта комунального господарства). Побудуємо класифікацію поточного значення показника рівня ризикованості g як критерію розбивки множини G на нечіткі підмножини. Результати зведемо в табл. 2.1.

Таблиця 2.1

Класифікація значень показника рівня ризику

Інтервал значень G	Найменування підмножини
$0,8 \leq g \leq 1$	G_1 – "дуже високий рівень ризику"
$0,6 \leq g < 0,8$	G_2 – "ризик високий"
$0,4 \leq g < 0,6$	G_3 – "рівень ризику середній"
$0,2 \leq g < 0,4$	G_4 – "низький рівень ризику"
$0 \leq g < 0,2$	G_5 – "ризик незначний"

Етап 5 (Класифікація рівня вихідного параметра та ступеня впевненості в ній). Побудуємо класифікацію поточного значення g показника рівня ризику як критерій розбивки цієї множини на нечіткі підмножини (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

Класифікація значення g показника рівня ризику

Інтервал значень g	Класифікація рівня параметра	Ступінь впевненості (функція належності)
$0 \leq g \leq 0,15$	G_5	1
$0,15 < g < 0,25$	G_5	$\mu_5 = 10 \times (0,25 - g)$
	G_4	$1 - \mu_5 = \mu_4$
$0,25 \leq g \leq 0,35$	G_4	1
$0,35 < g < 0,45$	G_4	$\mu_4 = 10 \times (0,45 - g)$
	G_3	$1 - \mu_4 = \mu_3$
$0,45 \leq g \leq 0,55$	G_3	1
$0,55 < g < 0,65$	G_3	$\mu_3 = 10 \times (0,65 - g)$
	G_2	$1 - \mu_3 = \mu_2$
$0,65 \leq g \leq 0,75$	G_2	1
$0,75 < g < 0,85$	G_2	$\mu_2 = 10 \times (0,85 - g)$
	G_1	$1 - \mu_2 = \mu_1$
$0,85 \leq g \leq 1,0$	G_1	1

Етап 6 (Класифікація значень показників). Представимо у табл. 2.3 класифікацію поточних значень x показників X як критерій розбивки повної множини їхніх значень на підмножини виду B .

Таблиця 2.3

Класифікація поточних значень обраних показників

Найменування показника	Критерій розбивки по підмножинах				
	B_{i1}	B_{i2}	B_{i3}	B_{i4}	B_{i5}
X_1	$x_1 < b_{11}$	$b_{11} < x_1 < b_{12}$	$b_{12} < x_1 < b_{13}$	$b_{13} < x_1 < b_{14}$	$b_{14} < x_1$
...	...	...	...	...	...
X_i	$x_i < b_{i1}$	$b_{i1} < x_i < b_{i2}$	$b_{i2} < x_i < b_{i3}$	$b_{i3} < x_i < b_{i4}$	$b_{i4} < x_i$
...	...	...	...	...	...
X_N	$x_N < b_{N1}$	$b_{N1} < x_N < b_{N2}$	$b_{N2} < x_N < b_{N3}$	$b_{N3} < x_N < b_{N4}$	$b_{N4} < x_N$

Етап 7 (Оцінка рівня показників). Необхідною є оцінка поточного рівня факторів $X_i = x_i$ за показниками діяльності об'єкта дослідження та експертними судженнями для різних часових періодів або різних однотипних об'єктів, щоби мати змогу прослідкувати або динаміку змін якості функціонування об'єкта, або порівняти ризикованість функціонування різних об'єктів.

Етап 8 (Класифікація рівня показників). Проведемо класифікацію поточних значень x_i , $i = \overline{1, N}$ за критерієм табл. 2.3. Результатом проведеної класифікації є табл. 2.4, де λ_{ij} – рівень належності носія x_i підмножині B_j . В даній таблиці $\lambda_{ij} = 1$, якщо $b_{i(j-1)} < x_i < b_{ij}$, та $\lambda_{ij} = 0$ у протилежному випадку (коли значення x_i не попадає в обраний діапазон класифікації).

Класифікація рівня показників

Найменування показника	Результат класифікації по підмножинах				
	B_{i1}	B_{i2}	B_{i3}	B_{i4}	B_{i5}
X_1	λ_{11}	λ_{12}	λ_{13}	λ_{14}	λ_{15}
...	...	...	...	...	...
X_i	λ_{i1}	λ_{i2}	λ_{i3}	λ_{i4}	λ_{i5}
...	...	...	...	...	...
X_N	λ_{N1}	λ_{N2}	λ_{N3}	λ_{N4}	λ_{N5}

Етап 8 (Оцінка ступеня ризику). Тепер виконаємо формальні арифметичні дії по оцінці ступеня ризику виникнення аварії g:

$$g = \sum_{j=1}^5 k_j \sum_{i=1}^N r_i \lambda_{ij}, \quad (2.11)$$

де $k_j = 0,9 - 0,2(5 - j)$, $j = \overline{1,5}$,

λ_{ij} – число, яке визначає належність параметру до певної множини (визначається по таблиці 3.4), а r_i – по формулі (2.9) чи (2.10).

Етап 9 (Лінгвістичне розпізнавання). Класифікуємо отримане значення рівня імовірних збитків за базою даних, яку наведено у табл. 2.2. Результатом класифікації у даному разі є лінгвістичний опис ступеня ризику виникнення збитків, а також ступінь впевненості експерта у правильності його класифікації. Тим самим висновок про рівень ризику здобуває не тільки лінгвістичну форму, але і характеристику якості отриманих тверджень. В загальному випадку при використанні ж нечітко-множинного підходу модель оцінки загального показника ризикованості матиме наступний вигляд:

$$Y = \arg_{\{G_1 \dots G_m\}} [g \in (\underline{G_i} \dots \overline{G_i})], \quad i = \overline{1, m} \quad (2.12)$$

2.3. Метод комплексного оцінювання ризиків із використанням апарату нечіткої логіки

Розробимо підхід до оцінювання рівня ризику, що виникають в процесі функціонування об'єктів комунального господарства із використанням методу нечітко-логічного висновку, який буде складатись із наступних основних етапів.

Етап 1 (Показники). Експерт-аналітик на свій розсуд формує набір окремих показників X_{ij} , $i=\overline{1,N}$, $j=\overline{1,M_i}$ з N узагальнених груп по M_i факторів в кожній i -тій групі, які є найважливішими для оцінки рівня ризикованості функціонування об'єктів комунального господарства. Як вже відзначалося, щоб уникнути дублювання критеріїв з погляду їхньої значимості для оцінювання, відібрані показники повинні оцінювати різні за природою аспекти функціонування об'єкта (економічні, екологічні, соціальні, технологічні та ін.), а також можливі екологічні, економічні та соціальні збитки тощо.

Так, набір X критеріїв для оцінки ризикованості функціонування об'єкта дослідження може бути складений з певних груп показників $X_1, X_2, \dots, X_n$ [29, с. 63 – 67].

В свою чергу комплексне значення кожної з вказаних груп може бути визначено за показниками, які входять до відповідних підгруп. Тобто:

$$X_1 = f_1(X_{11}, X_{12}, \dots, X_{1m}), \quad (2.13)$$

$$X_2 = f_2(X_{21}, X_{22}, \dots, X_{2k}), \quad (2.14)$$

де m і k – кількість показників відповідно у 1-й та 2-й групах показників, і так далі по кожній з n груп.

На основі розрахованих значень груп показників проводиться визначення рівня ризику аварійного розвитку подій на досліджуваному об'єкті комунального господарства:

$$Y = f_Y(X_1, X_2, \dots, X_n). \quad (2.15)$$

Набір показників для оцінки може формуватися експертом індивідуально для кожного окремого об'єкта із врахуванням його специфіки або ж появи нової інформації.

Ієрархічність при формуванні бази знань і побудові нечіткої математичної моделі можна забезпечити, якщо скористатись методом нейронних мереж. Структура математичної моделі оцінки рівня ризику, що відповідає співвідношенням (2.13) – (2.15), показана на рис. 2.4 у вигляді дерева логічного висновку.

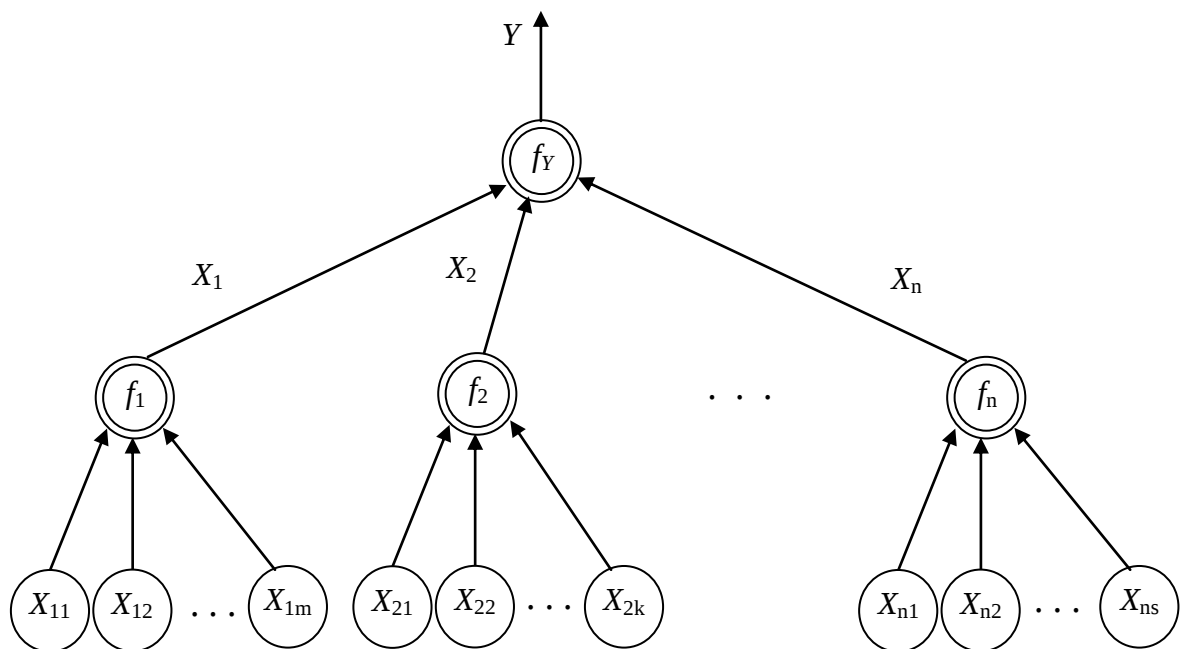


Рис. 2.4. Структура моделі оцінки ризикованості функціонування об'єкта комунального господарства.

В результаті отримуємо модель, що являє собою нейронечітку мережу. Така нейронна мережа є багатошаровим персептроном з одним внутрішнім шаром, а її вхідні, проміжні та вихідні параметри, незалежно від своєї природи, розглядаються як лінгвістичні змінні, що задані на своїх універсальних множинах і оцінюються за допомогою нечітких термів.

Етап 2 (Лінгвістичні змінні). Для того, щоб мати змогу оцінювати та обробляти лінгвістичні показники $X_i, i=\overline{1,N}$, які характеризують рівень ризикованості функціонування даного об'єкта, сформуємо єдину шкалу з п'яти якісних термів: *ДН* – дуже низький рівень показника X_i , *Н* – низький рівень показника X_i , *С* – середній рівень показника X_i , *В* – високий рівень показника X_i , *ДВ* – дуже високий рівень показника X_i .

Для оцінки значень вихідної лінгвістичної змінної Y , що являє собою повну множину ступенів ризикованості функціонування об'єктів комунального господарства, будемо використовувати терми:

ДВ – дуже високий рівень ризику,

В – високий рівень ризику,

С – рівень ризику середній,

Н – низький ризик виникнення аварії,

ДН – дуже низький рівень ризику.

Етап 3 (Побудова функцій належності). Визначається можливий діапазон змінювання контрольованих параметрів $X_i, i=\overline{1,N}$ та вихідної змінної Y . Задається вигляд функцій належності нечітких термів для різних контрольованих параметрів. Функція належності відображає елементи з множини X на множину чисел в інтервалі $[0, 1]$, які вказують на ступінь належності кожного елемента до різних якісних термів. Для побудови функцій належності п'яти нечітких термів вхідної змінної $\{ДН, Н, С, В, ДВ\}$ відобразимо діапазони зміни параметрів $X_i, i=\overline{1,N}$ на єдину універсальну множину X . При цьому задаються п'ять нечітких підмножин, функції належності яких показані на рис. 2.5.

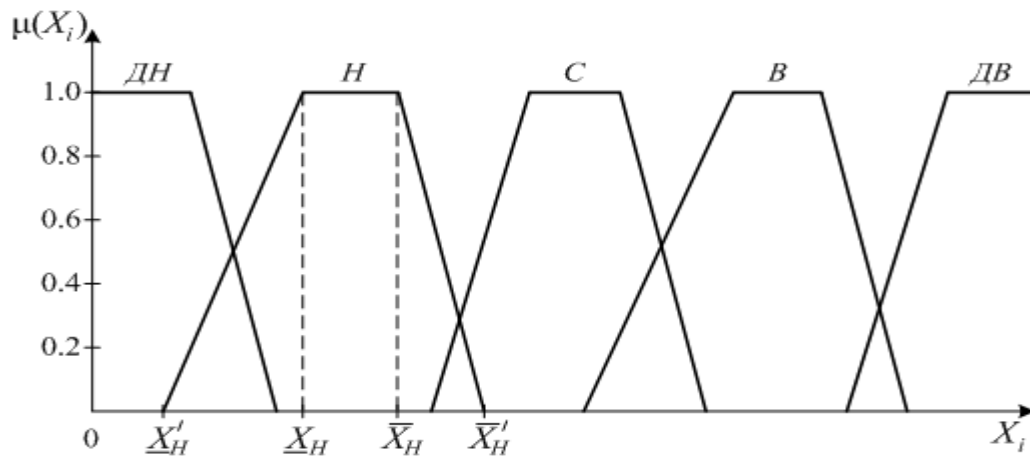


Рис. 2.5. Нечітка змінна X_i із трапецієподібною функцією належності

Трапецієподібні функції належності всіх нечітких термів вхідної змінної, що показані на рис. 2.5, розраховуються за відповідними правилами:

$$\mu^{ДН}(X) = \begin{cases} 1, & X \leq \bar{X}_{ДН} \\ \frac{\bar{X}'_{ДН} - X}{\bar{X}'_{ДН} - \bar{X}_{ДН}}, & \bar{X}_{ДН} < X \leq \bar{X}'_{ДН} \\ 0, & X > \bar{X}'_{ДН}, \end{cases} \quad (2.16)$$

$$\mu^H(X) = \begin{cases} 0, & X < \underline{X}'_H \\ \frac{X - \underline{X}'_H}{\underline{X}_H - \underline{X}'_H}, & \underline{X}'_H \leq X < \underline{X}_H \\ 1, & \underline{X}_H \leq X \leq \bar{X}_H \\ \frac{\bar{X}'_H - X}{\bar{X}'_H - \bar{X}_H}, & \bar{X}_H \leq X \leq \bar{X}'_H \\ 0, & X > \bar{X}'_H, \end{cases} \quad (2.17)$$

$$\mu^C(X) = \begin{cases} 0, & X < \underline{X}'_C \\ \frac{X - \underline{X}'_C}{\underline{X}_C - \underline{X}'_C}, & \underline{X}'_C \leq X < \underline{X}_C \\ 1, & \underline{X}_C \leq X \leq \bar{X}_C \\ \frac{\bar{X}'_C - X}{\bar{X}'_C - \bar{X}_C}, & \bar{X}_C \leq X \leq \bar{X}'_C \\ 0, & X > \bar{X}'_C, \end{cases} \quad (2.18)$$

$$\mu^B(X) = \begin{cases} 0, & X < \underline{X}'_B \\ \frac{X - \underline{X}'_B}{\underline{X}_B - \underline{X}'_B}, & \underline{X}'_B \leq X < \underline{X}_B \\ 1, & \underline{X}_B \leq X \leq \bar{X}_B \\ \frac{\bar{X}'_B - X}{\bar{X}'_B - \bar{X}_B}, & \bar{X}_B \leq X \leq \bar{X}'_B \\ 0, & X > \bar{X}'_B, \end{cases} \quad (2.19)$$

$$\mu^{ДВ}(X) = \begin{cases} 0, & X < \underline{X}'_{ДВ} \\ \frac{X - \underline{X}'_{ДВ}}{\underline{X}_{ДВ} - \underline{X}'_{ДВ}}, & \underline{X}'_{ДВ} \leq X \leq \underline{X}_{ДВ} \\ 1, & X > \underline{X}_{ДВ}. \end{cases} \quad (2.20)$$

Аналогічним чином будуються функції належності нечітких термів $\{B, C, H, ДН\}$ вихідної змінної Y .

Етап 4 (Формування набору правил). Експертна система на базі нечітких знань повинна містити механізм нечітко-логічного висновку. При цьому необхідно зробити висновок про рівень ризикованості, що виникає в процесі функціонування об'єкта дослідження на основі всієї необхідної вихідної інформації, одержуваної від користувача. Тому необхідним етапом аналізу є формування системи нечітких знань. Приведемо в табл. 2.5 приклад набору вирішальних правил для системи з трьох груп показників.

База знань щодо визначення рівня можливого ризику

Узагальнені значення груп показників			Вага	Вихідна змінна
X_1	X_2	X_3	w	Y
В	ДВ	В	w_{11}^Y	ДВ
ДВ	В	В	w_{12}^Y	
ДВ	ДВ	С	w_{13}^Y	
С	В	С	w_{12}^Y	В
В	С	С	w_{22}^Y	
В	В	Н	w_{23}^Y	
ДВ	С	Н	w_{24}^Y	
С	ДВ	Н	w_{25}^Y	
ДВ	В	ДН	w_{26}^Y	
В	ДВ	ДН	w_{27}^Y	
Н	С	Н	w_{31}^Y	С
С	Н	Н	w_{32}^Y	
С	С	ДН	w_{33}^Y	
В	Н	ДН	w_{34}^Y	
Н	В	ДН	w_{35}^Y	
ДВ	ДН	ДН	w_{36}^Y	
ДН	ДВ	ДН	w_{37}^Y	
ДН	Н	ДН	w_{41}^Y	Н
Н	ДН	ДН	w_{42}^Y	
ДН	ДН	ДВ	w_{43}^Y	
ДН	ДН	ДН	w_{51}^Y	ДН

Зазначимо, якщо при утворенні системи вирішальних правил виявляється, що два правила відрізняються одне від одного лише одною змінною і приводять до однакового результату, то можна обмежитись одним правилом. Так, наприклад, якщо при значеннях *ДВ* та *В* одного показника

отримується той самий результат, то краще у правилі записати B , оскільки це єдиний терм, що межує з $ДВ$, відповідно, перекриває і значення останнього.

Представимо за допомогою функцій належності математичну форму запису вирішального правила для визначення рівня ризику:

$$\begin{aligned} \mu^{ДВ}(X_1, \dots, X_3) = & w_{11}^Y [\mu^B(X_1) \cdot \mu^{ДВ}(X_2) \cdot \mu^B(X_3)] \vee \\ & \vee w_{12}^Y [\mu^{ДВ}(X_1) \cdot \mu^B(X_2) \cdot \mu^B(X_3)] \vee \\ & \vee w_{13}^Y [\mu^{ДВ}(X_1) \cdot \mu^{ДВ}(X_2) \cdot \mu^C(X_3)] \end{aligned} \quad (2.21)$$

$$\begin{aligned} \mu^B(X_1, \dots, X_3) = & w_{21}^Y [\mu^C(X_1) \cdot \mu^B(X_2) \cdot \mu^C(X_3)] \vee \\ & \vee w_{22}^Y [\mu^B(X_1) \cdot \mu^C(X_2) \cdot \mu^C(X_3)] \vee \\ & \vee w_{23}^Y [\mu^B(X_1) \cdot \mu^B(X_2) \cdot \mu^H(X_3)] \vee \\ & \vee w_{24}^Y [\mu^{ДВ}(X_1) \cdot \mu^C(X_2) \cdot \mu^H(X_3)] \vee \\ & \vee w_{25}^Y [\mu^C(X_1) \cdot \mu^{ДВ}(X_2) \cdot \mu^H(X_3)] \vee \\ & \vee w_{26}^Y [\mu^{ДВ}(X_1) \cdot \mu^B(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{27}^Y [\mu^B(X_1) \cdot \mu^{ДВ}(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \end{aligned} \quad (2.22)$$

$$\begin{aligned} \mu^C(X_1, \dots, X_3) = & w_{31}^Y [\mu^H(X_1) \cdot \mu^C(X_2) \cdot \mu^H(X_3)] \vee \\ & \vee w_{32}^Y [\mu^C(X_1) \cdot \mu^H(X_2) \cdot \mu^H(X_3)] \vee \\ & \vee w_{33}^Y [\mu^C(X_1) \cdot \mu^C(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{34}^Y [\mu^B(X_1) \cdot \mu^H(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{35}^Y [\mu^H(X_1) \cdot \mu^B(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{36}^Y [\mu^{ДВ}(X_1) \cdot \mu^{ДН}(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{37}^Y [\mu^{ДН}(X_1) \cdot \mu^{ДВ}(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \end{aligned} \quad (2.23)$$

$$\begin{aligned} \mu^H(X_1, \dots, X_3) = & w_{41}^Y [\mu^{ДН}(X_1) \cdot \mu^H(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{42}^Y [\mu^H(X_1) \cdot \mu^{ДН}(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \vee \\ & \vee w_{43}^Y [\mu^{ДН}(X_1) \cdot \mu^{ДН}(X_2) \cdot \mu^{ДВ}(X_3)] \end{aligned} \quad (2.24)$$

$$\mu^{ДВ}(X_1, \dots, X_3) = w_{51}^Y [\mu^{ДН}(X_1) \cdot \mu^{ДН}(X_2) \cdot \mu^{ДН}(X_3)] \quad (2.25)$$

де $\mu^Y(X_1, \dots, X_N)$ – функція належності вектора вхідних змінних ,

$\mu^{a_i}(X_i)$ – функція належності параметра X_i до нечіткого терму a_i .

В свою чергу кожен з критеріїв $X_1, \dots, X_3$, що являють собою узагальнені значення вказаних груп показників, необхідно представити у вигляді математичних залежностей від вхідних факторів. Таким чином у табл. 2.6 представимо базу знань для визначення рівня ризику, що визначається показниками, наприклад, 2-ї групи, що складається з 3х показників.

Таблиця 2.6

База знань для визначення рівня екологічного ризику фактора X_2

Значення показників			Вага	Вихідна змінна
X_{21}	X_{22}	X_{23}	w	X_2
В	ДВ	В	$w_{11}^{X_2}$	ДВ
В	В	ДВ	$w_{12}^{X_2}$	
С	ДВ	ДВ	$w_{13}^{X_2}$	
С	В	С	$w_{12}^{X_2}$	В
С	С	В	$w_{22}^{X_2}$	
Н	В	В	$w_{23}^{X_2}$	
Н	С	ДВ	$w_{24}^{X_2}$	
Н	ДВ	С	$w_{25}^{X_2}$	

Значення показників			Вага	Вихідна змінна
X_{21}	X_{22}	X_{23}	w	X_2
ДН	В	ДВ	$w_{26}^{X_2}$	В
ДН	ДВ	В	$w_{27}^{X_2}$	
Н	С	Н	$w_{31}^{X_2}$	С
Н	Н	С	$w_{32}^{X_2}$	
ДН	С	С	$w_{33}^{X_2}$	
ДН	Н	В	$w_{34}^{X_2}$	
ДН	В	Н	$w_{35}^{X_2}$	
ДН	ДН	ДВ	$w_{36}^{X_2}$	
ДН	ДВ	ДН	$w_{37}^{X_2}$	
ДН	Н	ДН	$w_{41}^{X_2}$	Н
ДН	ДН	Н	$w_{42}^{X_2}$	
ДВ	ДН	ДН	$w_{43}^{X_2}$	
ДН	ДН	ДН	$w_{51}^{X_2}$	ДН

Математична форма запису вирішального правила для визначення рівня *ДВ* екологічного ризику прийме вигляд:

$$\begin{aligned}
 \mu^{ДВ}(X_{21}, \dots, X_{23}) = & w_{21}^{X_2} \left[\mu^В(X_{21}) \cdot \mu^{ДВ}(X_{22}) \cdot \mu^В(X_{23}) \right] \vee \\
 & \vee w_{22}^{X_2} \left[\mu^В(X_{21}) \cdot \mu^В(X_{22}) \cdot \mu^{ДВ}(X_{23}) \right] \vee \\
 & \vee w_{23}^{X_2} \left[\mu^С(X_{21}) \cdot \mu^{ДВ}(X_{22}) \cdot \mu^{ДВ}(X_{23}) \right]
 \end{aligned} \quad (2.26)$$

Аналогічно для інших нечітких термів:

$$\begin{aligned}
\mu^B(X_{21}, \dots, X_{23}) = & w_{21}^{X_2} \left[\mu^C(X_{21}) \cdot \mu^B(X_{22}) \cdot \mu^C(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{22}^{X_2} \left[\mu^C(X_{21}) \cdot \mu^C(X_{22}) \cdot \mu^B(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{23}^{X_2} \left[\mu^H(X_{21}) \cdot \mu^B(X_{22}) \cdot \mu^B(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{24}^{X_2} \left[\mu^H(X_{21}) \cdot \mu^C(X_{22}) \cdot \mu^{DB}(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{25}^{X_2} \left[\mu^H(X_{21}) \cdot \mu^{DB}(X_{22}) \cdot \mu^C(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{26}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^B(X_{22}) \cdot \mu^{DB}(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{27}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^{DB}(X_{22}) \cdot \mu^B(X_{23}) \right]
\end{aligned} \tag{2.27}$$

$$\begin{aligned}
\mu^C(X_{21}, \dots, X_{23}) = & w_{21}^{X_2} \left[\mu^H(X_{21}) \cdot \mu^C(X_{22}) \cdot \mu^H(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{22}^{X_2} \left[\mu^H(X_{21}) \cdot \mu^H(X_{22}) \cdot \mu^C(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{23}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^C(X_{22}) \cdot \mu^C(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{24}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^H(X_{22}) \cdot \mu^B(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{25}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^B(X_{22}) \cdot \mu^H(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{26}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^{DH}(X_{22}) \cdot \mu^{DB}(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{27}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^{DB}(X_{22}) \cdot \mu^{DH}(X_{23}) \right]
\end{aligned} \tag{2.28}$$

$$\begin{aligned}
\mu^H(X_{21}, \dots, X_{23}) = & w_{41}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^H(X_{22}) \cdot \mu^{DH}(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{42}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^{DH}(X_{22}) \cdot \mu^H(X_{23}) \right] \vee \\
& \vee w_{43}^{X_2} \left[\mu^{DB}(X_{21}) \cdot \mu^{DH}(X_{22}) \cdot \mu^{DH}(X_{23}) \right]
\end{aligned} \tag{2.29}$$

$$\mu^{DB}(X_{21}, \dots, X_{23}) = w_{51}^{X_2} \left[\mu^{DH}(X_{21}) \cdot \mu^{DH}(X_{22}) \cdot \mu^{DH}(X_{23}) \right] \tag{2.30}$$

Подібним чином формується вся база знань з використанням експертних даних та виводиться система нечітких логічних рівнянь. У загальному випадку, чим більше система містить відповідних знань і чим точніше описані в ній логічні правила визначення можливості виникнення екологічної небезпеки, тим точніше буде проведений дане оцінювання. Проте перебір всіх можливих правил позбавляє систему гнучкості, можливості адаптації до реальних даних.

Тому набір вирішальних правил не повинен містити у собі повну множину існуючих варіантів логічного висновку. Якщо у базі знань відсутнє правило, що відповідає поточному стану небезпеки конкретного об'єкта дослідження, система видасть рішення, що є найадекватнішим щодо даної ситуації. Тобто це таке рішення, для якого функція належності вихідної змінної Y буде найбільшою серед інших для конкретних значень вхідних змінних $X_1, \dots, X_N$.

Експерту при побудові математичної моделі необхідно задати ключові правила. Всі інші правила прийняття рішень будуть генеруватись при навчанні моделі на реальних даних стосовно інших екологічних ситуацій у минулому. В принципі, навчання моделі не є обов'язковим, оскільки за наявності базових правил вона вже може видавати рішення для будь-яких контрольованих параметрів та їхніх значень. Проте, якщо здійснюється навчання моделі на існуючому статистичному матеріалі, то якість логічного висновку можна суттєво підвищити. Слід підкреслити, що розроблені раніше методи оцінювання ризиків такою властивістю не володіли, тому авторський підхід представляється більш обґрунтованим серед інших.

Етап 5 (Оцінка рівня показників). На даному етапі проводиться оцінка поточного рівня показників Y та X_{ij} , $i=\overline{1, N}$, $j=\overline{1, M_i}$ за показниками діяльності певного об'єкта та експертними судженнями. Рівні всіх термів кожного з показників X_{ij} , $i=\overline{1, N}$, $j=\overline{1, M_i}$ встановлюються у відповідності до нормативних значень для класичних критеріїв. Якщо для певного показника

нормативи не існують, то рівні термів розмежуються на основі експертних суджень або шляхом автоматичного порівняння значень даного показника у різні періоди часу.

Значення показників X_{ij} , $i=\overline{1,N}$, $j=\overline{1,M_i}$, що точно попадають у задані для них інтервали $[\underline{X}_{ij}, \overline{X}_{ij}]$, будуть однозначно відповідати їхнім термам. Якщо ж значення критерію знаходиться у проміжку між двома термами, то воно буде відповідати тому з них, функція належності якого для даного рівня показника є більшою. При цьому функції належності та міжнейронні зв'язки настроюються при навчанні моделі на реальних даних із використанням механізмів навчання нейронних мереж.

Результатом класифікації є лінгвістичний опис рівня ризику аварійного розвитку подій, а також ступінь впевненості експерта щодо правильності його класифікації, тобто реалізується як у лінгвістичній формі, так і характеристиці якості отриманих тверджень.

В загальному випадку при використанні нечітко-логічного підходу модель оцінки загального показника ризикованості матиме наступний вигляд:

$$Y = \arg \max_{\{d_1 \dots d_m\}} [\mu^{d_j}(x_1 \dots x_m)] \quad (2.31)$$

де $d_1 \dots d_m$ – лінгвістичні терми, обрані експертом для оцінки певного параметру;

$x_1 \dots x_m$ – групи параметрів, що в свою чергу виступають як результат математичних операцій з показниками нижчого рівня, тобто безпосередньо вхідними даними;

m – кількість узагальнених груп показників.

Тобто результатом у даній моделі є лінгвістичний опис рівня ризику у вигляді терму з максимальною функцією належності, отриманий в результаті

операцій з показниками нижчого рівня. Формули для обчислення показників ризику по окремим групам факторів є аналогічними.

Для підвищення адекватності логічного висновку розробленої нечітко-логічної моделі необхідним є її настроювання у відповідності до реальних даних. Дану настройку можна провести із використанням методу зворотного поширення помилки, адаптованого для нейро-нечітких мереж.

Алгоритм зворотного поширення помилки є найвідомішою процедурою навчання нейронних мереж. Він полягає в побудові поверхні помилок шляхом градієнтного спуску до точки мінімуму помилки. Проте багато функцій належності, такі як трапецієподібні та трикутні, не мають власних похідних через свою кусково-лінійну природу. Відповідно, застосування алгоритму зворотного поширення помилки з метою проведення оптимізації запропонованої моделі стає неможливим.

Різновид даного алгоритму "extended delta-bar-delta", розроблений Мінаї та Уільямсом [104, с. 676 – 680; 105, с. 601 – 604; 106, с. 389 – 398], проводить пошук оптимуму моделі через автоматичне регулювання таких параметрів, як величина кроку та момент зв'язку (momentum), що являє собою деяке число, яке є пропорційним щодо попередньої зміни ваги. Розробники застосували значення моменту для прискорення навчання за допомогою ряду евристичних правил:

$$\Delta x_i^{jp}(t+1) = r_x(t) \cdot \eta \cdot x_i^{jp}(t) - (1 - r_x(t)) \cdot \Delta x_i^{jp}(t), \quad (2.33)$$

$$x_i^{jp}(t+1) = x_i^{jp}(t) + \Delta x_i^{jp}(t+1), \quad j = \overline{1, m}, \quad i = \overline{1, n}, \quad p = k_j, \quad (2.34)$$

де x – всі існуючі параметри навчання мережі: ваги правил w та параметри всіх функцій належності, що підлягають настройці (для трапецієподібних – $\underline{x}', \underline{x}, \bar{x}, \bar{x}'$);

η – параметр навчання;

r_x – момент зв'язку – ступінь навчання параметру x , $r_x \in (0,1) \forall x$.

Кожен параметр регулювання мережі x навчається у відповідності до своїх власних коефіцієнтів r_x , що контролюють його зміну:

$$r_x(t) = \begin{cases} r_x(t-1) + 0,001, & \text{якщо } (R_x(t) > 0) \text{ та } (R_x(t-1) > 0), \\ r_x(t-1) - 0,001, & \text{якщо } (R_x(t) < 0) \text{ та } (R_x(t-1) < 0), \end{cases} \quad (2.35)$$

$$\text{де} \quad R_x(t) = -x(t) \frac{\Delta x(t)}{r_x(t)} \quad (2.36)$$

На початку роботи алгоритму значення кожного коефіцієнту $r_x(1)$ приймається рівним 0,5. Ці значення змінюються наприкінці кожного етапу навчання. Існують й інші алгоритми настройки нечітких баз знань, серед яких особливо виділяються методи із застосуванням генетичних алгоритмів, оскільки можуть бути застосовані для будь-яких видів функцій належності, різноманітних структур нечітких нейронних мереж. Ознайомитись з реалізацією подібних алгоритмів можна, наприклад, у роботі [87, с. 236 – 284].

Висновки до розділу 2

Отже, новизна отриманих у цьому розділі результатів полягає у розробці нечітко-множинного підходу та методу із використанням апарату нечіткої логіки для оцінки ризику виникнення аварії на об'єктах комунального господарства. Подібні підходи дозволяють формувати модель з можливістю налагодження її на економічні, екологічні і соціальні аспекти можливих наслідків забруднення. Такі моделі володіють властивостями гнучкості та адаптивності до мінливих умов навколишнього середовища,

надають можливість працювати із даними нечислової природи та проводити налаштування моделі у відповідності до мінливого поля реальних даних.

Важливим є також те, що оскільки у моделі із організацією нечіткого логічного висновку весь набір факторів впливу розподілений між узагальненими групами показників, то крім визначення кінцевої оцінки рівня ризику аварійного розвитку подій, подібний підхід дозволяє ще й цілеспрямовано здійснювати ґрунтовний аналіз окремих груп показників ризикованості.

Приведений алгоритм побудови відповідної моделі оцінки ризику дозволяє поєднувати вже існуючі методики оцінки збитків від забруднення відповідних ресурсів НПС з методом експертних оцінок та методами математичного апарату теорії нечітких множин та нечіткої логіки, що дозволяє підвищити якість узагальнюючих оцінок ризиків отримання збитків.

Таким чином, в роботі розроблено багаторівневу структуру, яка втілює в собі базу нечітких знань про об'єкт ідентифікації, побудовану експертним шляхом або методом отримання знань, що відповідає етапу грубої настройки, а також містить механізми нечіткого логічного висновку. Однак головним призначенням даної структури є саме тонка настройка моделі у відповідності до одержаної бази знань, і в даному випадку ця проблема вирішується шляхом застосування механізмів навчання нейронних мереж.

Результатом роботи розроблених математичних моделей та алгоритмів є лінгвістичний опис рівня ризику виникнення збитків внаслідок аварії на досліджуваному об'єкті. Даний лінгвістичний опис є оцінкою вищого рівня, яка, у свою чергу, спирається на показники нижчого рівня, тобто оцінку групових показників ризикованості. Ці показники відповідно є лінгвістичним узагальненням вихідних параметрів моделі. Таким чином в результаті роботи моделі повинна бути отримана інформація про значення ризику і характеристику якості отриманих тверджень.

РОЗДІЛ 3

ПРИКЛАДНА МОДЕЛЬ ОЦІНКИ РИЗИКУ ВИНИКНЕННЯ АВАРІЙНИХ СИТУАЦІЙ НА ПОЛІГОНІ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ТА ШЛЯХИ ЇХ ПОПЕРЕДЖЕННЯ

3.1. Формування прикладної моделі оцінки ризику виникнення аварії на полігоні твердих побутових відходів з використанням нечітко-множинного підходу

Концепція сталого розвитку України ставить дуже високі вимоги до розвитку водного господарства – одного з найважливіших ресурсозберігаючих комплексів, основи успішного функціонування підприємств комунального господарства, промисловості, водного транспорту, рибного господарства, зрошувального землеробства, рекреації тощо. Стан водних екосистем є одним з основних чинників біологічного різноманіття.

Під сталим розвитком водного господарства розуміється такий стан водних об'єктів, гідротехнічних споруд і експлуатаційних заходів, який відповідає вимогам гарантованого постачання населення та галузей економіки країни якісною водою у необхідному обсязі та режимі, стабільного відтворення і охорони водних ресурсів, відновлення і збереження стійкості водних екосистем [37, с. 39]. Проте останнім часом основна водна артерія м. Вінниця опинилася під загрозою забруднення. Можливим джерелом забруднення може стати полігон ТПВ, який розташований поблизу с. М. Стадниця.

Згідно додатку Б полігон ТПВ м. Вінниця, що розташований на відстані 1 км від с. М. Стадниця, було спроектовано проектним інститутом “Укркомунремдорпроект” у 1982 р. і введено в дію в 1984 р. Розрахунковий термін експлуатації складає 2,5 роки при проектній потужності 550000м^3

відходів. На даний час фактичний термін експлуатації складає понад 18 років. За цей час накопилось понад 5,9 млн.м³ відходів і більше 5 тис.м³ агресивних високо забруднених стічних вод (фільтрату).

Постановою від 11.08.94 №31 спільним рішенням Вінницької районної санітарно-епідеміологічної станції та районної екологічної інспекції експлуатація полігону була заборонена. Незважаючи на це, питання вибору земельної ділянки та будівництва нового полігону для знешкодження ТПВ або впровадження інших технічних та технологічних рішень до цього часу залишається невирішеним.

Полігон згідно додатку Б продовжує експлуатуватися з грубим порушенням санітарних норм, а саме:

- складування відходів тривалий час проводиться за межами запроектованого полігону без проведення гідроізоляційних робіт;
- не проводиться пошарова ізоляція відходів ґрунтом;
- не обладнаний майданчик для миття;
- не впорядковані під'їзні шляхи, відсутнє штучне освітлення;
- не організовано проведення технологічного лабораторного контролю;
- обвалування полігону знаходиться під загрозою руйнування через значну кількість відходів;
- відсутня система збору та знешкодження агресивного фільтрату;
- не проводяться роботи по попередженню пожеж та вільного відтоку біогазу;
- не проводиться боротьба з бродячими тваринами та гризунами;
- на полігоні постійно знаходиться певна кількість людей без постійного місця проживання.

Перевіркою від 15 лютого 2000 р. СЕС Вінницького району спільно з екологічною інспекцією встановлено рівень фільтрату, який загрожував проривом обвалування (Додаток Б). Згідно з рішенням міськвиконкому обвалування було піднято, але при подальшій перевірці було виявлено, що матеріал, яким виконували підсипку, не відповідає нормативним вимогам.

У зоні впливу полігону відмічається різке погіршення якості ґрунтових вод, в т. ч. в с. М. Стадниця, де рівень забруднення колодязної води за бактеріологічними показниками перевищує нормативи в 2,5 рази, за каламутністю – в 10 разів, вмістом хлоридів – в 3 рази [55, с 5 – 8].

З огляду на вимоги щодо організації полігонів ТПВ можна зробити висновок про те що полігон принципово не міг розміщуватися в районі с. М. Стадниця через високу ймовірність витоку забруднених підземних вод до р. Десна, а отже і до водозабору м. Вінниця (рис. 3.1), а також через те, що рівень ґрунтових вод в районі полігону, згідно [55, с. 28], знаходиться на глибині 0,2 – 4 м, що вже само по собі є грубим порушенням, оскільки рівень ґрунтових вод під днищем полігона повинний знаходитися на глибині більше 2 м.

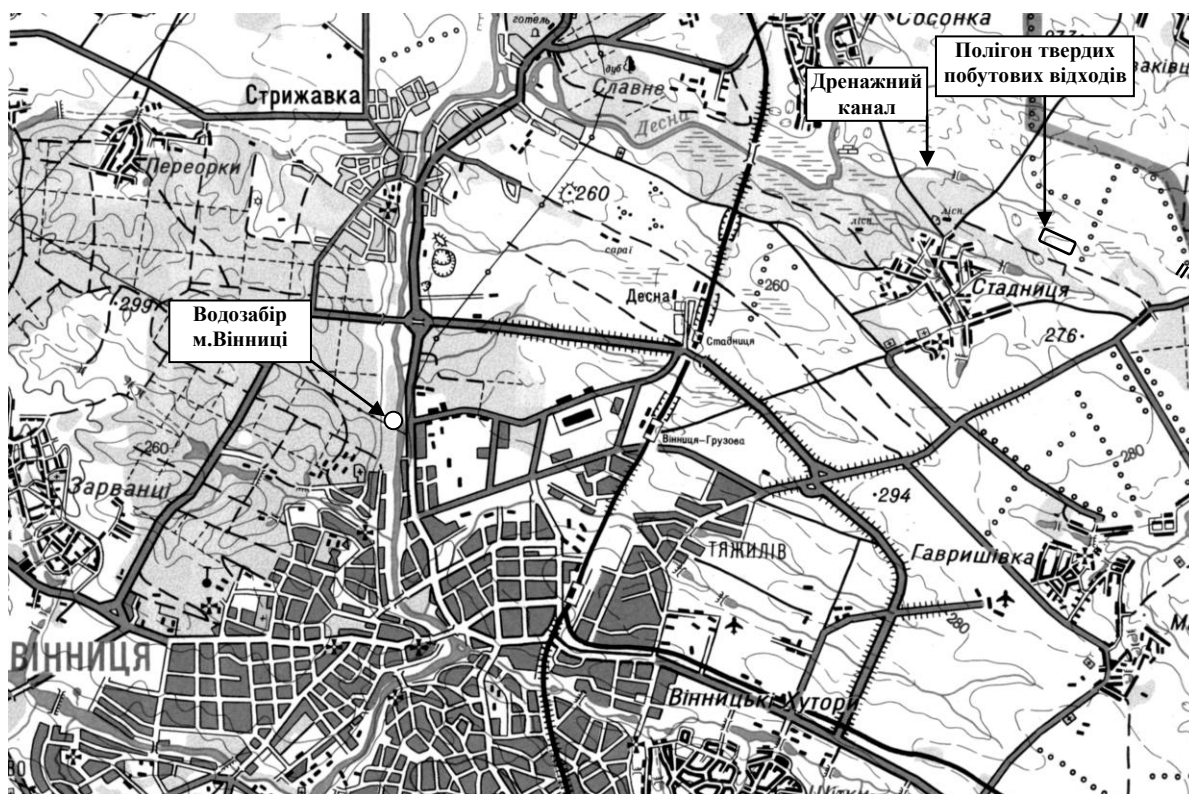


Рис. 3.1. Схема розташування вінницького міського полігону ТПВ

Якщо уважніше проаналізувати схеми, подані в [55], можна виявити ряд інших деталей, які підкреслюють екологічну та економічну складність

ситуації. Так, наприклад, найвищий рівень ґрунтових вод знаходиться безпосередньо під валами, що свідчить про те що елементарними умовами гідротехнічної ізоляції ґрунтових вод свідомо було нехтувано. Рівень залягання ґрунтових вод має бути щонайменше на глибині 2 м, і то тільки в тому випадку коли на дні полігону є шар глинистого ґрунту товщиною 2 м [54, с. 26]. Полігони у більшості випадків намагаються розмістити на рівнинній території, проте в даному випадку очевидним є чітко спрямований схил від полігону ТПВ до дренажного каналу, з загальним зменшенням висоти на рівнем моря від 270 м біля полігону до 234 м в районі р. Десна. Цей факт впливає також на загальний потік ґрунтових вод в напрямку до р. Десна.

При більш детальному вивченні топографічних особливостей місцевості можна помітити, що насправді дренажний канал, позначений на рис. 3.1 бере свій початок поблизу звалища, а саме близько 200 м на північний схід. Ще одна екологічно не сприятлива ситуація, оскільки рівень фільтрату є найвищим в східній частині полігону, що у разі аварії може призвести до досить швидкого переносу шкідливих речовин через дренажний канал до р. Десна, що само-собой призведе до забруднення головної водопостачальної артерії м. Вінниця. Все це обумовлює об'єктивну необхідність оцінки можливих наслідків надзвичайної ситуації з метою виявлення можливих важелів ефективного управління відповідною еколого-економічною системою та мінімізації можливих негативних наслідків.

Отож, розробимо математичну модель оцінки ризику виникнення різного роду збитків при аварії на полігоні ТПВ із використанням нечітко-множинного підходу. Для цього спочатку визначимо основні аспекти, на базі яких буде проводитись дане оцінювання. При викладенні теоретичних основ використання нечітко-множинного та нечітко-логічного підходів, а також при обґрунтуванні можливості їх адаптації до вирішення проблеми оцінювання ризику виникнення аварії об'єктах комунального господарства і,

зокрема, на звалища побутових відходів було визначено два ієрархічні рівні показників:

- перший рівень – це певні узагальнюючі показники ризику виникнення визначених видів збитків відповідно до класифікаційних категорій;
- другий рівень – початкові показники ризику виникнення збитків.

Отож, спираючись на можливі форми негативного прояву результатів аварійного розвитку подій на такому об'єкті комунального господарства як полігон ТПВ, конкретизуємо запропоновану в другому розділі модель оцінки ризикованості його функціонування. Для цього спочатку необхідним є визначення назв груп показників ризикованості, які будуть об'єднувати у собі початкові дані, тобто назви показників ризикованості проміжного рівня. Отож, виходячи з формули (1.15), використаємо спрощений підхід до визначення показника ризику як добутку ймовірності негативного розвитку подій на ймовірність аварії. Логічною в даному випадку є класифікація ризиків за назвами збитків, що виникають внаслідок надзвичайної ситуації.

Зазвичай виділяють таких три види збитків [77, с. 42], пов'язаних з категорією екологічного ризику, як збиток ресурсам, збиток екосистемам, збиток здоров'ю людини. Це підтверджується і формулою (1.2) [29, с. 63], оскільки збиток ресурсам можна розглядати як економічний збиток, збиток екосистемам – як екологічний, збиток здоров'ю людини – як соціальний. В даному випадку необхідно зауважити, що поняття економічного і соціального збитків є об'єктивно ширшими за поняття збитку ресурсам та здоров'ю людини, оскільки вони обумовлені різноманітнішим характером прояву. Отже, враховуючи можливі форми прояву негативних наслідків аварійного розвитку подій на такому об'єкті комунального господарства як полігон ТПВ, зупинимось на поділі вихідних показників ризикованості на групи, які відповідно обумовлюватимуть показники економічного X_1 , екологічного X_2 і соціального X_3 ризиків.

На основі розрахованих значень груп показників буде проводитися визначення інтегрального показника ризику виникнення збитків внаслідок аварії на полігоні ТПВ:

$$Y = f_Y(X_1, X_2, X_3). \quad (3.1)$$

В свою чергу комплексне значення кожної з вказаних груп може бути визначено за вихідними показниками. Для початку визначимо якими вихідними показниками буде обумовлений ризик виникнення економічних збитків. З попередньо запропонованих експертами показників сформуємо набір найбільш важливих для адекватної оцінки визначеної категорії. Включимо в набір X_1 показників для оцінки ризиків виникнення економічних збитків наступні критерії: X_{11} – ризик пошкодження або руйнування майна, X_{12} – ризик економічних втрат підприємством водопостачання, X_{13} – ризик виникнення додаткових витрат, пов'язаних з забезпеченням населення міста питною водою, X_{14} – ризик виникнення збитків внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості. В даному випадку необхідною є відповідну залежність:

$$X_1 = f_1(X_{11}, X_{12}, X_{13}, X_{14}) \quad (3.2)$$

В свою чергу екологічний ризик теж може бути розрахований на базі певних вхідних показників. Для визначення переліку даних показників скористаємося формулою (1.3), в якій зазначені види екологічного збитку, що можуть виникнути в результаті надзвичайної ситуації. Логічною в даному, як і в попередніх, випадку є класифікація ризиків за видами екологічних збитків. Отже, груповий показник екологічного ризику X_2 може бути розрахований на основі ризику забруднення атмосферного повітря X_{21} , ризику забруднення водних ресурсів X_{22} , ризику забруднення ґрунтів X_{23} :

$$X_2 = f_2(X_{21}, X_{22}, X_{23}). \quad (3.3)$$

Для оцінки соціального ризику X_3 скористаємось аналогічним підходом. В даному випадку скористаємось формулою (1.4), яка визначає види соціального збитку. Логічним в даному випадку, виходячи з назв можливих збитків, є використання для оцінки показників ризику погіршення використання трудових ресурсів через підвищення захворюваності населення X_{31} , ризику зростання витрат на соціальне страхування X_{32} , ризику зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок підвищення захворюваності населення X_{33} . Необхідною є також умова:

$$X_3 = f_3(X_{31}, X_{32}, X_{33}). \quad (3.4)$$

Слід відзначити, що представлений набір показників запропонований для визначення показника ризикованості функціонування саме полігону ТПВ. Такий набір є одним з можливих варіантів і може формуватися експертом індивідуально для кожного окремого об'єкта комунального господарства із врахуванням його специфіки.

Отже структура моделі оцінки ризикованості полігону ТПВ матиме наступний вигляд:

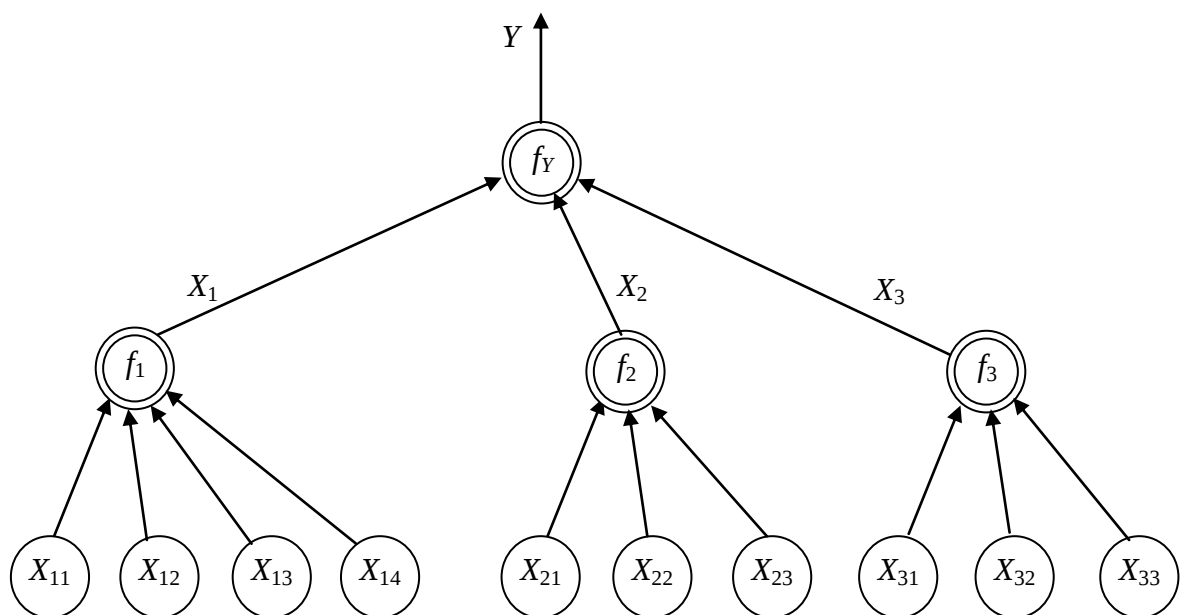


Рис. 3.2. Структура моделі оцінки ризикованості функціонування полігону ТПВ

Така структура моделі зумовлена по-перше об'єктивною необхідністю логічного поділу показників ризикованості на певні групи в залежності від виду можливих наслідків аварії, по-друге, тим, що кількість зв'язків між детермінуючими та детермінованими показниками в нейронечітких мережах не повинна перевищувати 5 – 7, оскільки це негативно впливає на процес настройки моделі [87]. Дана структура моделі оцінки показника ризикованості функціонування полігону ТПВ може бути використана як при застосування нечітко-логічного, так і нечітко-множинного підходів. Однак використання в умовах даного дослідження нечітко-логічного підходу є майже неможливим, оскільки статистична база для адекватного настроювання відповідної нейронечіткої мережі має складатись з блоків даних в такій кількості, яка перевищує кількість зв'язків у мережі мінімум у три рази [98, с. 202]. Використання нечітко-множинного підходу є можливим в умовах обмеженого інформаційного поля, тому його застосування є адекватним в даному дисертаційному дослідженні. Враховуючи особливості використання розробленого нечітко-множинного підходу до оцінки ризикованості функціонування полігону ТПВ та відповідну структуру моделі, формалізуємо її, враховуючи формули (2.11) і (2.12):

$$Y = \arg_{\{G_1 \dots G_5\}} [g = \sum_{j=1}^5 k_j \sum_{t=1}^3 r_t \lambda_{tj}(g_t)], \quad g \in (G_1 \dots G_5), \quad g_t \in (B_{t1} \dots B_{t5}), \quad (3.5)$$

$$g_t = \sum_{j=1}^5 k_j \sum_{i=1}^N r_i \lambda_{tij}(X_{ti}), \quad g_t \in (G_{t1} \dots G_{t5}), \quad X_{ti} \in (B_{ti1} \dots B_{ti5}), \quad (3.6)$$

де Y – лінгвістична оцінка рівня інтегрального показника ризикованості функціонування полігону ТПВ;

g_t – показник рівня ризику відповідно по групам, що характеризують економічну, екологічну та соціальну його складові;

g – показник рівня ризикованості функціонування полігону ТПВ;

$\lambda_{tj}(g_t)$, $\lambda_{tij}(X_{ti})$ – показники, що характеризують належність параметрів g_t та X_{ti} підмножинам B_{ij} та B_{tij} ;

$B_{ti1}...B_{ti5}$ та $B_{t1}...B_{t5}$) – підмножини, що характеризують рівень детермінуючих параметрів;

$G_{t1}...G_{t5}$ та $G_1...G_5$ – підмножини, що характеризують рівень детермінованих параметрів.

Оцінювання відповідних категорій необхідно проводити поетапно, починаючи з показників нижчих рівнів і закінчуючи оцінкою інтегрального показника ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ.

В процесі оцінки проміжних та результуючого показників ризикованості функціонування такого об'єкту комунального господарства, як Вінницький полігон ТПВ виникає об'єктивна необхідність використання як наявної інформаційної бази так і експертних оцінок, оскільки вони, враховуючи специфіку використовуваного математичного апарату можуть значно спростити процес розрахунків та підвищити вірогідність отриманого результату. В процесі використання методу експертних оцінок була складена відповідна анкета (додаток В), проведене опитування експертів та отримані і проаналізовані відповідні результати (додаток Д, додаток Е).

Враховуючи той факт, що проведене експертне опитування включає три типи оцінок, можливим є визначення узгодженості експертних оцінок лише по деяким з них. Так, наприклад, аналізуючи результати експертних оцінок величини окремих параметрів, зокрема рівнів ризику, можна сказати про високу їх узгодженість, оскільки коефіцієнт конкордації в даному випадку становитиме 0,896. Узгодженість оцінок вагомості окремих показників ризикованості є меншою і становить 0,801. Це можна пояснити складністю розуміння використовуваного підходу експертами. Висока узгодженість даних видів оцінок експертів об'єктивно дає можливість адекватного використання усієї інформаційної бази експертного опитування.

Для початку визначимо ризик виникнення економічних збитків. Для цього врахуємо попередньо запропонований експертами показників набір, найбільш важливих для оцінки визначеної категорії. Заздалегідь визначимо, що перші три показники будуть оцінюватися у числовому вимірі, а останній буде задаватися лінгвістично експертним шляхом. Обумовимо також, що значимість показників згідно думки експертів спадає в такому порядку X_{13} , X_{12} , X_{14} , X_{11} .

Отож, визначимо, що повна множина рівнів економічних ризиків X_1 розбивається на 5 підмножин:

G_{11} – нечітка підмножина "дуже високий рівень економічного ризику";

G_{12} – нечітка підмножина "економічний ризик високий";

G_{13} – нечітка підмножина "рівень економічного ризику середній";

G_{14} – нечітка підмножина "низький рівень економічного ризику";

G_{15} – нечітка підмножина "економічний ризик незначний".

Носій множини G_1 – показник рівня економічного ризику g_1 – приймає значення від нуля до одиниці за визначенням.

Для будь-якого окремого фактора впливу на рівень економічного ризику X_{li} повна множина його значень B_{li} розбивається на п'ять підмножин:

B_{li1} – підмножина "дуже низький рівень показника X_{li} ";

B_{li2} – підмножина "низький рівень показника X_{li} ";

B_{li3} – підмножина "середній рівень показника X_{li} ";

B_{li4} – підмножина "високий рівень показника X_{li} ";

B_{li5} – підмножина "дуже високий рівень показника X_{li} ".

При цьому за даним підходом приймемо, що зростання окремого показника X_{li} пов'язано із зростанням рівня економічних збитків.

Приймемо як вихідну позицію також і відповідність кожному показнику X_{li} рівня його значимості r_{li} для оцінки. При цьому врахуємо спадання значимості показників в порядку їх згадування.

У даному випадку використовуючи правило Фішберна, ми не маємо можливості адекватно оцінити значимість показників, оскільки при різних значеннях N сума показників r_i не завжди дорівнює 1.

Продemonструємо це на простому прикладі, коли $N = 4$

$$\begin{aligned} r_1 &= \frac{2 \cdot (4 - 1 + 1)}{(4 - 1) \cdot 4} = 0,67, & r_2 &= \frac{2 \cdot (4 - 2 + 1)}{(4 - 1) \cdot 4} = 0,5, \\ r_3 &= \frac{2 \cdot (4 - 3 + 1)}{(4 - 1) \cdot 4} = 0,33, & r_4 &= \frac{2 \cdot (4 - 4 + 1)}{(4 - 1) \cdot 4} = 0,17. \end{aligned}$$

$$\text{Як бачимо } \sum_{i=1}^N r_i = 0,67 + 0,5 + 0,33 + 0,17 = 1,67 \neq 1.$$

Враховуючи даний факт, пропонуємо для розрахунку значимості факторів пронормувати отримані показники шляхом ділення їх на загальну суму. Тобто:

$$\begin{aligned} r_{13} &= \frac{0,67}{1,67} \approx 0,4, & r_{12} &= \frac{0,5}{1,67} \approx 0,3, \\ r_{14} &= \frac{0,33}{1,67} \approx 0,2, & r_{11} &= \frac{0,17}{1,67} \approx 0,1. \end{aligned}$$

Побудуємо класифікацію поточного значення показника рівня економічних збитків g_1 як критерію розбивки множини G_1 на нечіткі підмножини. Результати зведемо в табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Класифікація значень показника рівня економічного ризику

Інтервал значень G_1	Найменування підмножини
$0,8 \leq g_1 \leq 1$	G_{11} – "дуже високий рівень економічного ризику"
$0,6 \leq g_1 < 0,8$	G_{12} – "економічний ризик високий"
$0,4 \leq g_1 < 0,6$	G_{13} – "рівень економічного ризику середній"
$0,2 \leq g_1 < 0,4$	G_{14} – "низький рівень економічного ризику"
$0 \leq g_1 < 0,2$	G_{15} – "економічний ризик незначний"

На наступному етапі класифікації обраних показників необхідним є визначення критеріїв розбивки поточних значень x_i показників X_{li} як критеріїв розбивки повної множини їхніх значень на підмножини виду B_{li} . Для цього скористаємося відповідними даними отриманими експертним шляхом для створення класифікаційної шкали та занесемо їх у табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Класифікація поточних співвідношень рівнів обраних показників відносно бази порівняння

Найменування показника	Критерій розбивки по підмножинах				
	B_{li1}	B_{li2}	B_{li3}	B_{li4}	B_{li5}
X_{11}	$x_{11} < 0,1$	$0,1 \leq x_{11} < 0,2$	$0,2 \leq x_{11} < 0,3$	$0,3 \leq x_{11} < 0,4$	$0,4 \leq x_{11}$
X_{12}	$x_{12} < 0,1$	$0,1 \leq x_{12} < 0,2$	$0,2 \leq x_{12} < 0,4$	$0,4 \leq x_{12} < 0,5$	$0,5 \leq x_{12}$
X_{13}	$x_{13} < 0,1$	$0,1 \leq x_{13} < 0,2$	$0,2 \leq x_{13} < 0,4$	$0,4 \leq x_{13} < 0,5$	$0,5 \leq x_{13}$

Даний етап є можливим тільки в тому випадку коли експерти одностайні щодо бази порівняння показників ризику, як це є в даному випадку (додаток Д).

При цьому врахуємо також, що показник ризику виникнення збитків внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості задається експертами лінгвістично, тому визначення критеріїв його оцінки не є об'єктивно необхідним для проведення подальших розрахунків

Проведемо розрахунки величини економічних ризиків, враховуючи, що ймовірність аварійного розвитку подій на досліджуваному звалищі побутових відходів оцінена експертами 1 балом, тобто становить 0,1.

Для оцінки ризику втрати або пошкодження майна визначимо спочатку можливі збитки. За попередніми підрахунками витрати на відновлення обвалування полігону, тобто збиток внаслідок руйнування обвалування під час витоку фільтрату, становитиме близько 60 тис. грн., у свою чергу збитки від пошкодження техніки та устаткування – не менше 20 тис. грн.. Отже загальна

сума збитку від втрати або руйнування майна на полігоні ТПВ сягатиме близько 80 тис. грн..

Використовуючи формулу (1.17), розрахуємо ризик отримання збитку від втрати або руйнування майна:

$$R_{11} = 80 \cdot 0,1 = 8 \text{ тис. грн.}$$

Для приведення даного показника у порівняльний вигляд знайдемо співвідношення його рівня з вартістю майна на звалищі, яка за оцінками експертів є адекватною базою для порівняння, враховуючи, що балансова вартість звалища становить 154 тис. грн., а вартість техніки – 40,2 тис. грн.

$$\text{Отже: } x_{11} = \frac{8}{154 + 40,2} = 0,04$$

Визначимо також рівень економічного ризику втрат від простою водопостачального підприємства. Враховуючи, що за оцінками експертів простій даного підприємства триватиме від одного до трьох тижнів, а цілодобові втрати від простою становитимуть 66,5 тис. грн., розрахуємо величину мінімального ризику для даного виду збитку:

$$R_{12} = 66,5 \cdot 7 \cdot 0,1 = 46,6 \text{ тис. грн.}$$

В якості бази для порівняння згідно думки експертів оберемо величину місячних витрат міського бюджету на благоустрій, яка становить 100 тис. грн., оскільки саме ці кошти в короткостроковому періоді можуть бути використані на покриття відповідних збитків.

$$\text{Отже: } x_{12} = \frac{46,6}{100} = 0,47$$

Для оцінки рівня ризику виникнення додаткових витрат, пов'язаних із забезпеченням населення міста питною водою, врахуємо, що витрати на забезпечення населення питною водою становитимуть приблизно 20 – 30 тис. грн., проте на відміну від попереднього пункту на думку експертів в залежності від обставин термін постачання питної води коливатиметься від 2-х до 5 тижнів, оскільки навіть після відновлення роботи

водоканалу певний період до централізованої мережі буде постачатись лише вода для технічних потреб.

Отже, відповідні показники в даному випадку становитимуть:

$$R_{13} = 20 \cdot 14 \cdot 0,1 = 28 \text{ тис. грн.},$$

$$x_{13} = \frac{28}{100} = 0,28.$$

Рівень же ризику виникнення економічних збитків внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості відносно аналогічної бази порівняння оцінений експертами по-різному. Так, наприклад, шестеро експертів оцінили даний показник ризику відповідно 5-ма і 6-ма балами, що відповідає середньому рівню, 8-ро експертів оцінили даний показник 7-ма та 8-ма балами, що відповідає високому рівню показника, і 1 експерт оцінив ризик 9-ма балами, що відповідає дуже високому рівню показника ризику. В даному випадку усереднення експертних оцінок не є адекватним, оскільки необхідно врахувати думку всіх експертів, тому доцільним в даному випадку є розгляд множини даних експертами оцінок, наприклад по даному показнику u_{14} , як підмножини універсальної множини B_{14} , що охоплює всю множину можливих його значень. Тоді належність множини u_{14} даних експертами оцінок рівня показника ризику виникнення економічних збитків внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості відповідно до підмножин B_{14i} універсальної множини B_{14} можна буде визначити за наступною формулою:

$$\mu^{B_{tij}}(u_{ti}) = \lambda_{tij} = \frac{n_{B_{tij}}}{m_{ti}} \quad (3.7)$$

де $\mu^{B_{tij}}(u_{ti})$ або λ_{tij} – функція належності множини u_{ti} підмножині B_{tij} універсальної множини B_{ti} ;

$n_{B_{tij}}$ – кількість експертних оцінок даних по i -му параметру t -ї групи показників, що відповідає підмножині B_{tij} ;

m_{ti} – загальна кількість експертних оцінок дана по i -му параметру t -ї групи показників.

Отже для показника ризику виникнення економічних збитків внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості:

$$\lambda_{143} = \frac{6}{15} = 0,4,$$

$$\lambda_{144} = \frac{8}{15} \approx 0,53,$$

$$\lambda_{145} = \frac{1}{15} \approx 0,07.$$

Отже на основі отриманих показників проведемо їх класифікацію та занесемо відповідні результати у табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Класифікація рівня показників

Найменування показника	Результат класифікації по підмножинах				
	B_{li1}	B_{li2}	B_{li3}	B_{li4}	B_{li5}
X_{11}	1	0	0	0	0
X_{12}	0	0	0	1	0
X_{13}	0	0	1	0	0
X_{14}	0	0	0,4	0,53	0,07

Спочатку розрахуємо за функцією (2.12) значення k_j , $j = \overline{1,5}$:

$$k_1 = 0,9 - 0,2 \cdot (5-1) = 0,1; k_2 = 0,3; k_3 = 0,5; k_4 = 0,7; k_5 = 0,9.$$

За співвідношенням (2.11) із урахуванням значимості показників r_{1i} , $i = \overline{1,4}$ визначимо значення g_1 :

$$g_1 = 0,1 \cdot (0,1 \cdot 1) + 0,5 \cdot (0,4 \cdot 1 + 0,2 \cdot 0,4) + 0,7 \cdot (0,3 \cdot 1 + 0,2 \cdot 0,53) + 0,9 \cdot (0,2 \cdot 0,07) = 0,547.$$

Даний показник відповідає підмножині G_{13} , яка характеризує середній рівень економічного ризику, зі ступенем впевненості, згідно табл. 2.2 $\mu_{1-3} = 1$.

Показник g_1 можна розрахувати використовуючи вагомості показників економічного ризику визначену експертами:

$$g_{1_e} = 0,1 \cdot (0,16 \cdot 1) + 0,5 \cdot (0,32 \cdot 1 + 0,21 \cdot 0,4) + 0,7 \cdot (0,31 \cdot 1 + 0,21 \cdot 0,53) + 0,9 \cdot (0,21 \cdot 0,07) = 0,526$$

Даний показник відповідає підмножині G_{13} , яка характеризує середній рівень економічного ризику. При цьому ступінь впевненості становитиме $\mu_{1_e} = 1$ (згідно табл. 2.2).

Як бачимо розраховані показники мало відрізняють, що свідчить про можливість використання в розрахунках як правила Фішберна так і даних, отриманих експертним шляхом. Крім того в даному випадку отримані показники g_1 і g_{1_e} , які є носіями універсальної множини G_1 однозначно належать до підмножини G_{13} , що об'єктивно дає змогу стверджувати про середній рівень отриманого показника.

На другому етапі визначимо ризик виникнення екологічних збитків. Для цього використаємо набір показників визначений раніше. Обумовимо також, що значимість показників, згідно оцінок експертів спадає у такому порядку – X_{22}, X_{23}, X_{21} .

Отож, визначимо, що повна множина рівнів екологічних ризиків X_2 розбивається на 5 підмножин:

G_{21} – нечітка підмножина "дуже високий рівень екологічного ризику";

G_{22} – нечітка підмножина "екологічний ризик високий";

G_{23} – нечітка підмножина "рівень екологічного ризику середній";

G_{24} – нечітка підмножина "низький рівень екологічного ризику";

G_{25} – нечітка підмножина "екологічний ризик незначний".

Носій множини G_2 – показник рівня екологічного ризику g_2 – приймає значення від нуля до одиниці за визначенням.

Для будь-якого окремого фактора впливу на рівень екологічного ризику X_{2i} повна множина його значень B_{2i} розбивається на п'ять підмножин:

B_{2i1} – підмножина "дуже низький рівень показника X_{2i} ";

B_{2i2} – підмножина "низький рівень показника X_{2i} ";

B_{2i3} – підмножина "середній рівень показника X_{2i} ";

B_{2i4} – підмножина "високий рівень показника X_{2i} ";

B_{2i5} – підмножина "дуже високий рівень показника X_{2i} ".

При цьому приймемо, що зростання окремого показника X_{2i} пов'язано із зростанням рівня екологічних збитків. У відповідність кожному показнику X_{2i} знайдемо рівень його значимості r_{2i} для оцінки. При цьому врахуємо спадання значимості показників. Отож, визначимо рівні значимості показників:

$$r_{22}' = \frac{2 \cdot (3 - 1 + 1)}{(3 - 1) \cdot 3} = 1, \quad r_{23}' = \frac{2 \cdot (3 - 2 + 1)}{(3 - 1) \cdot 3} = 0,67, \quad r_{21}' = \frac{2 \cdot (3 - 3 + 1)}{(3 - 1) \cdot 3} = 0,33.$$

Пронормувавши показники отримаємо:

$$r_{22} = \frac{1}{2} \approx 0,5, \quad r_{23} = \frac{0,67}{2} \approx 0,33, \quad r_{21} = \frac{0,33}{2} \approx 0,17.$$

Побудуємо класифікацію поточного значення показника рівня екологічного ризику g_2 як критерію розбивки множини G_2 на нечіткі підмножини. Результати зведемо у табл. 3.4.

Таблиця 3.4

Класифікація значень показника рівня екологічного ризику

Інтервал значень G_2	Найменування підмножини
$0,8 \leq g_2 \leq 1$	G_{21} – "дуже високий рівень екологічного ризику"
$0,6 \leq g_2 < 0,8$	G_{22} – "екологічний ризик високий"
$0,4 \leq g_2 < 0,6$	G_{23} – "рівень екологічного ризику середній"
$0,2 \leq g_2 < 0,4$	G_{24} – "низький рівень екологічного ризику"
$0 \leq g_2 < 0,2$	G_{25} – "екологічний ризик незначний"

На наступному етапі класифікації обраних показників необхідним є визначення критеріїв розбивки поточних значень x_2 показників X_2 як критеріїв розбивки повної множини їхніх значень на підмножини виду B_2 . Для цього скористаємося відповідними даними для створення класифікаційної шкали, наданими експертами, та занесемо їх у табл. 3.5.

Таблиця 3.5

Класифікація поточних співвідношень рівнів обраних показників
відносно бази порівняння

Найменування показника	Критерій розбивки по підмножинах				
	B_{2i1}	B_{2i2}	B_{2i3}	B_{2i4}	B_{2i5}
X_{21}	$x_{21} < 0,2$	$0,2 \leq x_{21} < 0,4$	$0,4 \leq x_{21} < 0,6$	$0,6 \leq x_{21} < 0,8$	$0,8 \leq x_{21}$
X_{22}	$x_{22} < 0,2$	$0,2 \leq x_{22} < 0,4$	$0,4 \leq x_{22} < 0,6$	$0,6 \leq x_{22} < 0,8$	$0,8 \leq x_{22}$
X_{23}	$x_{23} < 0,2$	$0,2 \leq x_{23} < 0,4$	$0,4 \leq x_{23} < 0,6$	$0,6 \leq x_{23} < 0,8$	$0,8 \leq x_{23}$

При цьому врахуємо також, що показник ризику забруднення атмосферного повітря та ґрунтів оцінюються експертами в балах і використовуються в подальших розрахунках у вигляді лінгвістичних термів. Визначення критеріїв їх оцінки в даному випадку є об'єктивно необхідним оскільки при значній інформаційній базі представляється можливим їх розрахунок, а не експертна оцінка.

Врахуємо також і той факт, що ризик забруднення атмосферного повітря оцінений 3-ма експертами 4-ма балами, що відповідає низькому рівню, 9-ма експертами – 5-ма і 6-ма балами, що відповідає середньому рівню, та 3-ма експертами – 7-ма балами, що відповідає високому рівню показника. Отже згідно з формулою (3.7):

$$\lambda_{212} = \lambda_{214} = \frac{3}{15} = 0,2,$$

$$\lambda_{213} = \frac{9}{15} = 0,6.$$

Ризик же забруднення ґрунтів оцінений 10-ма експертами 7-ма та 8-ма балами, що відповідає високому рівню показника та 5-ма експертами – 9-ма та 10-ма балами, що відповідає дуже високому рівню показника. Звідси:

$$\lambda_{234} = \frac{10}{15} = 0,67,$$

$$\lambda_{235} = \frac{5}{15} = 0,33.$$

Базою порівняння в даному випадку може бути сума коштів міського бюджету та позабюджетних фондів, що реально терміново може бути використана для поліпшення ситуації. В даному випадку база для порівняння складатиметься з річних витрат місцевого бюджету на благоустрій у розмірі 1 млн. 200 тис. грн. та величини позабюджетного фонду на здійснення природоохоронних заходів в розмірі 100 тис. грн.

Для оцінки ж ризику забруднення водних ресурсів використовуючи формулу (1.7) визначимо можливий збиток від виникнення надзвичайної ситуації при забрудненні водних ресурсів різними речовинами. При цьому врахуємо також останню методику [75, с. 37 – 44] та використаємо в якості бази для визначення екологічного збитку не неоподаткований мінімум, а мінімальний розмір заробітної плати та вихідні дані щодо концентрації забруднюючих речовин у фільтраті (табл. 3.6) [55, с. 5] .

Таблиця 3.6

Вихідні дані для обчислення можливої величини збитку від забруднення водних ресурсів

Концентрації забруднювачів г/м ³	Завислі речовини	Хлориди	Азот амонійний	Нітрит і NO ₂	Окислюваність перм.	БСК	Залізо	Цинк	Нікель	Кобальт	Марганець	Свинець	Кадмій
Фільтрат	320,4	3692	12,01	0,615	922,8	1206	51,2	9	0,148	0,164	18,2	0,203	0,029
ГДК	0	250	0	0	4	–	–	–	–	–	0,1	–	–

Тоді, враховуючи також, що кількість фільтрату, яка потенційно може потрапити до основного об'єкту водопостачання, за оцінками експертів становить близько 20% від його загальної кількості (5 тис. м³) розміри збитків становитимуть від забруднення:

- завислими речовинами

$$Z_{\text{зав.реч}} = 1000 \cdot 320,4 \cdot 0,003 \cdot 100 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 31892,6 \text{ грн.},$$

- хлоридами

$$Z_{\text{хлор}} = 1000 \cdot 3692 \cdot 0,003 \cdot \frac{1}{250} \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 14,7 \text{ грн.},$$

- азотом амонієвим

$$Z_{\text{азот}} = 1000 \cdot 12,01 \cdot 0,003 \cdot 100 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 1195,5 \text{ грн.},$$

- нітратами

$$Z_{\text{нітр}} = 1000 \cdot 0,615 \cdot 0,003 \cdot 100 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 61,3 \text{ грн.},$$

- по окисам перманганату

$$Z_{\text{окисл}} = 1000 \cdot 922,8 \cdot 0,003 \cdot \frac{1}{4} \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 229,7 \text{ грн.},$$

- по БСК

$$Z_{\text{БСК}} = 1000 \cdot 1206 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 120045240 \text{ грн.},$$

- залізом

$$Z_{\text{зал}} = 1000 \cdot 51,2 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 5096448 \text{ грн.},$$

- цинком

$$Z_{\text{цинк}} = 1000 \cdot 9 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 895860 \text{ грн.},$$

- нікелем

$$Z_{\text{нік}} = 1000 \cdot 0,148 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 14731,9 \text{ грн.},$$

- кобальтом

$$Z_{\text{коб}} = 1000 \cdot 0,164 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 16324,6 \text{ грн.},$$

- марганцем

$$Z_{\text{марг}} = 1000 \cdot 18,2 \cdot 0,003 \cdot \frac{1}{0,1} \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 181,1 \text{ грн.},$$

– свинцем

$$Z_{\text{свин}} = 1000 \cdot 0,203 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 20206,6 \text{ грн.},$$

– кадмієм

$$Z_{\text{кадм}} = 1000 \cdot 0,029 \cdot 0,003 \cdot 100000 \cdot 237 \cdot 1,4 \cdot 0,001 = 2886,7 \text{ грн.}$$

Загальну суму економічного збитку можна визначити за наступною формулою:

$$Z_{\Sigma} = \sum_{i=1}^n Z_i, \quad (3.8)$$

де Z_i – збиток від забруднення водного середовища i -ю речовиною.

Отже:

$$Z_{\Sigma} = 31892,6 + 14,7 + 1195,5 + 61,3 + 229,7 + 120045240 + 5096448 + 895860 + 14731,9 + 16324,6 + 181,1 + 20206,6 + 2886,7 = 126125272,7 \text{ грн.}$$

$$\text{Звідси } R_{22} = 126125272,7 \cdot 0,1 = 12612527,3 \text{ грн.}$$

Для приведення даного показника у порівняльний вигляд знайдемо його рівень у відсотках відносно бази порівняння:

$$\text{Отже: } x_{22} = \frac{12612527,3}{1300000} = 9,7$$

На основі отриманих показників проведемо їх класифікацію (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Класифікація рівня показників

Найменування показника	Результат класифікації по підмножинах				
	B_{2i1}	B_{2i2}	B_{2i3}	B_{2i4}	B_{2i5}
X_{21}	0	0,2	0,6	0,2	0
X_{22}	0	0	0	0	1
X_{23}	0	0	0	0,67	0,33

$$k_1 = 0,9 - 0,2 \cdot (5-1) = 0,1; k_2 = 0,3; k_3 = 0,5; k_4 = 0,7; k_5 = 0,9.$$

Отже:

$$g_2 = 0,3 \cdot (0,17 \cdot 0,2) + 0,5 \cdot (0,17 \cdot 0,6) + 0,7 \cdot (0,17 \cdot 0,2 + 0,33 \cdot 0,67) + 0,9 \cdot (0,5 \cdot 1 + 0,33 \cdot 0,33) = 0,788.$$

Даний показник відповідає підмножині G_{22} , яка характеризує високий рівень екологічного ризику зі ступінню впевненості $\mu_{2-2} = 10 \cdot (0,85 - 0,788) = 0,62$ та підмножині G_{21} , яка характеризує дуже високий рівень екологічного ризику зі ступінню впевненості $\mu_{2-1} = 1 - 0,62 = 0,38$ (згідно табл. 2.2).

Показник g_2 можна розрахувати використовуючи вагомості показників екологічного ризику визначену експертами:

$$g_{2_e} = 0,3 \cdot (0,24 \cdot 0,2) + 0,5 \cdot (0,24 \cdot 0,6) + 0,7 \cdot (0,24 \cdot 0,2 + 0,36 \cdot 0,67) + 0,9 \cdot (0,4 \cdot 1 + 0,36 \cdot 0,33) = 0,789.$$

Даний показник відповідає підмножині G_{22} , яка характеризує високий рівень екологічного ризику зі ступінню впевненості $\mu_{2-2_e} = 10 \cdot (0,85 - 0,789) = 0,61$ та підмножині G_{21} , яка характеризує дуже високий рівень екологічного ризику зі ступінню впевненості $\mu_{2-1_e} = 1 - 0,61 = 0,39$ (згідно табл. 2.2).

Отримані значення g_2 і g_{2_e} , носіїв універсальної множини G_2 не можна однозначно віднести до якоїсь із класифікаційних підмножин G_{2i} . Отримані дані знаходяться поблизу меж інтервалів, що розбивають задану універсальну множину на підмножини, і тому їх можна віднести як до підмножини G_{22} , та і до G_{21} . Даний факт об'єктивно свідчить про неможливість одержання однозначного результату в результаті узагальнення показників, які не зважаючи на однакову природу мають різні форми прояву. В даному випадку логічним є розрахунок значення функції належності (ступеня належності), яке обумовить відношення отриманого носія універсальної множини до відповідних класифікаційних підмножин.

Як бачимо розраховані показники майже не відрізняють, що свідчить про можливість використання в розрахунках як правила Фішберна так і даних, отриманих експертним шляхом.

На наступному етапі визначимо ризик виникнення соціальних збитків. Для цього використаємо набір показників запропонований раніше, тобто: X_{31} – ризик погіршення використання трудових ресурсів через підвищення захворюваності населення, X_{32} – ризик зростання витрат на соціальне страхування, X_{33} – ризик зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок підвищення захворюваності населення. Обумовимо також, що значимість показників, згідно оцінок експертів є приблизно однаковою.

Визначимо, що повна множина рівнів соціальних ризиків X_3 розбивається на 5 підмножин:

G_{31} – нечітка підмножина "дуже високий рівень соціального ризику";

G_{32} – нечітка підмножина "соціальний ризик високий";

G_{33} – нечітка підмножина "рівень соціального ризику середній";

G_{34} – нечітка підмножина "низький рівень соціального ризику";

G_{35} – нечітка підмножина "соціальний ризик незначний".

Носій множини G_3 – показник рівня соціального ризику g_3 – приймає значення від нуля до одиниці за визначенням.

Для будь-якого окремого фактора впливу на рівень соціального ризику X_{3i} повна множина його значень B_{3i} розбивається на п'ять підмножин:

B_{3i1} – підмножина "дуже низький рівень показника X_{3i} ";

B_{3i2} – підмножина "низький рівень показника X_{3i} ";

B_{3i3} – підмножина "середній рівень показника X_{3i} ";

B_{3i4} – підмножина "високий рівень показника X_{3i} ";

B_{3i5} – підмножина "дуже високий рівень показника X_{3i} ".

Прийmemo до уваги, що зростання окремого показника X_{3i} пов'язано із зростанням рівня соціальних збитків. Значимість r_{3i} буде однаковою для всіх показників рівня соціального ризику і становитиме: $r_{3i} = 1/N = 0,33$.

Побудуємо класифікацію поточного значення показника рівня соціального ризику g_3 як критерію розбивки множини G_3 на нечіткі підмножини. Результати зведемо в табл. 3.8.

Таблиця 3.8

Класифікація значень показника рівня соціального ризику

Інтервал значень G_3	Найменування підмножини
$0,8 \leq g_3 \leq 1$	G_{31} – "дуже високий рівень соціального ризику"
$0,6 \leq g_3 < 0,8$	G_{32} – "соціальний ризик високий"
$0,4 \leq g_3 < 0,6$	G_{33} – "рівень соціального ризику середній"
$0,2 \leq g_3 < 0,4$	G_{34} – "низький рівень соціального ризику"
$0 \leq g_3 < 0,2$	G_{35} – "соціальний ризик незначний"

На наступному етапі класифікації обраних показників необхідним є визначення критеріїв розбивки поточних значень x_3 показників X_3 як критеріїв розбивки повної множини їхніх значень на підмножини виду B_3 . Для цього скористаємося відповідними даними, наданими експертами, для створення класифікаційної шкали (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Класифікація поточних співвідношень рівнів обраних показників відносно бази порівняння

Найменування показника	Критерій розбивки по підмножинах				
	B_{3i1}	B_{3i2}	B_{3i3}	B_{3i4}	B_{3i5}
X_{31}	$x_{31} < 0,05$	$0,05 \leq x_{31} < 0,1$	$0,1 \leq x_{31} < 0,2$	$0,2 \leq x_{31} < 0,25$	$0,25 \leq x_{31}$
X_{32}	$x_{32} < 0,05$	$0,05 \leq x_{32} < 0,1$	$0,1 \leq x_{32} < 0,2$	$0,2 \leq x_{32} < 0,25$	$0,25 \leq x_{32}$
X_{33}	$x_{33} < 0,05$	$0,05 \leq x_{33} < 0,1$	$0,1 \leq x_{33} < 0,2$	$0,2 \leq x_{33} < 0,25$	$0,25 \leq x_{33}$

При цьому врахуємо також, що всі показники рівня соціального ризику оцінюються експертами за 10 – бальною шкалою. Визначення критеріїв їх

оцінки є необхідним для проведення розрахунків у випадку наявності достатньої інформаційної бази. Зазначимо також, що базою для порівняння ризику погіршення використання трудових ресурсів через підвищення захворюваності населення та ризику зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок підвищення захворюваності населення є річні витрати міського бюджету на охорону здоров'я, а базою для порівняння ризику зростання витрат на соціальне страхування є аналогічні витрати на соціальне страхування.

Врахуємо той факт, що рівень ризику погіршення використання трудових ресурсів через підвищення захворюваності населення оцінений 10-ма експертами 7-ма та 8-ма балами, що відповідає високому рівню показника, та 5-ма експертами – 9-ма балами, що відповідає дуже високому рівню ризику. Отже, згідно з формулою (3.7):

$$\lambda_{314} = \frac{10}{15} = 0,67,$$

$$\lambda_{315} = \frac{5}{15} = 0,33.$$

Ризик зростання витрат на соціальне страхування оцінений 12-ма експертами відповідно в 7 та 8 балів, що відповідає високому рівню показника, та 3-ма експертами – 9-ма балами, що відповідає дуже високому рівню ризику. Отже:

$$\lambda_{324} = \frac{12}{15} = 0,8,$$

$$\lambda_{325} = \frac{3}{15} = 0,2.$$

Ризик же зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок підвищення захворюваності населення оцінений 9-ма експертами 7-ма та 8-ма балами, що відповідає високому рівню ризику, та 6-ма експертами – 9-ма балами, що відповідає дуже високому рівню.

Звідси:

$$\lambda_{334} = \frac{9}{15} = 0,6,$$

$$\lambda_{335} = \frac{6}{15} = 0,4.$$

Отже всі показники соціального ризику мають значення що відповідають високому та дуже високому рівням з різною ступінню впевненості. (табл. 3.10).

Таблиця 3.10

Класифікація рівня показників

Найменування показника	Результат класифікації по підмножинах				
	B_{3i1}	B_{3i2}	B_{3i3}	B_{3i4}	B_{3i5}
X_{31}	0	0	0	0,67	0,33
X_{32}	0	0	0	0,8	0,2
X_{33}	0	0	0	0,6	0,4

$$k_1 = 0,9 - 0,2 \cdot (5-1) = 0,1; k_2 = 0,3; k_3 = 0,5; k_4 = 0,7; k_5 = 0,9.$$

За співвідношенням (2.11) із урахуванням значимості показників r_{1i} , $i = \overline{1,3}$ визначимо значення g_3 :

$$g_3 = 0,7 \cdot 0,333 \cdot (0,67 + 0,8 + 0,6) + 0,9 \cdot 0,333 \cdot (0,33 + 0,2 + 0,4) = 0,761.$$

Даний показник відповідає підмножині G_{32} – високий рівень соціального ризику зі ступінню впевненості $\mu_{3-2} = 10 \cdot (0,85 - 0,761) = 0,89$ та множині G_{31} – дуже високий рівень соціального ризику зі ступінню впевненості $\mu_{3-1} = 1 - 0,89 = 0,11$ (згідно табл. 2.2).

При використанні вагомостей параметрів, заданих експертним шляхом

$$g_{3e} = 0,7 \cdot (0,34 \cdot 0,67 + 0,3 \cdot 0,8 + 0,36 \cdot 0,6) + 0,9 \cdot (0,34 \cdot 0,33 + 0,3 \cdot 0,2 + 0,36 \cdot 0,4) = 0,763$$

Даний показник відповідає підмножині G_{32} – високий рівень соціального ризику зі ступінню впевненості $\mu_{3-2e} = 10 \cdot (0,85 - 0,763) = 0,87$ та множині G_{31} – дуже високий рівень соціального ризику зі ступінню впевненості $\mu_{3-1e} = 1 - 0,87 = 0,13$ (згідно табл. 2.2). І при визначенні

соціального ризику з використанням як експертних оцінок, так і правила Фішберна результати майже нічим не відрізняються.

Крім того, в даному випадку теж простежується ситуація коли отримані значення g_3 і g_{3e} , носіїв універсальної множини G_3 не можна однозначно віднести до якоїсь із класифікаційних підмножин G_{3i} . Отримані дані знаходяться поблизу меж інтервалів, що розбивають задану універсальну множину на підмножини, і тому їх можна віднести як до підмножини G_{32} , та і до G_{31} з різною ступінню впевненості.

На наступному етапі дослідження визначимо ризикованість функціонування Вінницького полігону ТПВ. Для цього об'єднаємо раніше розраховані показники, які є важливими для оцінки визначеної категорії, тобто економічний ризик, екологічний ризик і соціальний ризик. Обумовимо також, що значимість показників змінюється, згідно оцінок експертів, в такому порядку: їх згадування X_2, X_3, X_1 .

Визначимо, що повна множина рівнів ризиків U розбивається на 5 підмножин:

G_1 – нечітка підмножина "дуже високий рівень ризику";

G_2 – нечітка підмножина "ризик високий";

G_3 – нечітка підмножина "рівень ризику середній";

G_4 – нечітка підмножина "низький рівень ризику";

G_5 – нечітка підмножина "ризик незначний".

Носій множини G – показник рівня екологічного ризику g – приймає значення від нуля до одиниці за визначенням.

Для будь-якого окремого фактора впливу на рівень інтегрального показника ризику X_i повна множина його значень B_i розбивається на п'ять підмножин:

B_1 – підмножина "дуже низький рівень показника X_i ";

B_2 – підмножина "низький рівень показника X_i ";

B_3 – підмножина "середній рівень показника X_i ";

B_4 – підмножина "високий рівень показника X_i ";

B_5 – підмножина "дуже високий рівень показника X_i ".

Зростання окремого показника X_i пов'язано із зростанням рівня збитків. Звідси розрахуємо значимість r_i для показників рівня загального показника ризику:

$$r_{32}' = \frac{2 \cdot (3-1+1)}{(3-1) \cdot 3} = 1, \quad r_{33}' = \frac{2 \cdot (3-2+1)}{(3-1) \cdot 3} = 0,67, \quad r_{31}' = \frac{2 \cdot (3-3+1)}{(3-1) \cdot 3} = 0,33.$$

Пронормувавши показники отримаємо:

$$r_{32} = \frac{1}{2} \approx 0,5, \quad r_{33} = \frac{0,67}{2} \approx 0,33, \quad r_{31} = \frac{0,33}{2} \approx 0,17.$$

Побудуємо класифікацію поточного g як критерію розбивки множини G на нечіткі підмножини. Результати зведемо в табл. 3.11.

Таблиця 3.11

Класифікація значень показника рівня соціального ризику

Інтервал значень G	Найменування підмножини
$0,8 \leq g \leq 1$	G_1 – "дуже високий рівень ризику"
$0,6 \leq g < 0,8$	G_2 – "ризик високий"
$0,4 \leq g < 0,6$	G_3 – "рівень ризику середній"
$0,2 \leq g < 0,4$	G_4 – "низький рівень ризику"
$0 \leq g < 0,2$	G_5 – "ризик незначний"

На наступному етапі, минаючи етап класифікації (оскільки маючи тільки лінгвістичні визначники рівнів ризику другого рівня потреба в класифікації відпадає), проведемо визначення належності лінгвістичних термів певним підмножинам множини B (табл. 3.12).

Отже:

$$g = 0,5 \cdot (0,17 \cdot 1) + 0,7 \cdot (0,5 \cdot 0,62 + 0,33 \cdot 0,89) + 0,9 \cdot (0,5 \cdot 0,38 + 0,33 \cdot 0,11) = 0,711.$$

Даний показник відповідає підмножині G_2 , яка характеризує високий рівень ризику з ступінню впевненості $\mu_2 = 1$.

Класифікація рівня показників

Найменування показника	Результат класифікації по підмножинах				
	B_1	B_2	B_3	B_4	B_5
Для показників, розрахованих з врахуванням правила Фішберна					
X_1	0	0	1	0	0
X_2	0	0	0	0,62	0,38
X_3	0	0	0	0,89	0,11
Для показників, розрахованих з врахуванням оціненої експертами вагомості					
X_{1e}	0	0	1	0	0
X_{2e}	0	0	0	0,61	0,39
X_{3e}	0	0	0	0,87	0,13

При використанні заданих експертами вагомостей параметрів:

$$g_e = 0,5 \cdot (0,22 \cdot 1) + 0,7 \cdot (0,43 \cdot 0,61 + 0,35 \cdot 0,87) + 0,9 \cdot (0,43 \cdot 0,39 + 0,35 \cdot 0,13) = 0,699.$$

Даний показник відповідає підмножині G_2 , яка характеризує високий рівень ризику з ступінню впевненості $\mu_{2e} = 1$.

Як бачимо, і на кінцевому етапі визначення загального показника ризикованості функціонування об'єкту дослідження не виникає значної різниці між показником розрахованим з використанням правила Фішберна та показником обчисленим з використанням встановленої експертами вагомості факторів. Крім того, розраховані показники g і g_e , що є носіями універсальної множини G об'єктивно дають змогу їх віднести до підмножин G_2 , що однозначно дозволяє говорити про високий рівень одержаного показника ризикованості функціонування полігону ТПВ. Розраховані показники також свідчать про необхідність негайного проведення системних заходів з метою підвищення ефективності управління даною еколого-економічною системою та зменшення інтегрального показника ризикованості функціонування даного полігону ТПВ.

3.2. Оцінка збитків, завданих в результаті експлуатації досліджуваного полігону твердих побутових відходів та пошук можливих шляхів мінімізації визначених ризиків

Аналізи, проведені лабораторією держуправління екобезпеки у Вінницькій області (додаток Б) свідчать, що забрудненість ґрунтових вод за межами санітарної зони полігону перевищує санітарні норми щодо завислих речовин в 11 разів, азоту амонійному – у 37 разів, БСК – у 36 разів. З метою прояснення ситуації та визначення масштабу впливу полігону ТПВ на НПС у 2000 р було здійснене дослідження впливу сміттєзвалища на забруднення підземних вод, на основі чого було складено схему поширення забруднення [55, с. 31].

Обчислення вже завданих збитків дає можливість адекватніше оцінити існуючу ситуацію та прискорити пошук виходів з неї. Для подальших розрахунків скористаємося стандартними формулами для визначення екологічного збитку внаслідок забруднення підземних і поверхневих водних ресурсів, атмосферного повітря та ґрунту, наведеними в розділі 1.

Оцінимо спочатку економічний еквівалент збитку від забруднення підземних вод, використовуючи інформаційну базу, приведену в [55, с. 31] та формули 1.8 і 1.9 з врахуванням того, що замість неоподаткованого мінімуму використовується розмір мінімальної заробітної плати.

Для початку, використовуючи дані, приведені в [55, с. 28] визначимо середню товщину водоносного шару, яка буде дорівнювати 5 м та визначимо активну пористість водонасиченої товщі, $\mu_a = 0,1$, використовуючи табл. 1.2.

Наступним кроком є визначення площ, забруднених різними речовинами [55, с. 29]. Отож:

- площа забруднення амонієм з концентрацією від 2 до 6 г/м³ становить $250 \cdot 250 \cdot 27 = 1687500 \text{ м}^2$,
- площа забруднення амонієм з концентрацією від 0,5 до 2 г/м³ становить $250 \cdot 250 \cdot 88 = 5500000 \text{ м}^2$,

- площа забруднення нітритами з концентрацією 3 – 5 мг/м³ становить $250 \cdot 250 \cdot 4 = 250000 \text{ м}^2$,
- площа забруднення нітритами з концентрацією 0,08 – 3 мг/м³ становить $250 \cdot 250 \cdot 78 = 4875000 \text{ м}^2$,
- площа забруднення нітритами з концентрацією до 0,08 мг/м³ становить $250 \cdot 250 \cdot 33 = 2062500 \text{ м}^2$.

Тоді об'єми забруднених підземних вод становитимуть відповідно:

- $1687500 \cdot 5 \cdot 0,1 = 843750 \text{ м}^3$,
- $5500000 \cdot 5 \cdot 0,1 = 2750000 \text{ м}^3$,
- $250000 \cdot 5 \cdot 0,1 = 125000 \text{ м}^3$,
- $4875000 \cdot 5 \cdot 0,1 = 2437500 \text{ м}^3$,
- $2062500 \cdot 5 \cdot 0,1 = 1031250 \text{ м}^3$.

Звідси можна безпосередньо визначити збиток, використовуючи формулу (1.9):

$$Z_1 = 0,0024 \cdot 237 \cdot 843750 \cdot 1 \cdot \frac{0,05}{0,5} = 47992,5 \text{ грн.},$$

$$Z_2 = 0,0024 \cdot 237 \cdot 2750000 \cdot 1 \cdot \frac{0,05}{0,5} = 156420 \text{ грн.},$$

$$Z_3 = 0,0024 \cdot 237 \cdot 125000 \cdot 1 \cdot \frac{0,05}{0,08} = 44427,5 \text{ грн.},$$

$$Z_4 = 0,0024 \cdot 237 \cdot 2437500 \cdot 1 \cdot \frac{0,05}{0,08} = 866531,3 \text{ грн.},$$

$$Z_5 = 0,0024 \cdot 237 \cdot 1031250 \cdot 1 \cdot \frac{0,05}{0,08} = 366609,4 \text{ грн.}$$

Підсумувавши отримані значення можемо визначити загальний збиток від забруднення підземних вод:

$$Z_{\Sigma} = 47992,5 + 156420 + 44427,5 + 866531,3 + 366609,4 = 1481980,7 \text{ грн.}$$

Далі необхідно визначити величину збитку від забруднення полігонами ТПВ атмосферного повітря та земельних ресурсів.

Використання в даному випадку стандартних методик визначення збитку представляється проблематичним, тому пропонуємо скористатися іншим опосередкованим методом. Наприклад, плата за забруднення земельних ресурсів та атмосферного повітря може опосередковано виражатись у платі за розміщення відходів.

Відомо, що, починаючи з 1987 року підприємство, яке займається вивозом ТПВ не сплачувало за розміщення відходів на звалищі на підставі визнання міською санстанцією побутового сміття таким, яке не піддається класифікації і не відноситься до жодної категорії відходів. Проте, враховуючи сучасний стан справ у даній галузі та передумови, які до цього призвели, можна зробити висновок про безпідставність безоплатного розміщення відходів.

Так згідно з [107, с. 57] існує чотири класи небезпеки відходів, кожен з яких має ступінь небезпечності та норматив збору грн/т. (табл. 3.13).

Таблиця 3.13

Нормативи збору, який справляється за розміщення відходів

Клас небезпеки відходів	Ступінь небезпечності відходів	Норматив збору, грн./т
I	Надзвичайно небезпечні	55
II	Високонебезпечні	2
III	Помірно небезпечні	0,5
IV	Малонебезпечні	0,2

Так, якщо віднести побутові відходи навіть до малонебезпечних, тариф на їхнє розміщення складатиме 0,2 грн./т.

При цьому слід враховувати поправочні коефіцієнти, які враховують зону розміщення полігону ТПВ (табл. 3.14) [107, с. 58].

Таблиця 3.14

Коефіцієнт, який встановлюється в залежності від зони розміщення відходів у навколишньому середовищі

Місце (зона) розміщення відходів	Коефіцієнт
В адміністративних межах населених пунктів або на відстані менше 3 км.	3
За межами населених пунктів	1

Слід також врахувати коефіцієнт, що обумовлює придатність місця для складування ТПВ (табл. 3.15) [107, с. 58]. Ці два коефіцієнти можуть суттєво вплинути на результуючий показник.

Таблиця 3.15

Коефіцієнт, який встановлюється від місця розміщення відходів.

Характер місця розміщення відходів	Коефіцієнт
Спеціально створені місця складування (полігони), що забезпечують захист атмосферного повітря та водних об'єктів від забруднення	1
Звалища, які не забезпечують повного виключення забруднення атмосферного повітря та водних об'єктів	3

Спробуємо розрахувати економічний еквівалент даного виду екологічного збитку, якщо відомо, що загальна кількість відходів сягає 5,9 млн.м³, а їх щільність 0,8 т/м³ [30 с. 156]. Проектна ємність полігону – 550 тис.м³, а коригуючий коефіцієнт на понадлімітне розміщення відходів становить 5 од.

Звідси збиток становитиме:

$$З = (5900000 - 550000) \cdot 0,8 \cdot 0,2 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 5 = 38520000 \text{ грн.}$$

Отож, загальна величина завданого водним ресурсам, ґрунтам та атмосферному повітрю на даний час збитку становитиме:

$$З_3 = 1481980,7 + 38520000 = 40001980,7 \text{ грн.}$$

Слід підкреслити, що дана сума є досить значною щодо потенційних фінансових можливостей муніципальної влади, що в свою чергу підтверджує масштабність проблеми та необхідність пошуку шляхів щодо її розв'язання. При цьому необхідно зазначити типовість ситуації щодо практично кожного населеного пункту України. Отже проблема має без перебільшення глобальний національний характер.

Провівши розрахунок показника ризикованості функціонування полігону ТПВ м. Вінниця та визначивши розміри вже нанесеної шкоди НПС, можна зробити висновок про необхідність розробки схеми вирішення існуючої проблеми та можливостей для її реалізації з метою мінімізації ризику виникнення певних видів збитків.

Згідно офіційних рекомендацій членів екологічної комісії створеної Управлінням з питань надзвичайних ситуацій та захисту населення для дослідження впливу полігону ТПВ на забруднення НПС (додаток Б), для поліпшення теперішнього екологічного становища необхідно:

- укріпити підсипне обвалування полігону глиною, важкими суглинками або штучними водонепроникними матеріалами;
- провести інженерно-геологічні вишукувальні роботи для визначення впливу полігону на навколишнє середовище;
- не допускати відбору макулатури та інших видів сировини на полігоні приватними особами для зниження небезпеки у санітарно-епідемічному відношенні;
- впорядкувати під'їзні шляхи до звалища;
- проводити боротьбу з бродячими тваринами та гризунами;
- зібрати сміття, яке розмішене за територією сміттєзвалища;
- прийняти рішення про будівництво сміттєпереробного заводу в пустуючи будівельних спорудах в промисловій зоні м. Вінниця.

Розділяючи позитивний зміст рекомендацій, хотіли б висловити власну точку зору на те, що вони не в змозі суттєво вирішити існуючих проблем, пов'язаних з існуванням сміттєзвалища, що об'єктивно обумовлено

обмеженість відповідних фінансових ресурсів. Виходячи з проведених розрахунків необхідним є закриття полігону найближчим часом. Проте відразу закрити такий об'єкт просто неможливо через ряд об'єктивних і суб'єктивних причин економіко-організаційного плану:

- при негайному закритті полігону неможливим стане збір та утилізація сміття в м. Вінниця, оскільки фактично можливості його переробки ще не буде, а місця для розміщення вже не буде,
- процедура закриття та рекультивації полігону вимагає вирішення ряду організаційних та фінансових питань.

Парадокс полягає ще й в тому що використання навіть найпрогресивніших технологій переробки побутових відходів не може забезпечити їх повної переробки. І тому полігон, можливо менший, але все ж таки буде потрібен для розміщення тих залишків, які переробити буде неможливо, або тих, які утворюються внаслідок переробки сміття.

Очевидно перспективи економічного вирішення проблеми, виходячи із специфіки функціонування даного полігону полягають у його рекультивації. У більшості випадків поняття рекультивації пов'язане з засипкою звалищ, полігонів чи смітників землею. Проте такий підхід не вирішує проблеми просочування та впливу фільтрату на навколишнє середовище, особливо у тих випадках коли проектом на будівництво полігону ТПВ не було передбачено системи його відводу та очищення. Враховуючи, що на Вінницькому полігоні накопичилось більше 5 тис.м³ фільтрату постає питання про можливі способи його очищення та утилізації.

Можливим методом вирішення проблеми накопичення фільтрату в даному випадку є його очищення шляхом відстоювання у міських очисних спорудах. В даному випадку необхідним є визначення методу його транспортування до місць очистки. Варіант з побудовою трубопроводу для його відкачування і транспортування відпадає відразу через значні витрати часу на будівництво, значні експлуатаційні витрати, неможливість подальшого використання після виконання всього обсягу запланованих робіт.

Тому можливим виходом з ситуації може стати вивезення фільтрату на міські очисні споруди спеціальним автомобільним транспортом.

Враховуючи те, що тариф на вивезення стічних вод становить в м. Вінниця в середньому становить 10 грн./м³, а кількість фільтрату становить 5 тис. м³, вартість транспортування складатиме:

$$B_T = 5000 \cdot 10 = 50000 \text{ грн.}$$

Враховуючи високу забрудненість фільтраційних вод зокрема важкими металами необхідним є використання додаткових методів очистки. Можливим виходом з даної ситуації може бути поетапне використання методів електрохімічної ремедіації [108, с. 59 – 63] та біосорбційного фільтрування [109, с. 19 – 20]. При використанні електрохімічної ремедіації в якості попереднього методу очистки фільтрату необхідно врахувати, що затрати часу та електроенергії для очистки рідин будуть значно нижчими, аніж наведені у табл. 3.16 [108, с. 61].

Таблиця 3.16

Питомі затрати електроенергії на зменшення концентрації важких металів у ґрунті

Затрати електроенергії кВт·год/м ³	Кадмій, мг/кг	Свинець, мг/кг	Цинк, мг/кг
0	300	210	480
20	150	120	320
65	50	90	120
180	2	10	10

Таким чином, прийнявши витрати електроенергії, необхідні для очистки 1м³ фільтрату, на рівні 70 кВт год/м³ можна розрахувати загальну суму витрат на очистку фільтрату:

$$B_{o.f.} = 5000 \cdot 70 \cdot 0,156 = 54600 \text{ грн.,}$$

де 0,156 – вартість 1 кВт год. електроенергії.

Необхідними є також додаткові витрати на спорудження додаткового обладнання. В даному випадку можливе використання, після певної доробки,

стандартного промислового обладнання для гальванічної обробки металічних виробів. Вартість такого обладнання потрібної потужності, за оцінками експертів, складає в межах 15 – 20 тис. грн.

Сумарна вартість утилізації фільтраційних вод можна обчислити за формулою:

$$B_{\Sigma} = B_T + B_{o.f.} + B_o, \quad (3.8)$$

де B_o – витрати на закупівлю обладнання.

Отже: $B_{\Sigma} = 50000 + 54600 + 20000 = 124600$ грн.

Як бачимо витрати на ліквідацію загрози забруднення джерел питної води внаслідок прориву обвалування полігону ТПВ і витоку фільтрату за його межі є набагато менші від розрахованої величини ризику забруднення водних об'єктів, який становить близько 12612,5 тис. грн.. Все це свідчить про очевидну ефективність даного заходу.

Проте такий підхід до вирішення проблеми утилізації фільтраційних вод можливий лише для зняття загрози раптового забруднення водних об'єктів. Для унеможливлення подальшого утворення фільтраційних вод на території полігону ТПВ необхідно забезпечити умову обмеження доступу води до загальної маси сміття, чого можливо добитися покриттям звалища на етапі рекультивації спеціальною PEND-плівкою [29 с. 71]. І тільки після такого заходу можна проводити засипку полігону землею. При ціні такої плівки на рівні 3грн./м² враховуючи витрати на її встановлення, і загальну площі полігону рівній 15 га можна визначити приблизну вартість покриття Вінницького полігону ТПВ такою плівкою:

$$B_{PEND} = 150000 * 3 = 450000 \text{ грн.}$$

Недоліком економічного плану вище запропонованих заходів рекультивації є відсутність можливості отримати будь-який реальний прибуток. Тому представляється перспективним можливе впровадження на даному звалищі сучасних технологій збору та використання біогазу [27, с. 12

– 13; 110, с. 13 – 17; 111, с. 21; 112, с. 4 – 5]. Найпоширеніша система збирання біогазу складається з мережі вертикальних свердловин, з'єднаних між собою горизонтальними трубами. Всередині вертикальної свердловини діаметром 0,6 – 1,2 м розміщено пластикову трубу діаметром 12 – 25 см, перфоровану отворами діаметром 3 – 6 мм. Глибина свердловини становить щонайменше 5 – 7 м і відповідає 50 – 90% товщини шару побутових відходів. Об'єм свердловини навколо перфорованої пластикової труби заповнюються гравієм або галькою. На даний момент існують технології, які виключають потребу в бурінні отворів у товщі побутового сміття [111, с. 21; 112, с. 4 – 5] і вимагають лише використання більшої кількості перфорованих труб, що відповідно знижує собівартість монтажу системи.

Верхня частина свердловини (приблизно 0,5 м від верхнього краю) ущільнюється бетоном або глиною з метою запобігання притоку атмосферного повітря до свердловини та витоку біогазу в атмосферу. Залежно від місцевих умов вихід звалищного газу, економічно придатного для збирання та подальшого використання становить до 100 м³/т ТПВ. Спорудження газодренажної системи може здійснюватись як на всій території полігону після закінчення його експлуатації, так і на окремих його ділянках в міру заповнення.

Після визначення схеми побудови системи збору звалищного газу необхідним є визначення можливого методу його використання. Так універсальним і найпривабливішим, з економічної точки зору, методом є використання біогазу для виробництва і продажу електроенергії. Для застосування цього методу пропонується [27, с. 12 – 13; 110, с. 13 – 17] використання двигунів внутрішнього згорання вітчизняного та імпортного виробництва, техніко-економічні параметри яких наведено в табл. 3.17.

Проаналізувавши вищенаведені дані та можливості продажу одиниць зменшення емісії вуглекислого газу, можна обґрунтувати можливість використання даної технології на етапі рекультивації Вінницького полігону ТПВ та визначити можливий фінансовий результат.

Таблиця 3.17

Порівняльні характеристики використання різних марок двигунів для виробництва електроенергії

Параметри	Українські двигуни “Первомайськ-дизельмаш”	Двигуни “Caterpillar” (США)
Обсяг полігону, м ³	2000000	2000000
Вихід звалищного газу, м ³ /р.	8000000	8000000
Зменшення емісії т СО ₂ /р.	70000	70000
Нижня теплотворна здатність газу, МДж/м ³	18	18
Встановлена потужність міні-електростанції, кВт	2 × 1000	2 × 1000
Виробництво електроенергії, кВт год./р.	14400000	14400000
Капітальні витрати, тис. дол. США	571	1345
Експлуатаційні витрати, дол./р.:		
Амортизація	38067	89704
Прибуток (процентна ставка, 10% на рік)	57100	134556
Оплата праці	3600	3600
Технічне обслуговування	5000	5000
ВСЬОГО експлуатаційних витрат дол./р	103767	232859
Собівартість електроенергії, дол./кВт год.	0,007	0,016
Внутрішня норма рентабельності (IRR), %	39	17
Строк окупності, р.	2,0	4,6

Для проведення розрахунків адаптуємо вихідні дані до умов нашого випадку (кількість ТПВ близько 6 млн. м³) та занесемо їх у табл. 3.18., враховуючи використання вітчизняних двигунів.

Таблиця 3.18

Вихідні дані для розрахунків можливості використання вищенаведеної технології утилізації звалищного газу.

Параметри	Українські двигуни
Обсяг полігону, м ³	6000000
Вихід звалищного газу, м ³ /р.	24000000
Зменшення емісії т СО ₂ /р.	210000
Виробництво електроенергії, кВт год./р.	43200000
Капітальні витрати, тис дол. США	3 × 571
Собівартість електроенергії, грн./кВт год.	0,04

При виробництві 43200000 кВт год. електроенергії в рік, її собівартості 0,04 грн./кВт год. та можливості реалізації в мережу по ціні 0,14 грн./кВт год. Річний валовий прибуток становитиме:

$$\Pi = 43200000 \cdot (0,14 - 0,04) = 4320000 \text{ грн.}$$

Враховуючи можливість продажу одиниць зменшення емісії вуглекислого газу за період з 2005 по 2009 р. додатковий дохід становитиме:

$$\Pi_{\text{д}} = 210000 \cdot 5 \cdot 3 \cdot 5,4 = 17010000 \text{ грн.}$$

Як бачимо використання даної технології може дати значні економічні ресурси для впровадження додаткових природоохоронних заходів. Отже, проблему рекультивації полігону ТПВ можна вирішити, у т.ч. з використанням прибуткових (умовно прибуткових) технологій. Проте сама лише рекультивація є скоріше дискретним антикризовим заходом, який проблем утилізації побутового сміття принципово не вирішить, тому необхідним є розроблення принципово інших схеми утилізації ТПВ.

3.3. Інноваційні шляхи вдосконалення існуючої системи поводження з твердими побутовими відходами

3.3.1. Техніко-економічні особливості існуючих методів утилізації ТПВ та можливість їх використанні за умов існуючої системи поводження з відходами

Для аналізу можливості запровадження певних технологічних прийомів поводження з ТПВ виділимо кілька класифікаційних ознак для можливості адекватного порівняння проектів вирішення проблеми. Згідно [36, с.39] у системі технологій стратегічного планування в універсальному муніципальному утворенні оцінка ефективності проектів здійснюється за двома складовими: соціальна корисність у вигляді певних соціальних благ та економічна корисність, яка частіше асоціюється з ідентифікацією певних грошових потоків, які можуть забезпечуватися в результаті реалізації

проекту. Як нами доведено раніше, існує об'єктивна необхідність врахування крім економічних ще й екологічних факторів в процесі реалізації муніципальних проектів, що зокрема зумовлено специфікою досліджуваної галузі.

На нашу думку оцінка корисності у даному випадку повинна враховувати також:

- валідність проекту, тобто ступінь його спрямованості на вирішення поставленої задачі;
- результативність проекту, під якою розуміється його економічна, екологічна і соціальна складові;

З метою порівняння існуючих технологій в процесі економічного вирішення проблеми поводження з ТПВ виділимо наступні показники, які можуть в достатній мірі адекватно охарактеризувати їх параметри:

- ступінь вирішення економічних, екологічних та соціальних проблем;
- ступінь негативного впливу на еколого-економічну систему в результаті експлуатації об'єкта, який об'єктивно завжди має місце апріорі;
- рівень затратності інноваційних проектів (умовний показник, що характеризує рівень необхідних капітальних вкладень та експлуатаційних витрат у розрахунку на утилізацію 1 т. ТПВ);
- суто економічний ефект, визначається тим фактом, що доцільність витрат суспільних ресурсів у муніципальному господарстві розглядається з двох позицій – соціальної корисності та економічної ефективності. Місія муніципального управління ґрунтується на соціальному ефекті діяльності, але якщо проект приносить економічний ефект, тобто не є чисто затратним, його цінність зростає.

З огляду на концептуальну доцільність (згідно авторської позиції) та обґрунтованість використання в процесі моделювання подібних проектів

експертної складової, інтегральна оцінка того чи іншого проекту не встановлює абсолютних характеристик, а слугує тільки для порівняння альтернативних методів вирішення поставленої задачі.

Звідси визначимо, що повна множина рівнів доцільності впровадження певного технологічного методу поводження з ТПВ розбивається на 5 підмножин:

G_1 – нечітка підмножина "дуже високий рівень доцільності впровадження технології";

G_2 – нечітка підмножина "високий рівень доцільності";

G_3 – нечітка підмножина "середній рівень доцільності";

G_4 – нечітка підмножина "низький рівень доцільності";

G_5 – нечітка підмножина "технологія недоцільна для впровадження".

Носій множини G – показник рівня доцільності, g – приймає значення від нуля до одиниці за визначенням.

Для будь-якого окремого фактора впливу на рівень доцільності впровадження технології X_i повна множина його значень B_i розбивається на п'ять підмножин:

B_{i1} – підмножина "дуже низький рівень показника X_i ";

B_{i2} – підмножина "низький рівень показника X_i ";

B_{i3} – підмножина "середній рівень показника X_i ";

B_{i4} – підмножина "високий рівень показника X_i ";

B_{i5} – підмножина "дуже високий рівень показника X_i ".

При цьому виходимо з базового припущення, що зростання окремого показника X_i не завжди пов'язано із зростанням рівня доцільності (це зокрема стосується ступеня впливу на НПС в процесі експлуатації та затратності технології)

Для оцінки кожному показнику X_i встановлюється рівень його значимості r_i . При цьому необхідно врахувати спадання значимості показників в порядку їх згадування. Згідно формули (3.1) показники значимості становитимуть:

$$r_1 = \frac{0,67}{1,67} \approx 0,4,$$

$$r_2 = \frac{0,5}{1,67} \approx 0,3,$$

$$r_3 = \frac{0,33}{1,67} \approx 0,2,$$

$$r_4 = \frac{0,17}{1,67} \approx 0,1.$$

Побудуємо класифікацію поточного значення показника рівня доцільності впровадження певної технології g як критерію розбивки множини G на нечіткі підмножини. Результати зведемо в табл. 3.19.

Таблиця 3.19

Класифікація значень показника рівня економічного ризику

Інтервал значень G_1	Найменування підмножини
$0,8 \leq g \leq 1$	G_1 – "дуже високий рівень доцільності впровадження технології"
$0,6 \leq g < 0,8$	G_2 – "високий рівень доцільності "
$0,4 \leq g < 0,6$	G_3 – "середній рівень доцільності "
$0,2 \leq g < 0,4$	G_4 – "низький рівень доцільності "
$0 \leq g < 0,2$	G_5 – "технологія недоцільна для впровадження"

Для подальшого аналізу необхідним є детальніший розгляд техніко-економічних особливостей різних методів утилізації ТПВ з метою визначення вищезазначених екологічних та економічних параметрів.

В світі на даний момент використовується досить багато різних методів утилізації ТПВ, що пояснюється відмінностями у підходах до вирішення цієї проблеми і специфікою розвитку технічної бази. На розвиток утилізаційних технологій впливає ряд факторів: зростання кількості відходів, зростання у них кількості екологічно небезпечних компонентів, погіршення відношення населення до традиційних методів звалювання сміття на смітники, ускладнення економіки керування відходами, зростання ціни утилізації відходів. Розглядаючи різноманітні методи утилізації побутового сміття можна систематизувати їх, відтворивши таким чином більш наочно сучасний рівень розвитку утилізаційних технологій (рис 3.3).

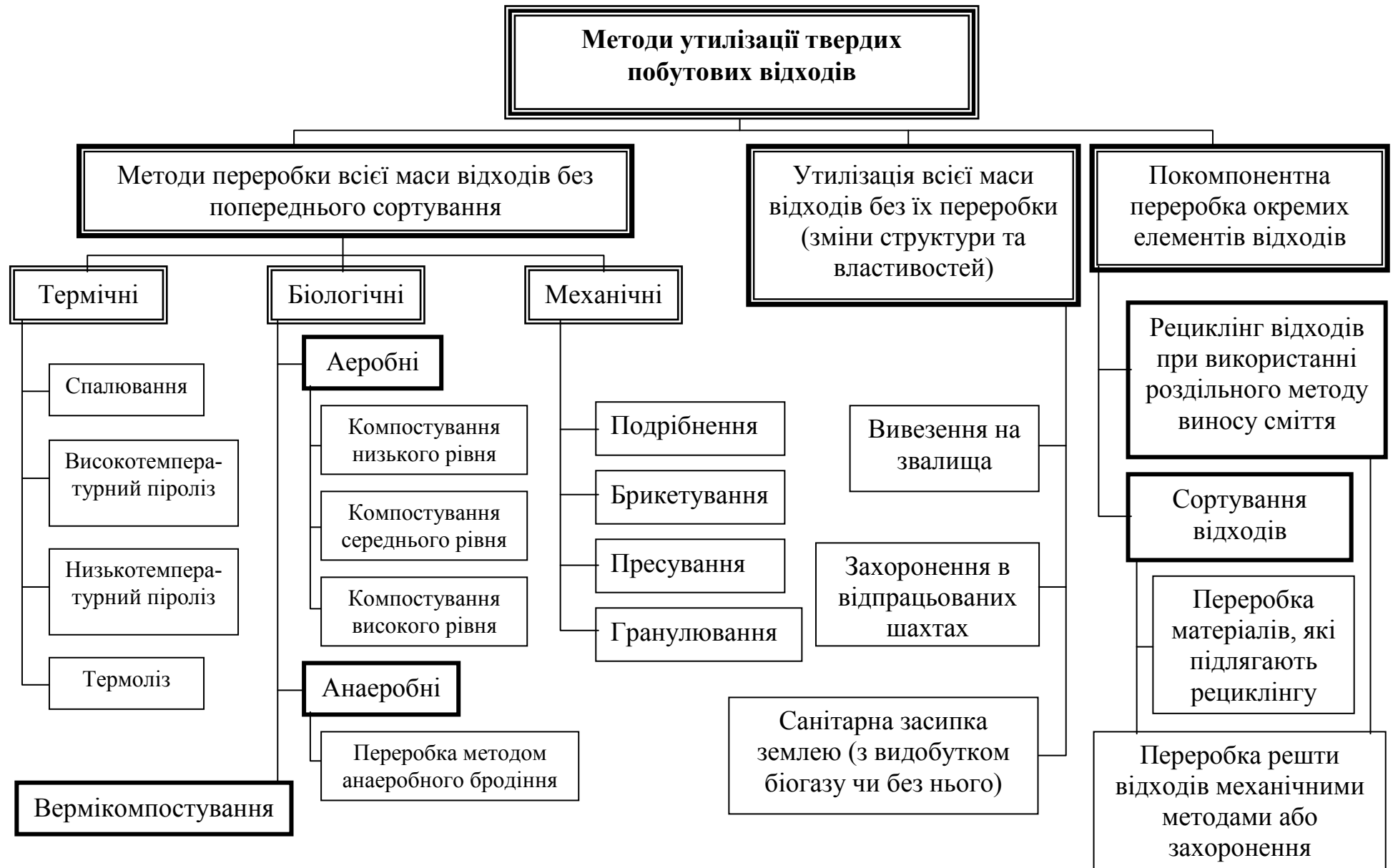


Рис. 3.3. Методи утилізації ТПВ

Так серед існуючих схем поводження з побутовими відходами можна виділити групу методів пов'язаних з вивезенням та захороненням сміття на звалищах та полігонах. Це найпоширеніший метод, оскільки він є найпростішим з точки зору реалізації. Проте в даному випадку сміття фактично не переробляється, а просто видаляється з території населених пунктів та накопичується на звалищах. Крім того, подібні методи утилізації є небезпечними як в екологічному так і в економічному і соціальному плані.

Звалищний метод утилізації ТПВ має досить багато недоліків, проте обійтися зовсім без нього просто неможливо, оскільки при використанні будь-якої навіть найдосконалішої технології добитись перетворення всієї маси побутового сміття на корисний продукт майже неможливо. Тому даний метод поводження з відходами майже завжди компонується з іншими більш досконалими [30, с. 311 – 327; 113 с. 56; 114, с. 39; 115, с. 73; 116, с. 35; 117, с. 55 – 56; 118, с. 52 – 54; 119, с. 91].

Щодо визначення основних параметрів, характерних для звалищних технологій, слід відмітити дуже низький рівень вирішення існуючих екологічних, економічних та соціальних проблем, середній, при дотриманні всіх вимог, рівень впливу на НПС, високу затратність та дуже низький економічний ефект.

Значного розвитку в наш час набули технології термічної переробки побутового сміття. Зокрема його спалювання.

Спалювання ТПВ – це спосіб ліквідації відходів за рахунок високотемпературного окислення [53, с. 19 – 21]. Цей процес полягає в зменшенні обсягу відходів. Крім того, він може бути використаний для отримання енергії, що в економічному плані є вигідним.

При повному спалюванні типового комунального сміття приблизно 20% по масі знаходиться у вигляді залишку, в інших випадках цей відсоток є значно нижчим 10 — 15 %. Таким чином, можна продовжити в 5 – 10 разів термін експлуатації ділянок із санітарною земляною засипкою.

Що стосується отримання енергії, то багато чого залежить від якісного складу самих ТПВ. Протягом багатьох років уже практикується вилучення енергії при спаленні ТПВ, оскільки поряд з відповідними витратами на енергоносії для спалювання це дає певну економію, тобто проект не є чисто затратним. Особливо великий інтерес ця проблема має в США, Німеччині, Японії. Проте останнім часом все частіше постає питання про екологічну доцільність використання ССЗ для утилізації побутових відходів, оскільки в процесі спалювання сміття відбувається досить значне забруднення навколишнього середовища [53 с. 21 – 22; 120, с. 40 – 43; 121, с. 35 – 39; 122, с. 18 – 25], зокрема діоксинами та фуранами.

У світовій практиці масова утилізація твердих промислових і побутових відходів не дивлячись на значні експлуатаційні витрати в основному здійснюється термічними методами. Ці технологічні процеси є екологічно небезпечними через утворення твердих, рідких і газоподібних токсичних і канцерогенних речовин. Потрапляючи в живі організми, діоксини накопичуються і модифікують біохімічні процеси. У людини вони придушують імунітет, впливають на генну систему, викликають онкологічні захворювання, заважають нормальній роботі ендокринних залоз, порушують всі обмінні процеси [120, с. 40 – 43]. Зважаючи на реальну загрозу забруднення навколишнього середовища такими небезпечними речовинами як діоксини, метод термічної переробки ТПВ слід було б взагалі відкинути, проте останнім часом з'явилися розробки, пов'язані з вирішенням проблеми діоксинів [123, с. 7 – 9; 124, с. 23– 28; 125, с. 63 – 64; 123, с. 8; 125, с. 63 – 64; 126, с. 9 – 12; 127, с. 9 – 12]. У світі існує багато різних підприємств по знищенню ТПВ, але серед них немає безвідхідних і економічно рентабельних. Усі вони виділяють у навколишню атмосферу шкідливі речовини, мають власні відходи, які необхідно піддавати захороненню на смітниках чи полігонах, для їхньої роботи приходится витрачати величезні фінансові і матеріальні засоби [41 с. 44 – 45,].

Проте спалювання не є єдиним методом термічної переробки ТПВ. Останнім часом все більше уваги стали приділяти такій утилізаційній технології як піроліз [25 с. 171 – 187; 128, с. 16 – 19; 129, с. 24 – 25; 130, с. 5 – 7]. Спосіб утилізації побутових відходів піролізом відомий досить мало, особливо в нашій країні, через свою дороговизну. Проявляється також зацікавленість держави в розвитку технологій видобутку альтернативних видів палива, результатом чого став відповідний закон [131, с. 62 – 68].

Перевага піролізу в порівнянні з безпосереднім спалюванням відходів полягає, насамперед, у його ефективності з погляду запобігання забруднення навколишнього середовища [129, с. 24 – 25; 130, с. 5 – 7]. За допомогою піролізу можна переробляти складові відходів, що важко піддаються утилізації, такі як автопокришки, пластмаса, відпрацьовані масла, відстійні речовини. Після піролізу не залишається біологічно активних речовин, тому підземне складування піролізних відходів не наносить шкоди природному середовищу.

Активізація наукових досліджень і практичних розробок у цій області почалася в 70-х роках ХХ сторіччя, у період “нафтового буму”. З цього часу одержання з пластмасових, гумових і інших відходів енергії і тепла шляхом піролізу стало розглядатися як одне з джерел вироблення енергетичних ресурсів. Так на сьогодні вже існують досить цікаві розробки в сфері використання альтернативних джерел рідкого палива, зокрема метанолу, в існуючих моделях двигунів [132, с. 3 – 7], причому як показують результати досліджень дана галузь є досить перспективною.

Проте загалом використання термічних методів утилізації ТПВ вирішує існуючі проблеми сфери поводження з ТПВ на досить низькому рівні. Затратність та вплив на НПС внаслідок певних технологічних особливостей даної групи методів є досить високими, в той час, як економічний ефект навіть при використанні теплових енергетичних ресурсів за оцінками спеціалістів є середнім.

В процесі розвитку утилізаційних технологій більше уваги звертається на біологічні методи переробки відходів, які в певний період часу стали займати досить вагоме місце серед методів переробки побутового сміття. Серед біологічних методів переробки ТПВ слід виділити два окремих підходи: переробка побутового сміття методами компостування та методом анаеробного бродіння.

Компостування є найбільш простим способом знешкодження і переробки ТПВ. Якщо на полігонах знешкодження протікає протягом 50 – 100 років, то при компостуванні цей процес відбувається за 6 – 18 місяців у залежності від кліматичних умов [30 с. 263 – 274], що свідчить про ефективність даного методу в економічному плані. Компостування – складний аеробний біологічний процес, що супроводжується інтенсивним виділенням тепла [53, с. 22 – 23]. Компостування в максимальному ступені відповідає природному кругообігу речовин, забезпечуючи знешкодження й утилізацію побутового сміття, що є важливим фактором забезпечення екологічної безпеки. Різновидом даного методу метод вермікомпостування відіграє важливу роль і набуває актуальності в умовах економічної кризи при вирішенні природоохоронних проблем, пов'язаних з імовірністю забруднення навколишнього середовища. Застосування нетрадиційних органічних добрив, таких як вермікомпост, значно скорочує витрати на внесення нових видів органічних добрив, тому що знижується вартість і обсяги їхнього використання [133 с. 48 – 50; 134, с. 22 – 26; 133, с. 49; 134, с. 22 – 23; 135, с. 24; 136, с. 53].

Останнім часом все більше уваги приділяється розвитку технологій анаеробного бродіння органічних речовин з метою видобутку біогазу та його подальшого використання. Дана технологія є одним з можливих способів отримання енергії з біомаси рослинного та тваринного походження. Крім того біогазові установки виконують роль очисних споруд, знижуючи хімічне і бактеріальне забруднення ґрунтів, повітря шляхом переробки відходів в нейтральні мінералізовані сполуки [16, с. 3 – 10; 137 с. 3 – 9].

На сучасному етапі даною проблемою займається досить багато відомих вчених, серед яких Гелетуха Г., Копейкін К., Матвеев Ю., Кобзар С. Конеченков А. та ін. В більшості випадків увага звертається на дві технологічні схеми видобутку біогазу: безпосередньо з вже існуючих звалищ та полігонів ТПВ [27, с. 4 – 5; 110 с. 13 – 17], з порівняно недавно зібраного побутового сміття [137, с. 3 – 9; 138, с. 48 – 50; 139, с. 57 – 58].

Різниця полягає в тому, що перший метод використовується в більшості випадків на стадії рекультивації полігонів ТПВ, а другий – для переробки побутових відходів безпосередньо в процесі збору та утилізації.

У товщі побутових відходів при анаеробних умовах (без доступу кисню) утворюється біогаз (звалищний газ). Під дією бактерій частина органічних речовин розкладається з утворенням метану і вуглекислого газу, суміш яких і утворює біогаз. Це газ є горючим і має досить велику теплотворну здатність – понад 18 МДж/м^3 , що робить його цінним енергетичним ресурсом. До його складу входять: метан – 50 – 70%, вуглекислий газ – 30 – 50%, а також в незначних кількостях – азот, кисень і водень [140, с. 15 – 19].

Найбільш економічно виправданими є збирання та утилізація звалищного газу на “великих” полігонах ТПВ та звалищах, де міститься понад 1 млн. т відходів, шар яких перевищує 6 – 8 м. Бажано, щоб значна частина відходів, захоронених на полігоні, була не “старшою” 20 років [141, с. 11 – 12].

Існує два основні способи використання отриманого звалищного газу: використання газу для виробництва теплоти на місці видобування або неподалік від нього та виробництво електроенергії і її продаж у мережу.

Безпосереднє використання газу в радіусі 3 км від полігону, як правило, є найбільш рентабельним способом його використання. Газ можна використати як паливо для котлів мережі централізованого теплопостачання, різноманітних промислових споживачів. При розміщенні полігону ТПВ на відносно великій відстані від потенційних споживачів енергії, доцільнішим є спалювання біогазу з метою виробництва та продажу електроенергії (рис 3.4).

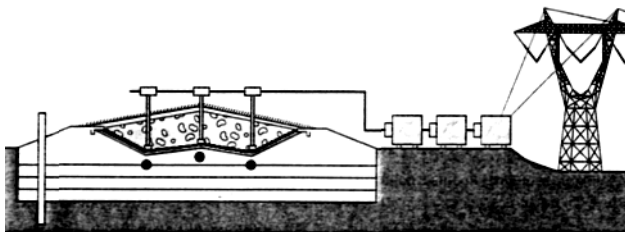


Рис. 3.4. Принципова схема збирання та утилізації звалищного газу з метою виробництва та продажу електроенергії.

Біологічні методи утилізації за сучасного розвитку технологій є помірно затратними, проте вирішення існуючих проблем з їх переважним використанням є неможливим.

Сучасні тенденції розвитку галузі збору та утилізації ТПВ стають все більше спрямовані в сторону вторинного ресурсокористування, оскільки вторинні ресурси – це відходи виробництва та споживання, придатні для повторного виготовлення з них готової продукції [3, с. 139], з чого випливає їхнє економічне значення як великого резерву економії матеріальних витрат, резерву поліпшення стану навколишнього середовища.

Жорсткі економічні реалії перехідного періоду в Україні не можуть не враховуватись при формуванні державної політики щодо вторинного ресурсокористування, що відповідно відобразилось у відповідних нормативних актах, а саме у постановах Кабінету міністрів України “Про впровадження системи збирання, сортування, транспортування, переробки та утилізації відходів як вторинної сировини” [141, с. 1 – 18] та “Про програму використання відходів виробництва і споживання на період до 2005р.” [142, с. 1 – 21]. З часом стає все більш актуальною думка про те, що тільки багаті країни можуть собі дозволити вкладати значні кошти в утилізацію та переробку відходів без виділення з їх загальної маси корисної вторинної сировини, яка може бути досить ефективно використана для подальшої переробки в корисні речі.

Безумовно, виходячи з набутого світового та вітчизняного досвіду, вторинне ресурсокористування має визначатись в Україні як довгострокова стратегія розвитку національного господарства, яка націлюється як на розширення його ресурсних можливостей, так і на підвищення інтегральної еколого-економічної ефективності [143, с. 56 – 61].

Як система ресурсозберігаючих і природоохоронних заходів, що здійснюються на основі науково-технічного прогресу, вторинне ресурсокористування потребує програмного підходу і державного регулювання в цілому. Вторинне ресурсокористування – це елемент державної політики, який в конкретних умовах перехідного періоду має орієнтуватися на такі напрями і межі, в яких він буде забезпечувати прискорення соціально-економічного розвитку, поєднуючи ресурсні і екологічні чинники ефективності.

В практичному плані, враховуючи надзвичайно широку видову гаму відходів, різну еколого-економічну ефективність їх утилізації, обмежені фінансово-економічні можливості держави та промислових підприємств, важливого значення набуває розробка системи пріоритетів і їх підпорядкованості один одному. Саме на них має будуватися оптимізація напрямів і структур переробки відходів чи їх видалення, науково-технічна політика, галузеві та регіональні державні програми з відходів, економіко-організаційні заходи, система пілотних проектів.

В Україні навіть в кризовий період є економічні умови для більш повного залучення відходів до народногосподарського обліку. Вже зараз вони можуть відігравати значну роль в забезпеченні виробництва сировиною, замінюючи природні сировинні ресурси [30, с. 412 – 437].

При цьому мають вирішуватись завдання першочергового забезпечення матеріально-сировинних та енергетичних потреб країни за рахунок відходів як вторинної сировини, зменшення ресурсної залежності країни за рахунок використання вторинних ресурсів і зниження витрат первинної сировини (особливо імпоротної) в загальному обсязі ресурсоспоживання, врегулювання

діяльності, пов'язаної з збиранням, заготівлею та використанням відходів як вторинної сировини, та стале забезпечення ними переробних підприємств, створення організаційних, нормативно-правових та інформаційних передумов, а також розроблення економічних механізмів та фінансового забезпечення реалізації заходів, спрямованих на ефективне вирішення зазначених проблем [143, с. 56 – 61; 144, с. 24 – 25].

Світовий та вітчизняний досвід визначають ряд безумовних пріоритетів вторинного ресурсокористування, що обґрунтовуються загальними економічними передумовами. Ці пріоритети пов'язані з високою ефективністю рециклінгу передусім залишкових продуктів кінцевого споживання, маючи на увазі вторинний папір, метал, дерево, скло, пластики, гуму, натуральні волокна, деякі паливні відходи. Нехтування відповідними можливостями адекватне елементарній безгосподарності.

Необхідним є розробка ефективних схем управління відходами та удосконалення системи збору ТПВ [145, с. 74 – 76; 146, с. 78 – 82], оскільки можливий ефект від повного використання вторинних ресурсів очевидний – ресурси вторинної сировини в Україні досить великі (макулатура приблизно 450 – 500 тис. т, полімерна сировина 80 – 100 тис. т, зношені шини 100 – 120 тис. т, скло бій 200 – 220 тис. т текстильні матеріали 60 тис. т щорічно) [147, с. 85 – 87].

Отож запровадження роздільної системи виносу сміття – перший і чи не найважливіший крок на шляху до вирішення існуючої екологічної проблеми. В даному випадку можна скористатися досвідом західних країн [148, с. 61], проте не слід відкидати реалії економічного простору України.

Як бачимо технології вторинного ресурсокористування є дуже затратними проте рівень вирішення існуючих проблем та економічний ефект при їх використанні потенційно можуть бути високими при незначному негативному впливі на НПС.

Для визначення можливості впровадження комплексу технологій розрахунок критеріїв розбивки вихідних значень параметрів технологій утилізації ТПВ не є необхідним оскільки вони задані лінгвістично. Так наприклад для технологій термічної утилізації ТПВ лінгвістична оцінка вихідних параметрів виглядатиме наступним чином:

- ступінь вирішення проблем – низький;
- ступінь впливу на еколого-економічну систему – високий;
- затратність – висока;
- економічний ефект – середній

Сформуємо наступну табл. 3.20 для проведення розрахунків.

Розрахуємо за функцією (2.12) значення k_j , $j = \overline{1,5}$:

$$k_1 = 0,9 - 0,2 \cdot (5-1) = 0,1; k_2 = 0,3; k_3 = 0,5; k_4 = 0,7; k_5 = 0,9.$$

Для показників X_{12} і X_{13} показник k_j матиме зворотні значення ($k_1 = 0,9$; $k_2 = 0,7$; $k_3 = 0,5$; $k_4 = 0,3$; $k_5 = 0,1$), що в свою чергу зумовлено оберненою залежністю даних показників і результуючого показника доцільності впровадження певної технології.

Таблиця. 3.20

Класифікація рівня показників

Найменування показника	Результат класифікації по підмножинах				
	B_{li1}	B_{li2}	B_{li3}	B_{li4}	B_{li5}
X_{11}	0	1	0	0	0
X_{12}	0	0	0	1	0
X_{13}	0	0	0	1	0
X_{14}	0	0	1	0	0

За співвідношенням (2.11) із урахуванням значимості показників r_i , $i = \overline{1,4}$ визначимо значення g :

$$g = 0,3 \cdot (0,4 \cdot 1) + 0,3 \cdot (0,3 \cdot 1) + 0,3 \cdot (0,2 \cdot 0,1) + 0,5 \cdot (0,1 \cdot 1) = 0,32.$$

Даний показник відповідає підмножині G_4 , яка характеризує низький рівень доцільності впровадження даного виду технологій.

Для аналогічної оцінки решти технологічних прийомів поводження з ТПВ складемо табл. 3.21.

Таблиця 3.21

Основні екологічні та економічні параметри утилізаційних технологій

Вид технології згідно класифікації	Ступені класифікаційних ознак			
	Вирішення існуючих проблем	Вплив на еколого-економічну систему	Затратність	Економічний ефект
Термічні	низький	високий	висока	середній
Біологічні	середній	низький	середня	низький
Механічні	дуже низький	середній	середня	дуже низький
Захоронення	дуже низький	середній	висока	дуже низький
Рециклінг	високий	дуже низький	дуже висока	високий

Зауважимо, що використання механічних методів є допоміжним в системі поводження з ТПВ і може виступати як проміжний етап в технології захоронення відходів.

Розрахунки показників, що характеризують доцільність впровадження відповідних груп технологій, зведемо до відповідної таблиці (табл. 3.22)

Таблиця 3.22

Доцільність впровадження утилізаційних технологій

Вид технології згідно класифікації	Доцільність впровадження	g
Термічні	Низька	0,32
Біологічні	Середня	0,54
Механічні	Низька	0,3
Захоронення	Низька	0,26
Рециклінг	Висока	0,64

Проте, окрім певних кількісних і якісних еколого-економічних і технічних характеристик утилізаційних технологій обмеження на їх використання накладають також зовнішні фактори. До останніх слід віднести, зокрема, наявність економічних ресурсів на реалізацію проекту, обсяги та морфологічний склад ТПВ, які необхідно утилізувати і т. д.

Використання якоїсь однієї технології утилізації сміття, як вже зазначалося, є в крайньому випадку недоцільним і економічно не вигідним тому методи використання вторинних ресурсів в більшості випадків komponуються з термічними [118, с. 52 – 54, 149 с. 41 – 44] і механічними [113, с. 56] методами, а також з вивезенням залишкового сміття на звалища, в зв'язку з чим представляється необхідним ефективне управління сферою утилізації ТПВ [150, с. 235 – 239].

Враховуючи спадаючу доцільність використання технологій утилізації ТПВ, пріоритетність їх використання змінюватиметься пропорційно відповідним значенням показника g . Отже пріоритетним є використання технологій рециклінгу та біотехнологій. Решту відходів піддають термічній переробці та захороненню (рис. 3.5).

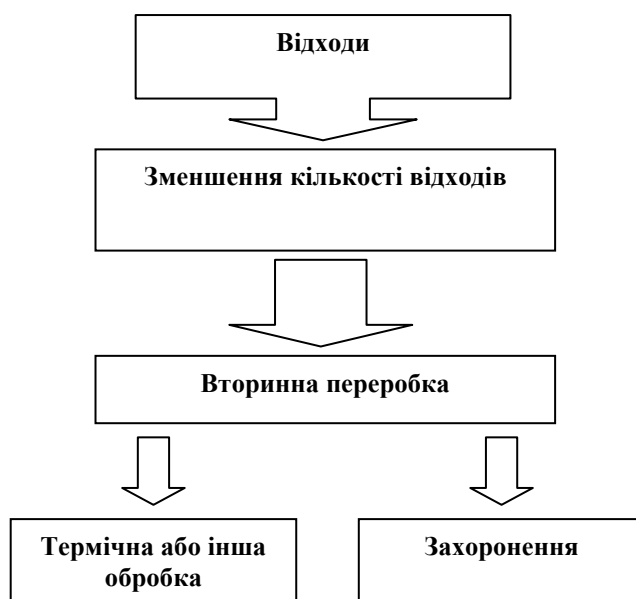


Рис. 3.5. Оптимальна схема поводження з відходами.

За результатами нашого аналізу є три альтернативні проекти вирішення проблеми поводження з ТПВ:

- перший проект характеризується використанням рециклінгових технологій (його основу складає переробка 35% загальної маси ТПВ), використання біотехнологій (25%), технологій термічної переробки ТПВ (20%) та захоронення (решта обсягу ТПВ);
- другий проект характеризується значно вужчим використанням рециклінгу (його основу складає переробка 20% обсягу ТПВ), він характеризується ширшим використанням термічних методів (40%) та методів захоронення (40%);
- третій проект характеризується широким використанням рециклінгових технологій (його основу складає переробка 50% обсягу ТПВ), використання біотехнологій (15%) і методів захоронення (35%).

Для порівняння вищевказаних трьох альтернативних проектів необхідно розрахувати відповідні інтегральні показники, які їх характеризують. Вони повинні враховувати доцільність впровадження кожної окремої технології, що входить до складу проекту, а також її валідність:

$$I = \sum_{i=1}^n v_i \cdot g_i, \quad (3.9)$$

де v_i – валідність i -ї технології у вирішенні проблеми,
 g_i – коефіцієнт, що характеризує доцільність впровадження i -ї технології пропонованого проекту.

Отже:

$$I_1 = 0,35 \cdot 0,64 + 0,25 \cdot 0,54 + 0,2 \cdot 0,32 + 0,2 \cdot 0,26 = 0,475,$$

$$I_2 = 0,2 \cdot 0,64 + 0,4 \cdot 0,32 + 0,4 \cdot 0,26 = 0,36,$$

$$I_3 = 0,5 \cdot 0,64 + 0,15 \cdot 0,54 + 0,35 \cdot 0,26 = 0,492.$$

Дані інтегральні показники є середніми показниками доцільності впровадження комплексу технологій. При їх порівнянні очевидним є пріоритетність використання третього проекту вирішення проблеми поводження з ТПВ.

Дана методика є прикладом можливого використання нечіткого-множинного математичного апарату для оцінки і порівняння альтернативних проектів вирішення проблеми ТПВ і володіє рядом переваг та недоліків.

Серед переваг даної методики слід відмітити:

- можливість врахування кількісних і якісних економічних екологічних та технічних параметрів;
- можливість врахування вагомості впливу цих параметрів на рішення про доцільність впровадження певної технології утилізації ТПВ;
- можливість врахування валідності методів утилізації.

До недоліків слід віднести

- відсутність врахування наявних фінансових ресурсів (вважається необхідним фінансування будь-якого проекту через пріоритетність вирішення еколого-економічних проблем, а також певною обмеженістю інформації про економічні показники діяльності деяких технологій);
- обмеженість критеріїв оцінювання технологій (при більш детальному дослідженні проблеми можливе використання ширшого переліку критеріїв та більш адекватне визначення їх вагомості на основі залучення широкого кола спеціалістів);
- можливість зміни якісних оцінок певних технологій в залежності від специфіки використання.

Проте при визначення реальних можливостей впровадження певного комплексу утилізаційних технологій необхідним є також врахування певний обмежуючих екологічних критеріїв, які в розрізі концепції сталого розвитку є домінуючими поряд з економічними

3.3.2. Розробка економіко-екологічних критеріїв впровадження нових утилізаційних технологій

Як вже визначено раніше на даний момент в світі використовується цілий ряд різноманітних методів утилізації ТПВ, що пояснюється як відмінностями в підходах до вирішення цієї проблеми, так і специфікою розвитку технологічної та фінансової бази. Проте при впровадженні їх у вітчизняну практику необхідним є порівняння з існуючою технологією вивезення на звалище. Одним з варіантів такого порівняння може бути оцінка ризиків, які виникають при використанні нових утилізаційних технологій та ризиків які існують при використанні звалищної технології. При використанні даного методу повинна виконуватись нерівність:

$$\sum_{i=1}^n R_i < \sum_{i=1}^m R_{зв_i} , \quad (3.10)$$

де $\sum_{i=1}^n R_i$ – сума ризиків при використанні певної утилізаційної технології,

$\sum_{i=1}^m R_{зв_i}$ – сума ризиків при використанні звалищної технології утилізації,

n – кількість ризиків при використанні певної нової утилізаційної технології,

m – кількість ризиків при використанні звалищної технології.

Проте для запровадження нової утилізаційної технології необхідними є певні капітальні витрати, щорічні експлуатаційні витрати та витрати на рекультивацію старого полігону тому попередня система матиме наступний вигляд:

$$\sum_{i=1}^n R_i + KB + \sum_{k=1}^t EB_k + BP < \sum_{i=1}^m R_{зв_i} + KB_H + \sum_{k=1}^t EB_{Hk} + BP , \quad (3.11)$$

де KB – капітальні витрати на запровадження нової технології,
 EB_t – експлуатаційні витрати на функціонування технології за t -й період,
 BP – витрати на рекультивацію сміттєзвалища,
 KB_H – капітальні витрати на будівництво нових полігонів,
 EB_H – експлуатаційні витрати нових полігонів,
 BP – витрати на рекультивацію старого полігону,
 t – кількість періодів роботи утилізаційної технології.

Проте, як визначають західні спеціалісти запровадження якоїсь однієї нової технології є недоцільним [108, с. 59 – 63; 110, с. 13 – 17; 113, с. 56; 149 с. 41 – 44]. Більшою ефективністю відзначається комплексне впровадження декількох утилізаційних технологій, тому:

$$\sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R_{ij} + \sum_{j=1}^d KB_j + \sum_{j=1}^d \sum_{k=1}^t EB_{kj} < \sum_{i=1}^m R_{3B_i} + KB_H + \sum_{k=1}^t EB_{Hk}, \quad (3.12)$$

де d – кількість запроваджених утилізаційних технологій.

Проте при використанні однієї чи кількох утилізаційних технологій необхідно витримувати певні умови:

$$\sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R_{ij} \rightarrow \min, \quad (3.13)$$

$$\sum_{j=1}^d KB_j + \sum_{j=1}^d \sum_{k=1}^t EB_{kj} \rightarrow \min, \quad (3.14)$$

та

$$\sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R_{ij} < B_3, \quad (3.15)$$

де t – кількість періодів,

ВЗ – відтворювальна здатність природи.

Остання умова є наслідком концепції сталого розвитку.

Ризики, які виникають при використанні нових утилізаційних технологій можна мінімізувати шляхом проведення певних заходів, причому:

$$\sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R'_{ij} + \sum_{k=1}^t \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n BMR_{ijk} < \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R_{ij}, \quad (3.16)$$

де $\sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R'_{ij}$ – сума мінімізованих ризиків,

$\sum_{k=1}^t \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n BMR_{ijk}$ витрати на мінімізацію ризиків.

Тоді умова (3.15) матиме наступний вигляд:

$$\sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R'_{ij} < BЗ. \quad (3.17)$$

Але крім можливого негативного одноразового впливу утилізаційних технологій на НПС (у вигляді збитків) і позитивних змін (доходів) можливим є постійний негативний вплив утилізаційних технологій на НПС. Тоді в за певний період використання утилізаційної технології t попередня нерівність матиме вигляд:

$$\sum_{k=1}^t \sum_{a=1}^c 3\epsilon_{ak} - \sum_{k=1}^t \sum_{s=1}^b Pr_{sk} + \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R'_{ij} < \sum_{k=1}^t BЗ, \quad (3.18)$$

де $\sum_{k=1}^t \sum_{a=1}^c 3\epsilon_{ak}$ – сума щорічних збитків навколишньому середовищу,

$\sum_{k=1}^t \sum_{s=1}^b Pr_{sk}$ – сума позитивних змін після впровадження нововведень.

Тоді система обмежуючих еколого-економічних критеріїв впровадження певної сукупності утилізаційних технологій з точки зору ризикованості технологій та витрат і доходів, які виникають при їх використанні, прийме вигляд:

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R'_{ij} + \sum_{k=1}^t \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n BMR_{ijk} + \sum_{j=1}^d KB_j + \sum_{j=1}^d \sum_{k=1}^t EB_{kj} < \sum_{i=1}^m R_{зв_i} + KB_H + \sum_{k=1}^t EB_{Hk} \\ \sum_{k=1}^t \sum_{a=1}^c 3\sigma_{ak} - \sum_{k=1}^t \sum_{s=1}^b Pr_{sk} + \sum_{j=1}^d \sum_{i=1}^n R'_{ij} < \sum_{k=1}^t B_3 \end{array} \right. \quad (3.19)$$

Отже, як бачимо впровадження нових технологій в галузі утилізації ТПВ є досить специфічним через необхідність врахування не тільки техніко-економічних але і екологічних параметрів. Особливістю є також врахування відтворювальної здатності природи на певній території в межах певної екосистеми, що значно ускладнює реалізацію певних проектів, проте відповідає сучасній концепції сталого розвитку і забезпечує збереження НПС.

Висновки до розділу 3

Отже, використовуючи інформаційну базу попередніх розділів даної роботи, в третьому було здійснено наступні етапи дослідження:

- остаточно сформовано модель оцінки ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ та проведено відповідні розрахунки;
- оцінено розмір збитків, завданих довкіллю існуючою системою поводження з ТПВ, та визначено можливі шляхи мінімізації ризику його забруднення;

- запропоновано можливі варіанти зміни існуючої системи утилізації ТПВ на основі використання новітніх розробок в даній галузі;
- запропоновано алгоритм впровадження нових утилізаційних технологій на основі врахування їх техніко-економічних і екологічних параметрів, а також відновлюваної здатності певної екосистеми.

В результаті розрахунків у сформованій моделі оцінки ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ було визначено, що ризик отримання збитків відповідає найвищому рівню і описується таким лінгвістичним термом, як “дуже високий”. Це ще раз доводить необхідність негайного втручання в дану галузь, з метою врегулювання кризової ситуації.

В результаті розрахунків вже завданих збитків було виявлено значне забруднення звалищем підземних вод, що викликає сумніви щодо стійкості протифільтраційного екрану та стійкості обваловування полігону

Проведені розрахунки щодо збитків завданих НПС свідчать про досить великі масштаби забруднення, оскільки збитки завдані земельним ресурсам та атмосферному повітрю становлять 38,52 млн. грн., а збитки внаслідок забруднення ґрунтових вод – 1481,98 тис. грн.

Приведені показники доводять необхідність змін. Тому з метою узагальнення і класифікації існуючих підходів до утилізації побутового сміття було проаналізовано ряд відповідних технологій. Це дало змогу говорити про можливість виходу з кризової ситуації при врахуванні всіх, і зокрема екологічних, аспектів, які регулюють сферу поводження з відходами, що є суттєвим кроком до екологізації соціоекономічних і виробничих процесів. Дані аспекти висвітлені у таких публікаціях, як [151, с. 91 – 100; 152, с. 589 – 594; 153, с. 62 – 68; 154, с. 199 – 202; 155, с. 295-298; 156 с. 101-105].

ВИСНОВКИ

В процесі проведення дослідження за обраною темою дисертації та реалізації основних поставлених завдань було проаналізовано такі її аспекти, як:

- сучасний стан галузі утилізації ТПВ;
- економічна і екологічна стійкість сучасної системи поводження з побутовим сміттям;
- можливі економічні і екологічні наслідки від ігнорування екологічних норм в сфері поводження з відходами;
- методики оцінки збитків від забруднення НПС та методики оцінки можливих наслідків аварії;
- можливість реалізації методів теорії нечіткої логіки та нечітко-множинного підходу для інтегральної оцінки ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ;
- вирішення проблеми забруднення довкілля шляхом впровадження інноваційних технологій згідно визначеного алгоритму.

Як виявилось, в результаті ігнорування цілого ряду різноаспектних проблем питання утилізації відходів, як промислових, так і побутових стрімко набуває все зростаючого економічного і екологічного значення. Недооцінка екологічного аспекту сфери поводження з ТПВ призвела до:

- економічної обмеженості механізмів кардинальної зміни системи поводження з відходами;
- відсутності належного державного контролю та підтримки даної галузі, і як наслідок значного забруднення довкілля;
- відсутності методологічних наробок щодо оцінки впливу звалищ на НПС.

В результаті проведення досліджень доведено також нестійкість системи поводження з ТПВ та схильність її до поступового різкого погіршення основних її параметрів, а згодом – до поступової хаотизації і виходу системи з-

під контролю. Зазначені положення доводять необхідність негайного втручання в процес управління даною галуззю комунального господарства.

Проведений аналіз основних методик оцінки збитків від забруднення НПС засвідчив обмеженість їх використання для оцінки впливу звалища на довкілля та оцінки ризику отримання збитків від можливих аварій на об'єктах комунального господарства і, зокрема, на полігоні ТПВ. Дані методики позбавлені універсальності. Крім того, за оцінками спеціалістів вони неадекватно відображають розмір завданих збитків, і необхідних витрат на ліквідацію наслідків від забруднень. Водночас основним недоліком даних методик є те, що вони практично повністю не враховують можливості отримання економічних і соціальних збитків. Застарілою виявилась база для оцінки збитків, що робить об'єктивно необхідним зміну її з неоподаткованого мінімуму на розмір мінімальної заробітної плати. В такому випадку штрафні санкції розраховані з врахуванням в якості бази для обчислення розмірів відшкодування збитків зможуть стати ефективним інструментом екологічної державної та муніципальної політики.

В процесі дослідження було виявлено недоліки існуючих методик щодо оцінки економічних і соціальних аспектів, які можна частково доповнити. Компенсувати неповноту інформаційної бази в даному випадку можна шляхом використання методів нечіткої логіки та нечітко-множинного підходу, що дає можливість деякі вхідні дані задавати лінгвістично. Відповідно у роботі було запропоновано два підходи до визначення інтегрального показника ризику виникнення аварії:

- з використанням методів нечіткої логіки шляхом формування набору визначальних правил;
- з використанням нечітко-множинного підходу.

Врахувати багаторівневість вихідних і проміжних даних представляється принципово можливим при використанні нейронних мереж. В результаті

поєднання обох методів було сформовано нейро-нечітку модель оцінки ризику виникнення аварії об'єктах комунального господарства.

При формування прикладної моделі оцінки ризику було адаптовано запропоновану модель до умов конкретного об'єкта дослідження з врахуванням значимості визначальних факторів на основі удосконалення класифікації основних видів ризиків, що виникають на полігоні ТПВ.

В результаті розрахунків були отримані відповідні значення економічного, екологічного та соціального ризиків забруднення довкілля, які відповідно описані такими нечіткими термами, як середній економічний ризик та дуже високі екологічний та соціальний ризики. В результаті розрахунку інтегрального показника ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ було визначено таку лінгвістичну оцінку, яка відповідає високому рівню показника.

З метою більш детального аналізу ситуації в третьому розділі проведено також оцінювання вже завданих довкіллю збитків. У руслі розроблення практичних заходів було визначено шляхи мінімізації ризиків забруднення НПС, до яких були віднесені такі, як:

- запропоновано конкретну схему зниження ризику виникнення екологічної аварії на сміттєзвалищі;
- оцінено витрати на проведення заходів щодо мінімізації ризику виникнення аварії.

Було розглянуто досить багато способів і методи переробки побутового сміття та виявлені їх основні переваги та недоліки. Проведена систематизація розглянутого матеріалу дозволила систематизувати отримані результати та виявити основні тенденції розвитку утилізаційних технологій в світі.

В результаті проведення дослідження було:

- узагальнено та систематизовано загальні підходи до сфери управління та знешкодження відходів, а також виявлено основні тенденції розвитку утилізаційних технологій;

- відмічені основні недоліки і переваги основних існуючих методів утилізації побутового сміття та розглянуто конкретні різновиди та варіанти поєднання методів переробки сміття;
- визначена можливість застосування відповідних технологій в умовах економічного простору України та визначено можливі напрямки розвитку технологій переробки сміття;
- розроблено економічні та екологічні критерії обмеження впровадження певного набору утилізаційних технологій.

Загальні уніфіковані принципи утилізації ТПВ передбачають комплексність вирішення проблеми з метою збереження НПС та економії природних ресурсів. Система утилізації сміття шляхом вивезення та захоронення на звалищах є не тільки економічно не виправданою, але і екологічно небезпечною. Метод валового збору та утилізації ТПВ на звалищах є морально і економічно застарілим прийомом, тому від нього необхідно в подальшому відмовитись повністю або частково, відразу або ж поетапно по мірі створення ефективного економіко-організаційного механізму таких змін.

В цілому ж на основі поєднання існуючих методик оцінки екологічних збитків, а також методів теорії нечітких множин та нечіткої логіки та інших економіко-математичних методів, вдалося поповнити методологічну базу оцінки наслідків від негативного впливу забруднення на еколого-економічну систему. На основі запропонованої багаторівневої моделі оцінки ризику можливим є лінгвістичне оцінювання ризиків. Можливим є її налагодження і використання в інших складних багатокритеріальних системах, що свідчить про її універсальність.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Колотило Д. Екологія і економіка. – К.: КНЕУ. – 1999. – 367с.
2. Данилишин Б. Економіка природокористування і охорони довкілля. – К.: РВПС України НАН України. – 2000. – 238с.
3. Крачило М. Основи екології та економіка природокористування / Навч. посібник. – К.: ФПУІТ. – 1998. – 271с.
4. Царенко О., Несветов О., Кабацький М. Основи екології та економіка природокористування / Навч. посібник. – Суми: Університетська книга. – 2001. – 326с.
5. Гирусов Э., Бобылев С., Новосёлов А., Чепурных Н. Экология и экономика природопользования. – М.: ЮНИТИ. – 2000. – 455с.
6. Экономика и экология / Учебник. – М.: Изд-во Рос. экон. акад.. – 2000. – 174с.
7. Несветова С., Несветов О. Морально-етичні аспекти використання ресурсів довкілля // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2001. – №2. – С. 5-7
8. Буркинский Б., Степанов В., Харичков С. Природопользование: основы экономико-экологической теории. – Одесса: ИПРЭЭИ НАН Украины. – 1999. – 350с.
9. Дёмина Т. Экология, природопользование, охрана окружающей среды. – М.: Аспект-прес. – 1996. – 143с.
10. Закон України “Про відходи” № 187/98 – ВР від 5 березня 1998р. / Закони України, том 15 під ред. Опришко В., Верменчук М., Горьовий Л. та ін. – К.: ВРУІЗ. – 1999. – С. 394-413
11. Закон України “Про внесення змін і доповнень до деяких законодавчих актів у зв’язку з прийняттям закону “Про відходи”” № 1288 – XII від 14 грудня 1999р. / Закони України, том 19 під ред. Опришко В., Верменчук М., Горьовий Л. та ін. – К.: ВРУІЗ. – 2000. – С. 510-514

12. Закон України “Про охорону навколишнього природного середовища” № 1264-ХІІ від 25 червня 1991 року // Відомості Верховної Ради. – 1991. – № 41. – С. 546-568
13. Закон України “Про внесення змін до Закону України “Про охорону навколишнього природного середовища”” №186/98-ВР від 5 березня 1998 року // Відомості Верховної Ради. – 1998. – №34. – С. 230
14. Закон України “Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення” № 4004 – ХІІ від 24 лютого 1994р. / Закони України, том 7 під ред. Опришко В., Верменчук М., Горьовий Л. та ін. – К.: ВРУІЗ. – 1996. – С. 197-220
15. Закон України “Про внесення змін до Закону України “Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення”” № 331/97 – ВР від 11 червня 1997р. / Закони України, том 12 під ред. Опришко В., Верменчук М., Горьовий Л. та ін. – К.: ВРУІЗ. – 1997. – С. 335
16. Закон України “Про охорону атмосферного повітря” № 2708 – ХІІ від 16 жовтня 1992р. / Закони України, том 4 під ред. Опришко В., Верменчук М., Горьовий Л. та ін. – К.: ВРУІЗ. – 1996. – С. 142-158
17. Водний кодекс України №213/95 – ВР від 6 червня 1995р. // Відомості Верховної Ради. – 1995. – №24. – С. 189-224
18. Земельний кодекс України №2768 – ІІІ від 25 жовтня 2001р. // Відомості Верховної Ради. – 2002. – №3 – 4. – С. 27-69
19. Human Ecology, Human Economy : Ideas for an Ecologically Sustainable Future / Edited by M. Diesendorf and C. Hamilton. – St. Leonards, Australia: Allen & Unwin. – 1997. – 378p.
20. William P. Cunningham, Barbara Woodworth Saigo Environmental Science: a Global Cocern. – Duluque: Wn. C. Brown Publishers. – 1995. – 612p.
21. Daniel P. Chiras Environmental Science: Action for Sustainable Future, 3d. Ed. – Radwood City Co.: The Bengamin / Cummings Publishing Inc.. – 1990. – 549p.

22. Назарчук О. Функціонування всієї сфери поводження з відходами впливає на стан санітарно-епідеміологічного благополуччя населення // Рідна природа. – 2002. – №2. – С. 56
23. Національна доповідь про стан навколишнього середовища в Україні в 2000р. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – К.: Видавництво Раєвського. – 2001. – 184с.
24. Сводно-аналитический прогноз чрезвычайных ситуаций на территории Российской федерации на 2002 год // ЭКОС – информ. – №3. – С. 41-45
25. Allaby Michael Living in the Greenhouse: a Global Warming. What we must do & what will happen if we don't. – Willing-borough: Thorson Publishing Group. – 1990. – 192p.
26. Винокурова Н., Трушин В. Глобальная экология. – М.:Просвещение. – 1998. – 270с.
27. Матвеев Ю., Гелетуха Г. Зелене світло Кіото // Зелена енергетика. – 2002. – №2. – С. 4-5, 12-13
28. Чертес К., Быков Д., Тупицына О., Ендураева Н. Единый полигон для размещения отходов // Экология и промышленность России. – 2002. – Сентябрь. – С. 4-9
29. Ветрова Т. Эколого-экономическая оценка проблемы твёрдых бытовых отходов в крупных городах // Вестник Московского университета. – серия 6 “Экономика”. – 2000. – №3. – С. 60-72
30. Беляевский Г., Брыгинец Е., Вергелес Ю. Экология города. – К.: Либра. – 2000. – 464с.
31. Наказ Державного комітету будівництва архітектури та житлової політики України “Про затвердження Правил надання послуг із збирання та вивезення твердих і рідких побутових відходів” №54 від 23 березня 2000р. – Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 31 липня 200р за №457/4678.

32. Мельник Л. Екологічна економіка / Підручник. – Суми: Університетська книга. – 2001. – 346с.
33. Королёв В., Неклюдов Д., Новаковский Б., Тульчинская Н. Эколого-геологический мониторинг полигонов твёрдых бытовых отходов // Экология и промышленность России. – 2001. – Июль. – С. 39-43
34. Миронов А., Мелехова Н., Володин Н. Проблема хранения твёрдых бытовых отходов // Экология и промышленность России. – 2002. – №1. – С. 23-26
35. Клименко Л. Техноекологія. – Сімферополь: Таврія. – 2000. – 542с.
36. Шаров Ю. Соціально-економічна оцінка корисності муніципальних інвестиційних проектів // Економіка України. – 2001. – №8. – С. 38-42
37. Лопатин В. Великое государство на свалке не построиш // ЭКОС – информ. – 2001/2002. – зима/весна. – С. 38-43
38. Арнольд В. И. Теория катастроф. – 3-е изд. – М.: Наука. гл. ред. физ.-мат. лит.. – 1990. – 128с.
39. Абрамов И., Шпитальный В., Лущик А., Тарасенко В., Сапронова З., Садыкова Г. Учёт экологической безопасности в процессе эксплуатации Симферопольского полигона твёрдых бытовых отходов // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2001. – №2. – С. 5-7
40. Парфенюк А., Антонюк С., Топоров А. Альтернативное решение проблемы твёрдых отходов в Украине // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – №4. – С. 37-41
41. Петухов І. До відходів нема інших підходів – тільки знешкодження // Міське господарство України. – 2000. – №1. – С. 44-45
42. Шкрупська Ю. В. Існуючі технології переробки відходів // Сучасні та перспективні технології захоронення та утилізації твердих побутових відходів. Тезиси виступів науково-виробничого семінару. – К.: УААСО. – 2001. – №1. – С. 19-21

43. Пустовойтов В. Комунальное хозяйство городов. – К.: Техника. – 2001. – 136с.
44. Боровик Г. Проблеми утилізації твердих побутових відходів у м. Суми / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.
45. Категорії відходів, які підлягають регулюванню // Технополіс. – 2002. – №1. – С. 10-21
46. Волошин В., Семенченко П. Проблемы развития городской среды: экологические, социальные и экономические аспекты. – Мариуполь: Приазовский ГТУ. – 1997. – 191с.
47. Супруненко О. Особливості проблеми побутових відходів в Закарпатській області та шляхи її розв’язання / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.
48. Ставровський Є. Про комунальні підприємства та сферу їх діяльності // Економіка України. – 1999. – № 11. – С. 84-89
49. Розпорядження Кабінету міністрів України “Про затвердження концепції розвитку сфери побутового обслуговування населення” №569-р від 11 жовтня 2002р.
50. Васютинська М. Більше сміття тривкого та різного / Галицькі контракти. – 2002. – №37. – С. 18-19
51. Горлицький Б. О. Сміттєпереробка: економічні та технологічні альтернативи // Сучасні та перспективні технології захоронення та утилізації твердих побутових відходів. Тезиси виступів науково-виробничого семінару. – К.: УААСО. – 2001. – №1. – С. 15-18
52. Операції з видалення та утилізації відходів // Технополіс. – 2002. – №1. – С. 10

53. Студінський В. Підходи до твердих відходів // Міське господарство України. – 2000. – №3. – С. 19-23
54. Вайсман Я., Коротаев В., Тагилов М., Вострецов С. Проектирование полигонов ТБО // Экология и промышленность России. – 2001. – Февраль. – С. 24-28
55. Звіт по дослідженню впливу сміттєзвалища с. М. Стадниця на забруднення підземних вод (інженерно-геологічні вишукування), Вінниця: ВАТ “Вінницяводопроєкт”. – 2000. – 31с.
56. Новохатко О. В. Страхування відповідальності за звалища / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.
57. Дорогунцов С., Федорищева А. Державне регулювання техногенно-екологічної безпеки в регіонах України // Економіка України. – 2002. – №4. – С. 70-77
58. Постоюк Л. Підходи до оцінки наслідків забруднення та надзвичайних ситуацій / Збірник наукових праць “Економіка природокористування та охорони довкілля”. – К.: РВПС України НАН України. – 2000. – 237с.
59. Аркинд М. Экологическая безопасность: альтернатива традиционным методам оценки и анализа // ЭКОС – информ. – 2001. – №7. – С. 48-51
60. Одинець В. Катастрофи: Наукові аспекти / Збірник наукових праць “Економіка природокористування” за ред. Дорогунцов С. – К.: РВПС України НАН України. – 1999. – С. 239-246
61. Долішній М., Кравців В. Екологічний розвиток і екологічна безпека: шлях України // Проблеми сталого розвитку України. – К.: Наукова думка. – 1998. – С. 69-80
62. Шевчук В., Саталкін Ю., Навроцький В. Екологічний аудит. – К.: Символ – Т. – 1997. – 221с.

63. Боков В., Лущик А. Основы экологической безопасности / Уч. пособие. – Симферополь: Сонат. – 1998. – 224с.
64. Стадницький Ю. Економічні основи оздоровлення довкілля (методологія і практика). – Львів: ДУ “Львівська політехніка”. – 1999. – 260с.
65. Кобзарь Ю., Хлобыстов Е. Методические основы оценки ущерба от чрезвычайных ситуаций / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.
66. Горев Л., Дорогунцов С., Хвесик М. Оптимизация экосред / Книга I “Оценки и процессы”. – К.: Наукова думка. – 1997. – 545с.
67. Хвесик М., Збагерська М. Проблеми економічної оцінки природних ресурсів // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2001. – №5 – 6. – С. 3-8
68. Данилишин Б., Дорогунцов С., Міщенко В. та ін. Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України. – К.: ЗАТ “НІЧЛАВА”. – 1999. – 716с.
69. Шевчук В., Пилипчук М., Карпенко Н. Довідник з питань економіки та фінансування природокористування і природоохоронної діяльності. – К.: Геопринт. – 2000. – 412с.
70. Телижечко А., Лукьянихин В., Лукьянихина Е. Оценка экономического ущерба от загрязнения водного бассейна. – Сумы: Издательство Сумы ГУ. – 2001. – 68с.
71. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів // Рідна природа. – 1995. – №5 – 6., ч.2 (Офіційний додаток). – С. 40-58
72. СанПІН № 4630-88
73. Методика визначення розмірів шкоди, зумовленої забрудненням і засміченням земельних ресурсів через порушення природоохоронного

законодавства // Рідна природа. – 1995. – №5 – 6., ч.2 (Офіційний додаток). – С. 59-65

74. Тимчасова методика визначення очікуваних збитків від забруднення довкілля при транспортуванні небезпечних речовин та відходів // Вісник екологічної адвокатури. – 2001. – №14. – С. 37-44

75. Белінський М., Кравченко О. Економічний підхід в управлінні ризиком // Екологія довкілля та охорона життєдіяльності. – 2001. – №3. – С. 99-101

76. Корольов О., Соловей О. Еколого-економічні простори: Проблеми метризації // Вісник КДТЕУ. – 2001. – №1. – С. 93-111

77. Корольов О. Економетрія: Навч. пос. 2-ге вид., випр. та скороч. – К.: КНИГА, 2005. – 416с.

78. Хачумов С. Технологические аспекты расчёта экономического ущерба через категорию экологического риска // Экологические системы и приборы. – 2002. – №5. – С. 38-44

79. Вітлінський В. В., Верчено П. І. Аналіз, моделювання та управління економічним ризиком: Навч.-метод. посібник для самост. вивч. дисц. – К.: КНЕУ, 2000. – 292с.

80. Свентух А. О. Економічний, екологічний та соціальний аспект сучасних проблем утилізації побутового сміття // Економіка: проблеми теорії та практики. Збірник наукових праць. Випуск 189: В 5 т. Том III. – Дніпропетровськ: ДНУ. – 2004. – С. 672-676

81. Свентух А. О. Сучасні проблеми і необхідність розвитку та фінансування галузі утилізації твердих побутових відходів // Економіка: проблеми теорії та практики. Збірник наукових праць. Випуск 190: В 4 т. Том II. – Дніпропетровськ: ДНУ. – 2004. – С. 337-342

82. Свентух А. О. Економіко-екологічний аспект проблеми утилізації твердих побутових відходів // Економіка: проблеми теорії та практики.

Збірник наукових праць. Випуск 191: В 4 т. Том III. – Дніпропетровськ: ДНУ. – 2004. – С. 1215-1222

83. Мороз О. В., Свентух А. О., Леонтьєва О. В. Грабко М. В. Мевш О. О Еколого-економічні проблеми утилізації твердих побутових відходів // Вісник ВПП. – №3. – 2004. – С. 27-33

84. Свентух А. О. Інвестування комунального господарства з метою вирішення економіко-екологічних проблем // Вісник Економіка. – 2003. – Випуск 64 – 65. – С. 57-58

85. Заде Л. Понятие лингвистической переменной и ее применение к принятию приближенных решений: Пер. с англ. – М.: Мир, 1976. – 167 с.

86. Zimmermann H.-J. Fuzzy Set Theory and Its Applications. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, MA, 2nd ed., 1991. – 315p.

87. Ротштейн А.П. Интеллектуальные технологии идентификации: нечеткие множества, генетические алгоритмы, нейронные сети. – Винница: Універсум-Вінниця, 1999. – 320с.

88. Ротштейн О.П., Кательников Д.І. Ідентифікація нелінійних об'єктів нечіткими базами знань // Вісник ВПП. – 1997. – №4. – С. 98-103

89. Ротштейн А.П., Лойко Е.Е., Кательников Д.И. Прогнозирование количества заболеваний на основе экспертно-лингвистической информации // Кибернетика и системный анализ. – 1999. – №2. – С. 178-185

90. Кофман А. Введение в теорию нечетких множеств.- М.: Радио и связь.- 1982.- 432с.

91. Борисов А.Н., Крумберг О.А., Федоров И.П. Принятие решений на основе нечетких моделей: Примеры использования. – Рига: Зинатне, 1990. – 184с.

92. Недосекин А.О. Нечетко-множественный анализ рисков фондовых инвестиций. – СПб.: Типография «Сезам», 2002. – 181с.

93. Круглов В.В., Борисов В.В. Искусственные нейронные сети. Теория и практика. – М.: Горячая линия – Телеком, 2001. – 382с.

94. Мітюшкін Ю.І. Синтез і настройка баз нечітких знань для моделювання багатовимірних залежностей: Дис... канд. техн. наук: 01.05.02. – Вінниця, 2001. – 160с.
95. Юхимчук С.В., Азарова А.О. Багаторівнева система оцінки фінансового ризику // Фінанси України, 1998. – № 11. – С. 55-63
96. Матвійчук А.В. Аналітико-лінгвістична апроксимація фінансових часових рядів // Економіка: проблеми теорії та практики. – 2004. – Випуск 192. – Т. IV. – С. 1295-1303
97. Nie J. Nonlinear time-series forecasting: A fuzzy-neural approach // Neurocomputing. – 1997. – Vol. 16. – P. 63-76
98. Ежов А.А., Шумский С.А. Нейрокомпьютинг и его применения в экономике и бизнесе (серия “Учебники экономико-аналитического института МИФИ” под ред. проф. В.В. Харитонов). – М.: МИФИ. – 1998. – 224с.
99. Nedosekin A. Fuzzy Financial Management. Moscow, AFA Library, 2003, 184p.
100. Вітлінський В.В., Пернарівський О.В. Інтелектуалізовано кількісна оцінка кредитоспроможності позичальника // Фінанси України, 1998. – № 6. – С. 5-13
101. Матвійчук А.В. Комплексный финансовый анализ предприятия на основе методов нечеткой логики // "Стратегическое планирование и развитие предприятий": материалы пятого всероссийского симпозиума. – Москва. – 2004. – № 2. – С. 114-116
102. Matviychuk A.V. A Fuzzy Knowledge-Based Analysis of Enterprise's Competitiveness // Сборник трудов VII Международной конференции по мягким вычислениям и измерениям (SCM'2004). – Санкт-Петербург. – 2004. – Т. 2. – С. 91-95
103. Матвійчук А.В. Оценка риска банкротства предприятия с использованием аппарата нечеткой логики // Сборник трудов Международной

Научной Школы "Моделирование и анализ безопасности и риска в сложных системах" (МА БР – 2004). – Санкт-Петербург. – 2004. – С. 159-164

104. Minai A.A., Williams R.D.; Acceleration of Back-Propagation through Learning Rate and Momentum Adaptation. International Joint Conference on Neural Networks. Vol I., January. pp 676-680, 1990.

105. J. R. Chen and P. Mars, "Stepsize Variation Methods for Accelerating the Back-Propagation Algorithm", *IJCNN-90-WASH-DC* volume 1, pp 601-604, Lawrence Erlbaum, 1990.

106. Pythagoras Karampiperis, Nikos Manouselis. Adaptive Multi-layer Neural Network Receiver Architectures for Pattern Classification of Respective Wavelet Images // 2nd Hellenic Conf. on AI, SETN-2002. – Thessaloniki. – 2002. – P. 389-398

107. Постанова Кабінету міністрів України “Про затвердження Порядку встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору” № 303 від 1 березня 1999 р.

108. Лысенко Л., Пономарёв М., Корнилович Б. Перспективы решения проблемы загрязнения почв тяжёлыми металлами // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2001. – №4. – С. 59-63

109. Вайсман Я., Зайцев Т., Рудакова Т., Глушанкова И., Никитенко А., Шишкин Я. Биосорбционный фильтр для полигона ТБО // Экология и промышленность России. – 2001. – Сентябрь. – С. 19-20

110. Гелетуха Г., Копейкін К. Біогаз зі звалищ. Перспективи використання в Україні // Зелена енергетика. – 2002. – №1. – С. 13-17

111. Конеченков А., Пасюк О. Звалищний газ // Зелена енергетика. – 2001. – №4. – С. 21-22

112. Матвеев Ю., Конеченков А. Біогаз з побутових відходів або як використовувати малі полігони ТПВ для виробництва енергії з врахуванням досвіду Данії // Зелена енергетика. – 2002. – №4. – С. 4-5

113. Горлицкий Б. Новые подходы к решению проблемы переработки и удалению ТБО / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

114. Сміття можна використати до путя // Міське господарство України. – 2001. – №2. – С. 39

115. Коринько И., Горох Н. Опытнo-экспериментальное производство сортировки ТБО / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

116. Кроник В., Неелов И., Рашевский Н., Коринько И., Горох Н., Зайцев А. Утилизация твёрдых бытовых отходов // Экология и промышленность России. – 2001. – Май. – С. 35-38

117. Кондырев Б., Звонарёв М., Туманов Г., Васянович А. Способ утилизации отходов // Экологические системы и приборы. – 2002. – №5. – С. 55-56

118. Копин Е., Сараф Б. Способ переработки отходов и устройство для его осуществления // Экологические системы и приборы. – 2002. – №5. – С. 52-54

119. Шкрупська Ю. Сміттєпереробні заходи – новий напрям у поводженні з твердими побутовими відходами / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

120. Парфенюк А., Антонюк С., Топоров А. Диоксины: проблема техногенной безопасности технологий термической переработки углеродистых отходов // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – №6. – С. 40-43

121. Багрянцев Г., Малахов В., Черников В. Термическое обезвреживание и переработка промышленных отходов и бытового мусора // Экология и промышленность России. – 2001. – Март. – С. 35-39

122. Dioxin and Furan Inventories (National and Regional Emission of PCDD/PCDF), Prepared by UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland, May, 1999.

123. Волков В., Гусинський А., Ипполитов В. Сокращение эмиссии диоксинов при термическом обезвреживании опасных отходов. – Экология и промышленность России. – 2001. – Январь. – С. 7-9

124. Четвериков В. Тенденції розвитку технологічної бази знешкодження небезпечних органічних відходів / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

125. Леонидов В. Диоксины обезвредит огонь // ЭКОС – информ. – 2001. – №9. – С. 63-64

126. Рыжова Г. Российские ученые предлагают экоциклинг, то есть безотходное производство. // ЭКОС – информ. – 2001. – №7. – С. 52-55

127. Воловик А., Шелков Е., Долгоносова И. Переработка бытовых и промышленных отходов в высокотемпературной шахтной печи // Экология и промышленность России. – 2001. – Октябрь. – С. 9-12

128. Топливо из мусора // Міське господарство України. – 2000. – №2. – С. 16-19

129. Паливо із сміття // Міське господарство України. – 2002. – №3. – С. 24-25

130. Паливо із сміття // Міське господарство України. – 2002. – №4. – С. 5-7

131. Закон України “Про альтернативні види рідкого та газового пального” № 1391 – XIV від 14 січня 2000р. / Закони України, том 20 під ред. Опришко В., Верменчук М., Горьовий Л. та ін. – К.: ВРУІЗ. – 2001. – С. 62-68

132. Звонов В., Козлов А., Червенчук И. Способы использования метанола в двигателях с искровым зажиганием // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2001. – №4. – С. 3-7

133. Чміль А. Утилізація органіки – енергозберігаюча і природоохоронна система утилізації органічних відходів // Міське господарство України. – 2001. – №4. – С. 48-50

134. Лазарчик В. Е., Лазарчик В. М. Экологическая оценка вермикомпостов полученных из различных субстратов // Экологические системы и приборы. – 2002. – №12. – С. 22-26

135. Малюга Ю., Торосов А., Тарнопільський П., Мостепанюк А., Кисель В., Дигтярьов В., Смольянінов І. Одержання органо-мінеральної суміші для підвищення родючості ґрунтів на основі переробки твердих побутових відходів / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

136. Гелету́ха Г., Кобза́рь С. Современные технологии анаэробного сбраживания биомассы // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – № 4. – С. 3-10

137. Гелету́ха Г., Кобза́рь С. Перспективы развития современных технологий анаэробного сбраживания биомассы в Украине // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – №5. – С. 3-9

138. Чиж Р., Чумаков А., Дегтярёв В. Комплекс по переработке и обезвреживанию отходов // Экологические системы и приборы. – 2002. – №5. – С. 49-52

139. Забурдаева Т., Забурдаев В., Забурдаев А. Установка для переработки мусора // Экологические системы и приборы. – 2002. – №5. – С. 57-58

140. Сигал И., Щёкин А., Домбровская Э., Марковский А., Куц В., Кернажицкая Е. Сжигание биогаза в промышленных котлах // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – №2. – С. 15-19

141. Постанова Кабінету міністрів України “Про впровадження системи збирання, сортування, транспортування, переробки та утилізації відходів як вторинної сировини” № 915 від 26 липня 2001 р.

142. Постанова Кабінету міністрів України “Про програму використання відходів виробництва і споживання на період до 2005р.” № 668 від 28 червня 1997р.

143. Міщенко В. Вторинне ресурсокористування: концепція перехідного періоду / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

144. Переробка пластикової тари може стати основою успішного бізнесу / Галицькі контракти. – 2000. – №23. – С. 21-22, 24-25

145. Лысенко Н., Слика Морван. Экономические инструменты обращения с твёрдыми отходами в регионе / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

146. Сухоруков Г., Капанина Ю., Мурашова О. Основы интегрированного управления обращения с отходами / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

147. Будник Г. Економічна оцінка впровадження пільгового оподаткування послуг по збиранню і заготівлі відходів / Збірник наукових праць “Економіка природокористування і охорона довкілля” під ред. Дорогунцов С., Міщенко С.. – К.: РВПС України НАН України. – 2002. – 199с.

148. Англичане поделились опытом // ЭКОС – информ. – 2002. – №10. – С. 61

149. Парфенюк А. Крупномасштабная комплексная переработка твёрдых углеродистых промышленных и бытовых отходов // Кокс и химия. – 2001. – №5. – С. 41-44

150. Галушкіна Т. Экономические инструменты экологического менеджмента (теория и практика). – Одесса: ИПРЭЭИ НАН Украины. – 2000. – 280 с.

151. Мороз О.В., Свентух А.О., Свентух О. Т. Економічні аспекти вирішення екологічних проблем утилізації твердих побутових відходів. Монографія. – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця. – 2003. – 110с.

152. Фінансування комунального господарства як один з етапів вирішення економічних та екологічних проблем утилізації твердих побутових відходів.// Економіка: проблеми теорії та практики. Збірник наукових праць. Випуск 188: В 4 т. Том III. – Дніпропетровськ: ДНУ. – 2004. – С. 589-594

153. Регулювання інноваційної діяльності в галузі утилізації твердих побутових відходів з метою ефективного залучення інвестицій // Науковий вісник Чернівецького торгівельно-економічного інституту КНТЕУ. – Чернівці: АНТ Лтд. – 2004. – Вип. IV. – С. 62-68

154. Розвиток галузі утилізації побутового сміття в розрізі концепції сталого розвитку. // Збірник наукових праць Харківського національного аграрного університету “Вісник ХНАУ”. Серія “Економіка АПК і природокористування”. – 2004. – №3. – С. 199-202

155. Свентух А. О. Сучасні підходи до оцінки показників ризику на полігонах твердих побутових відходів // Матеріали регіональної науково-практичної конференції “Інноваційно-інвестиційна модель розвитку економіки Вінничини” Збірник статей – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2005. – С. 295-298

156. Свентух А. О. Методологічні основи оцінки ризику з врахуванням його економічної, екологічної та соціальної складових // Методичні основи сучасного дослідження в аграрній економіці. Матеріали міжнародної науково-теоретичної конференції. – В 3-х ч., Житомир, 3-5 берез. 2005р. – Житомир: В-во “Державний агроекологічний університет”, 2005. – Ч. 1. – С. 101-105

Додаток А. Результати впровадження положень дисертаційного
дослідження

Додаток Б. Акт комплексної перевірки функціонування полігону ТПВ
м. Вінниці

Додаток В. Анкета експертної оцінки показників

АНКЕТА

Шановний _____

Вінницький національний технічний університет проводить дослідження щодо оцінки ризикованості функціонування об'єктів комунального господарства.

В рамках дослідження передбачено здійснити експертну оцінку ряду показників, що характеризують ризикованість функціонування Вінницького полігону твердих побутових відходів.

Дані цього дослідження дадуть змогу з'ясувати, якою мірою Ви, як кваліфікований та досвідчений спеціаліст, оцінюєте ті, чи інші показники, що характеризують діяльність зазначеного об'єкту комунального господарства та їх вагомість при визначенні загального показника ризикованості.

Питання анкети включають три типи оцінок:

- бальна оцінка параметрів за 10 – бальною шкалою,
- бальна оцінка вагомості параметрів за 10 – бальною шкалою
- вибір певного значення із запропонованих варіантів.

До першого типу оцінки відносяться питання 1, 2.1.3, 2.2.4, 2.3.4, 2.4, 3.1.3, 3.2.3, 3.3.3, 4.1.3, 4.2.3, 4.3.3. Для відповіді на них необхідно провести оцінку окремих показників згідно із запитаннями за 10 – бальною шкалою згідно наступної таблиці:

Лінгвістична оцінка рівня показника	Бали
дуже низький	0-2
низький	2-4
середній	4-6
високий	6-8
дуже високий	8-10

Експерт може надавати однакову кількість балів різним показникам.

До другого типу оцінки відносяться питання 5.1, 5.2, 5.3, 5.4. Ці запитання дозволяють визначити вагомість визначених показників за 10 – бальною шкалою. Максимальна вагомість параметра визначається 10-ма балами, мінімальна – 0.

До третього виду оцінок відносяться питання 2.1.1, 2.1.2, 2.2.1, 2.2.2, 2.2.3, 2.3.1, 2.3.2, 2.3.3, 3.1.1, 3.1.2, 3.2.1, 3.2.2, 3.3.1, 3.3.2, 4.1.1, 4.1.2, 4.2.1, 4.2.2, 4.3.1, 4.3.2. В даних запитаннях Ви як експерт можете запропонувати власний варіант.

Анкета анонімна. Зібрані дані надходять на ЕОМ, аналізують їх у загальному вигляді. Відсутність відповіді на одне чи більше питань значно утруднює обробку інформації на ЕОМ.

1. Оцініть ймовірність виникнення аварійної ситуації (витоку фільтрату за межі полігону) на Вінницькому полігоні твердих побутових відходів _____.

2. Даний блок питань стосується визначення економічного ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ.

2.1.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику пошкодження майна, що знаходиться на полігоні ТПВ?

- а) вартість майна на звалищі,
- б) вартість майна підприємства, що займається вивезенням сміття
- в) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- г) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- д) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- е) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- є) Ваш варіант _____

2.1.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику пошкодження майна, що знаходиться на звалищі _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					Ваш варіант
	1	2	3	4	5	
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	
Середній	0,4 – 0,6	0,3 – 0,7	0,3 – 0,5	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	
Високий	0,6 – 0,8	0,7 – 0,9	0,5 – 0,7	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	
Дуже високий	0,8 – 1	0,9 – 1	0,7 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	

2.1.3 Оцініть рівень ризику виникнення збитків внаслідок пошкодження майна, що знаходиться на звалищі на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

2.2.1 Яким, на Вашу думку, буде термін простою водопостачального підприємства?

- а) до 1 тижня
- б) 1 тиждень
- в) 1 – 2 тижні
- г) 2 – 3 тижні
- д) 3 – 4 тижні
- е) Ваш варіант _____

2.2.2 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику економічних втрат підприємством водопостачання?

- а) вартість майна на звалищі,
- б) вартість майна підприємства, що займається вивезенням сміття
- в) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- г) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- д) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- е) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- є) Ваш варіант _____



2.2.3 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику економічних втрат підприємством водопостачання _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					Ваш варіант
	1	2	3	4	5	
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	
Середній	0,4 – 0,6	0,3 – 0,7	0,3 – 0,5	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	
Високий	0,6 – 0,8	0,7 – 0,9	0,5 – 0,7	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	
Дуже високий	0,8 – 1	0,9 – 1	0,7 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	

2.2.4 Оцініть рівень ризику економічних втрат підприємством водопостачання на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

2.3.1 Яким, на Вашу думку, буде термін відновлення водних ресурсів, протягом якого необхідним буде постачання населення міста питною водою?

- а) до 1 тижня
- б) 1 тиждень
- в) 1 – 2 тижні
- г) 2 – 3 тижні
- д) 3 – 4 тижні
- е) Ваш варіант _____



2.3.2 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику виникнення додаткових витрат на забезпечення населення міста питною водою?

- а) вартість майна на звалищі,
- б) вартість майна підприємства, що займається вивезенням сміття



- в) величина місячних витрат міста на благоустрій,
 г) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
 д) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
 е) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
 є) Ваш варіант _____

2.3.3 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику виникнення додаткових витрат на забезпечення населення міста питною водою _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					
	1	2	3	4	5	Ваш варіант
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	
Середній	0,4 – 0,6	0,3 – 0,7	0,3 – 0,5	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	
Високий	0,6 – 0,8	0,7 – 0,9	0,5 – 0,7	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	
Дуже високий	0,8 – 1	0,9 – 1	0,7 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	

2.3.4 Оцініть рівень ризику виникнення додаткових витрат на забезпечення населення міста питною водою на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

2.4 Оцініть рівень ризику виникнення збитків внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості в м. Вінниця при аварійному розвитку подій на полігоні ТПВ _____.

3. Наступний блок питань стосується визначення екологічного ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ

3.1.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику забруднення атмосферного повітря внаслідок аварії на звалищі ТПВ?

- а) вартість майна підприємства, що займається вивезенням сміття
 б) величина місячних витрат міста на благоустрій,
 в) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
 г) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
 д) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
 е) величина витрат міського бюджету на охорону здоров'я,
 є) величина витрат міського бюджету на соціальне страхування,
 ж) Ваш варіант _____

3.1.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику забруднення атмосферного повітря внаслідок аварії на звалищі ТПВ _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					
	1	2	3	4	5	Ваш варіант
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	
Середній	0,4 – 0,6	0,3 – 0,7	0,3 – 0,5	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	
Високий	0,6 – 0,8	0,7 – 0,9	0,5 – 0,7	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	
Дуже високий	0,8 – 1	0,9 – 1	0,7 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	

3.1.3 Оцініть рівень ризику виникнення збитків від забруднення атмосферного повітря внаслідок аварії на звалищі ТПВ на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

3.2.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику забруднення водних ресурсів внаслідок аварії на звалищі ТПВ?

- а) вартість майна підприємства, що займається вивезенням сміття
- б) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- в) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- г) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- д) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- е) величина витрат міського бюджету на охорону здоров'я,
- є) величина витрат міського бюджету на соціальне страхування,
- ж) Ваш варіант _____



3.2.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику забруднення водних ресурсів внаслідок аварії на звалищі ТПВ _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					
	1	2	3	4	5	Ваш варіант
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	
Середній	0,4 – 0,6	0,3 – 0,7	0,3 – 0,5	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	
Високий	0,6 – 0,8	0,7 – 0,9	0,5 – 0,7	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	
Дуже високий	0,8 – 1	0,9 – 1	0,7 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	

3.2.3 Оцініть рівень ризику забруднення водних ресурсів на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

3.3.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику забруднення ґрунтів внаслідок аварії на звалищі ТПВ?

- а) вартість майна підприємства, що займається вивезенням сміття
- б) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- в) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- г) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- д) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- е) величина витрат міського бюджету на охорону здоров'я,
- є) величина витрат міського бюджету на соціальне страхування,
- ж) Ваш варіант _____



3.3.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику забруднення ґрунтів внаслідок аварії на звалищі ТПВ _____.

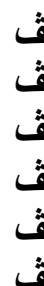
Рівень ризику	Варіанти меж					
	1	2	3	4	5	Ваш варіант
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,1	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	0,1 – 0,3	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	
Середній	0,4 – 0,6	0,3 – 0,7	0,3 – 0,5	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	
Високий	0,6 – 0,8	0,7 – 0,9	0,5 – 0,7	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	
Дуже високий	0,8 – 1	0,9 – 1	0,7 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	

3.3.3 Оцініть рівень ризику виникнення збитків від забруднення ґрунтів внаслідок аварії на звалищі ТПВ на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

4. Наступний блок питань стосується визначення соціального ризику виникнення аварії на полігоні ТПВ

4.1.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику погіршення використання трудових ресурсів внаслідок аварії на звалищі ТПВ?

- а) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- б) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- в) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- г) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- д) величина витрат міського бюджету на охорону здоров'я,
- е) величина витрат міського бюджету на соціальне страхування,
- є) Ваш варіант _____



4.1.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику погіршення використання трудових ресурсів внаслідок аварії на звалищі ТПВ _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					
	1	2	3	4	5	Ваш варіант
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,05	0 – 0,05	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	0,05 – 0,1	0,05 – 0,1	
Середній	0,4 – 0,6	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	0,1 – 0,15	0,1 – 0,2	
Високий	0,6 – 0,8	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	0,15 – 0,2	0,2 – 0,25	
Дуже високий	0,8 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	0,2 – 1	0,25 – 1	

4.1.3 Оцініть рівень ризику виникнення збитків від погіршення використання трудових ресурсів внаслідок аварії на звалищі ТПВ на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

4.2.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику зростання витрат на соціальне страхування внаслідок аварії на звалищі ТПВ?

- а) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- б) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- в) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- г) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- д) величина витрат міського бюджету на охорону здоров'я,
- е) величина витрат міського бюджету на соціальне страхування,
- є) Ваш варіант _____

а
б
в
г
д
е
є

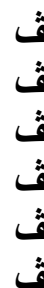
4.2.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику зростання витрат на соціальне страхування внаслідок аварії на звалищі ТПВ _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					
	1	2	3	4	5	Ваш варіант
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,05	0 – 0,05	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	0,05 – 0,1	0,05 – 0,1	
Середній	0,4 – 0,6	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	0,1 – 0,15	0,1 – 0,2	
Високий	0,6 – 0,8	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	0,15 – 0,2	0,2 – 0,25	
Дуже високий	0,8 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	0,2 – 1	0,25 – 1	

4.2.3 Оцініть рівень ризику виникнення збитків від зростання витрат на соціальне страхування внаслідок аварії на звалищі ТПВ на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

4.3.1 Що на Вашу думку може бути базою для порівняння ризику зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок аварії на звалищі ТПВ?

- а) величина місячних витрат міста на благоустрій,
- б) величина річних витрат міського бюджету на благоустрій,
- в) величина позабюджетних фондів на здійснення природоохоронних заходів,
- г) величина середньомісячних витрат міського бюджету,
- д) величина витрат міського бюджету на охорону здоров'я,
- е) величина витрат міського бюджету на соціальне страхування,
- є) Ваш варіант _____



4.3.2 Визначте найадекватніший варіант меж коефіцієнта, що характеризує співвідношення величини ризику та бази порівняння для лінгвістичної оцінки ризику зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок аварії на звалищі ТПВ _____.

Рівень ризику	Варіанти меж					Ваш варіант
	1	2	3	4	5	
Дуже низький	0 – 0,2	0 – 0,1	0 – 0,1	0 – 0,05	0 – 0,05	
Низький	0,2 – 0,4	0,1 – 0,2	0,1 – 0,2	0,05 – 0,1	0,05 – 0,1	
Середній	0,4 – 0,6	0,2 – 0,4	0,2 – 0,3	0,1 – 0,15	0,1 – 0,2	
Високий	0,6 – 0,8	0,4 – 0,5	0,3 – 0,4	0,15 – 0,2	0,2 – 0,25	
Дуже високий	0,8 – 1	0,5 – 1	0,4 – 1	0,2 – 1	0,25 – 1	

4.3.3 Оцініть рівень ризику виникнення збитків від зростання витрат на охорону здоров'я внаслідок аварії на звалищі ТПВ на той випадок, якщо інформаційна база не дозволить оцінити його _____.

5. Наступний блок питань стосується визначення вагомості окремих показників.

5.1 Оцініть вагомість окремих показників економічного ризику

- а) ризик пошкодження або руйнування майна _____
- б) ризик економічних втрат підприємством водопостачання _____
- в) ризик виникнення додаткових витрат, пов'язаних з забезпеченням населення міста питною водою _____
- г) ризик виникнення втрат внаслідок зміни кон'юнктури ринку нерухомості _____

5.2 Оцініть вагомість окремих показників екологічного ризику

- а) ризик забруднення атмосферного повітря _____
- б) ризик забруднення водних ресурсів _____
- в) ризик забруднення ґрунтів _____

5.3 Оцініть вагомість окремих показників соціального ризику

- а) ризик погіршення використання трудових ресурсів через підвищення захворюваності населення _____
- б) ризик зростання витрат на соціальне страхування _____
- в) ризик зростання витрат на охорону здоров'я _____

5.4 Оцініть вагомість окремих показників ризику аварійного розвитку подій на Вінницькому полігоні твердих побутових відходів

- а) економічний ризик _____
- б) екологічний ризик _____
- в) соціальний ризик _____

Додаток Д. Результати експертного опитування

Напрямки дослідження	№ Експерта															Середнє значення оцінки експертів, типове значення
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
1	1	2	1	1	2	1	0	1	0	1	1	1	2	0	1	1
2.1.1	а	а	а,б	а	б	а	а	а	а	б	а	а,б	а	а	а	а
2.1.2	4	4	5	4	5	5	4	5	5	4	3	5	4	4	5	5
2.1.3	4	5	3	4	3	5	4	6	7	4	6	6	7	7	6	5,1
2.2.1	б	б	в	б	в	в	в	г	г	в	в	б	в	в	г	в
2.2.2	в	в	г	е	в	в	г	в	в	в	б	в	в	в	в	в
2.2.3	3	4	4	5	4	4	4	5	5	4	3	5	4	4	4	4
2.2.4	7	8	6	8	9	8	7	9	9	10	8	9	7	8	9	8,1
2.3.1	в	в	г	в	г	г	г	5	г	г	в	в	г	г	г	г
2.3.2	в	в	г	е	в	в	г	в	в	в	б	в	в	в	в	в
2.3.3	3	4	4	5	4	4	4	5	5	4	3	5	4	4	4	4
2.3.4	3	5	4	4	6	7	3	4	5	6	5	5	4	4	7	4,8
2.4	5	7	8	7	7	5	7	8	6	9	5	6	7	8	6	6,7
3.1.1	в,г	г	в	в,г	в,г	в,г	в	в	в,г	в,г	г	в,г	в,г	в,г	в,г	в,г
3.1.2	1	3	1	1	2	1	2	1	1	1	3	1	1	1	2	1
3.1.3	5	4	4	6	7	4	5	6	5	7	6	5	7	6	5	5,5
3.2.1	в,г	г	в	в,г	в,г	в,г	в	в	в,г	в,г	г	в,г	в,г	в,г	в,г	в,г
3.2.2	1	3	1	1	2	1	2	1	1	1	3	1	1	1	2	1
3.2.3	9	8	7	9	8	7	8	9	9	10	9	8	8	9	8	8,4
3.3.1	в,г	г	в	в,г	в,г	в,г	в	в	в,г	в,г	г	в,г	в,г	в,г	в,г	в,г
3.3.2	1	3	1	1	2	1	2	1	1	1	3	1	1	1	2	1
3.3.3	8	8	7	9	8	8	7	8	9	10	9	8	7	9	8	8,2
4.1.1	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д
4.1.2	5	5	4	4	5	5	5	4	5	4	5	5	5	5	5	5
4.1.3	8	8	7	8	9	8	8	9	9	9	8	7	8	9	8	8,2
4.2.1	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г	г
4.2.2	5	4	3	4	5	5	5	4	5	4	5	5	4	5	5	5
4.2.3	8	9	7	8	8	7	8	9	9	8	8	8	8	8	8	8,1
4.3.1	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д	д
4.3.2	5	5	4	4	5	5	5	4	5	4	5	5	5	5	5	5
4.3.3	8	9	7	8	9	8	9	8	9	9	9	8	8	8	8	8,3
5.1	а	4	5	5	7	2	3	5	6	4	3	3	4	5	6	3
	б	10	8	9	9	8	7	10	6	7	8	7	9	8	6	9
	в	10	9	9	8	8	8	9	7	8	8	8	9	7	7	9
	г	6	7	9	8	5	4	5	6	4	3	3	5	6	6	4
5.2	а	4	5	7	6	7	5	4	6	4	4	5	4	6	5	4
	б	10	9	9	8	8	9	9	8	9	8	9	10	8	8	8
	в	9	8	8	7	8	8	7	7	9	7	8	9	7	8	7
5.3	а	9	8	7	7	6	7	8	7	7	6	7	9	6	6	5
	б	7	6	6	6	5	7	6	6	7	6	6	8	6	5	6
	в	9	9	8	7	6	8	8	7	9	7	8	9	6	6	7
5.4	а	5	4	4	5	3	4	5	4	4	5	7	4	5	3	4
	б	10	9	9	8	8	9	9	8	9	8	9	10	8	7	7
	в	8	8	7	6	7	7	9	7	6	6	7	7	7	5	6

Додаток Е. Дані експертного опитування для визначення узгодженості
оцінок експертів

Таблиця Е.1

Результати оцінювання параметрів за 10 – бальною шкалою

Напрямки дослідження	№ Експерта															Середнє значення оцінки експертів
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
1	1	2	1	1	2	1	0	1	0	1	1	1	2	0	1	1
2.1.3	4	5	3	4	3	5	4	6	7	4	6	6	7	7	6	5,1
2.2.4	7	8	6	8	9	8	7	9	9	10	8	9	7	8	9	8,1
2.3.4	3	5	4	4	6	7	3	4	5	6	5	5	4	4	7	4,8
2.4	5	7	8	7	7	5	7	8	6	9	5	6	7	8	6	6,7
3.1.3	5	4	4	6	7	4	5	6	5	7	6	5	7	6	5	5,5
3.2.3	9	8	7	9	8	7	8	9	9	10	9	8	8	9	8	8,4
3.3.3	8	8	7	9	8	8	7	8	9	10	9	8	7	9	8	8,2
4.1.3	8	8	7	8	9	8	8	9	9	9	8	7	8	9	8	8,2
4.2.3	8	9	7	8	8	7	8	9	9	8	8	8	8	8	8	8,1
4.3.3	8	9	7	8	9	8	9	8	9	9	9	8	8	8	8	8,3

Таблиця Е.2

Результат визначення рангових значень експертних оцінок

Напрямки дослідження	№ Експерта															Сума рангів
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
1	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	165
2.1.3	9	8,5	10	9,5	10	8,5	9	8,5	7	10	7,5	7,5	7	8	8,5	128,5
2.2.4	6	4,5	7	4,5	2	2,5	6	2,5	3,5	2	5	1	7	5,5	1	60
2.3.4	10	8,5	8,5	9,5	9	6	10	10	9,5	9	9,5	9,5	10	10	7	136
2.4	7,5	7	1	7	7,5	8,5	6	6	8	5	9,5	7,5	7	5,5	8,5	101,5
3.1.3	7,5	10	8,5	8	7,5	10	8	8,5	9,5	8	7,5	9,5	7	9	10	128,5
3.2.3	1	4,5	4	1,5	5	6	3	2,5	3,5	2	2	3,5	2,5	2	4	47
3.3.3	3,5	4,5	4	1,5	5	2,5	6	6	3,5	2	2	3,5	7	2	4	57
4.1.3	3,5	4,5	4	4,5	2	2,5	3	2,5	3,5	5	5	6	2,5	2	4	54,5
4.2.3	3,5	1,5	4	4,5	5	6	3	2,5	3,5	7	5	3,5	2,5	5,5	4	61
4.3.3	3,5	1,5	4	4,5	2	2,5	1	6	3,5	5	2	3,5	2,5	5,5	4	51

Таблиця Е.3

Результати оцінювання вагомості параметрів за 10 – бальною шкалою

Напрямки дослідження		№ Експерта															Середнє значення оцінки експертів
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
5.1	а	4	5	5	7	2	3	5	6	4	3	3	4	5	6	3	4,3
	б	10	8	9	9	8	7	10	6	7	8	7	9	8	6	9	8,1
	в	10	9	9	8	8	8	9	7	8	8	8	9	7	7	9	8,3
	г	6	7	9	8	5	4	5	6	4	3	3	5	6	6	4	5,4
5.2	а	4	5	7	6	7	5	4	6	4	4	5	4	6	5	4	5,1
	б	10	9	9	8	8	9	9	8	9	8	9	10	8	8	8	8,7
	в	9	8	8	7	8	8	7	7	9	7	8	9	7	8	7	7,8
5.3	а	9	8	7	7	6	7	8	7	7	6	7	9	6	6	5	7
	б	7	6	6	6	5	7	6	6	7	6	6	8	6	5	6	6,2
	в	9	9	8	7	6	8	8	7	9	7	8	9	6	6	7	7,6
5.4	а	5	4	4	5	3	4	5	4	4	5	7	4	5	3	4	4,4
	б	10	9	9	8	8	9	9	8	9	8	9	10	8	7	7	8,5
	в	8	8	7	6	7	7	9	7	6	6	7	7	7	5	6	6,9

Таблиця Е.4

Результат визначення рангових значень експертних оцінок

Напрямки дослідження		№ Експерта															Сума рангів
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
5.1	а	12,5	11,5	12	7,5	13	13	11	10	11,5	12,5	12,5	12	12,5	7	13	171,5
	б	2,5	6,5	3	1	3	7,5	1	10	7	2,5	7,5	5	2	7	1,5	67
	в	2,5	2,5	3	3,5	3	4	3,5	5	5	2,5	4	5	5	3,5	1,5	53,5
	г	10	9	3	3,5	10,5	11,5	11	10	11,5	12,5	12,5	10	9	7	11	142
5.2	а	12,5	11,5	9	11	6,5	10	13	10	11,5	11	11	12	9	11	11	160
	б	2,5	2,5	3	3,5	3	1,5	3,5	1,5	2,5	2,5	1,5	1,5	2	1,5	3	35,5
	в	6	6,5	6,5	7,5	3	4	8	5	2,5	5,5	4	5	5	1,5	5	75
5.3	а	6	6,5	9	7,5	8,5	7,5	6,5	5	7	8	7,5	5	9	7	9	109
	б	9	10	11	11	10,5	7,5	9	10	7	8	10	8	9	11	7,5	138,5
	в	6	2,5	6,5	7,5	8,5	4	6,5	5	2,5	5,5	4	5	9	7	5	84,5
5.4	а	11	13	13	13	12	11,5	11	13	11,5	10	7,5	12	12,5	13	11	175
	б	2,5	2,5	3	3,5	3	1,5	3,5	1,5	2,5	2,5	1,5	1,5	2	3,5	5	39,5
	в	8	6,5	9	11	6,5	7,5	3,5	5	9	8	7,5	9	5	11	7,5	114