

Луцька є забезпечення утилізації та знешкодження накопичених небезпечних відходів та таких, що утворюються, а також їх безпечно видалення шляхом:

- забезпечення суб'єктами господарської діяльності максимального зниження обсягів утворення відходів;
- створення потужностей з утилізації та знешкодження токсичних відходів, у тому числі з використанням діючих потужностей підприємств;
- організації та технічного забезпечення використання або знешкодження нафтовідходів з використанням існуючих промислових потужностей;
- розробки технології утилізації відходів лакофарбових матеріалів для одержання фарб;
- впровадження технологій обробки виробів та деталей без застосування токсичних сполук;
- класифікації відходів, які вміщують токсичні компоненти, та організація їх збору для централізованої переробки;
- залучення інвестицій.

За період реалізації програми необхідно активізувати та привести до відповідності роботу з паспортизації місць видалення відходів, веденню реєстру об'єктів утворення, оброблення і утилізації відходів згідно з Постановами Кабінету Міністрів України від 3.08.1998 №1216 та від 31.08.1998 № 1360.

З метою визначення пріоритетних напрямків щодо управління відходами в місті створити спеціальну ієрархічну систему управління токсичними відходами, котра б включала в себе заходи по скороченню таких відходів.

Реалізація заходів Програми поводження з відходами неможлива без створення повномасштабної інформаційної системи. Будь-які процеси управління базуються на зборі, обробці й аналізі необхідної інформації.

Первинні бази даних та інформаційні потоки в сфері поводження з відходами зароджуються на рівні підприємство - об'єкт утворення, обробки й утилізації, розміщення відходів. Далі проводиться обробка інформаційних потоків на рівні місцевих органів державної статистики і Міністерства охорони навколишнього природного середовища України і формуються бази даних поводження з відходами на регіональному рівні.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Закон України «Про відходи» від 05.03.1998р. № 187/98-ВР.
2. Програма поводження з відходами в м. Луцьку на період 2006 - 2010 рр. // Рішення Луцької міської ради від 02.11.2006 р. № 563-1.
3. Андросук І. В., Крюков В. Л. Зведений звіт про стан організації інтегрованого управління та поводження з твердими побутовими відходами в м. Луцьку та Волинській області // Луцьк – Київ. - Бюро економічного менеджменту та правових досліджень / ВСЕОМ, 2006.
4. Регіональна екологічна програма «Екологія 2010» // Рішення Волинської обласної ради від 19.02.2002 р. № 23/2.
5. Комплексна програма охорони навколишнього середовища в м. Луцьку на 2010-2015 рр.// Рішення Луцької міської ради від 24.02.2010р. № 53/16, м. Луцьк.

УДК 504.61

Архипова Л. М. (Україна, Івано-Франківськ)

МЕТОДИ ЯКІСНОЇ І КІЛЬКІСНОЇ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ГІДРОЕКОСИСТЕМ

Актуальним в проектуванні і управлінні екологічною безпекою природно-техногенних гідроєкосистем (ПТГЕС) є створення оптимальних варіантів, що забезпечують мінімізацію техногенної дії впродовж всього життєвого циклу технічної системи. Обґрунтований вибір найкращого з конкурентноздатних варіантів є дуже складним завданням і має на увазі наявність певних показників і їх оцінку. Найбільш переконливими є детерміновані показники екологічної безпеки проєктованих систем. Але обмежена можливість вживання точних математичних методів через відсутність достатньої статистичної, картографічної та іншої інформації про гідроєкологічні показники і технічні характеристики ПТГЕС, а також надійних математичних моделей, що описують реальний стан системи, роблять часто експертні оцінки єдиним засобом вирішення завдань оцінки екологічної безпеки ПТГЕС.

Можна виділити два методи експертних оцінок: кількісний і якісний. Вживання оцінок на якісному рівні (визначення можливого розвитку небезпечних ситуацій і їх наслідків, визначення таксономії техногенних дій на кожному ієрархічному рівні і ін.) зазвичай не викликають сумніву. Можливість вживання кількісних, бальних експертних оцінок часто є спірним, а результати експертизи беруться під сумнів. Часто вибір групових рішень на основі оцінок окремих експертів проводиться без аналізу правомірності здобуття такого рішення. Виходячи з вищевикладеного, вживання експертних оцінок вимагає аналізу їх об'єктивності і надійності. Вживані способи визначення достовірності експертних оцінок засновані на припущенні, що при узгодженні дій експертів ця достовірність забезпечена. Останнім часом використовують кількісну оцінку міри узгодженості експертних

рішень. Здобуття кількісної міри узгодженості дозволяє більш обґрунтовано інтерпретувати причини розбіжності думок [1].

Характерною рисою процесу оцінки ПТГЕС є необхідність вибору альтернативних варіантів. Удосконалення рішення завдань проектування одних параметрів може привести до погіршення інших [2]. Оцінювання повинне проводитися з визначенням і зіставленням гідроекологічних показників даних конкурентних варіантів по якісному або детермінованому вираженню деяких часткових, а на заключному етапі комплексних критеріїв, що враховують міру виконання екологічних вимог, що ставляться до технічних систем [2,3,4]. Для досягнення кінцевої мети — мінімізації негативної дії технічної систем на гідроекологічне середовище в життєвому циклі як комплексний гідроекологічний критерій вибираємо критерій, який характеризує комплексну техногенну дію і визначає екологічний ефект вибраного варіанту порівняно з іншими конкурентноздатними варіантами.

Пошук методів для визначення комплексного критерію при виборі оптимального варіанту є вельми складним завданням. Це можуть бути різні методи [1,2,4]: узагальненого показника; інтегрального критерію; зведення завдання з багатьма показниками до завдання з одним головним показником; послідовних поступок, що забезпечують максимальне значення головного показника за рахунок коректування складових показників; векторної оптимізації і ін.

У роботах [5,6,7] розглядається оцінка ефективності систем за комплексними критеріями, які представляють різні функціональні характеристики. Цільова функція, що характеризує ефективність даної оптимізації і містить деяку сукупність цих параметрів і критеріїв, задається у вигляді полінома деякої міри від їх значень. Невідомі параметри цього полінома визначаються на основі наявних даних за допомогою регресійного аналізу. Задача даної роботи - розгляд можливості застосування цього підходу і адаптація методу векторної оптимізації для комплексної оцінки екологічної безпеки ПТГЕС.

Завдання комплексного оцінювання показників екологічної безпеки ПТГЕС може бути сформульована таким чином. Приймаємо за часткові показники природно-техногенної небезпеки різні екологічні аспекти ПТГЕС. Під екологічним аспектом розуміємо елемент системи (або діяльності організації, продукції, або послуг), який взаємодіє з довкіллям (за ДСТУ ISO 14001:2006). У нашому випадку часткові показники природно-техногенної небезпеки — це параметричні, інгредієнтні і інші негативні впливи на гідроекосистему технічних систем впродовж життєвого циклу, а також вимірювані параметри чинників природної небезпеки. Показники природно-техногенної небезпеки можна вважати також і частковими показниками якості ПТГЕС. Під якістю згідно визначення міжнародного стандарту ISO 8402-94 розумітимемо наступне: якість - це сукупність властивостей і характеристик ПТГЕС, які надають їй здатності задовольняти обумовлені або передбачувані потреби. Такою обумовленою потребою можна вважати мінімізацію техногенного впливу на гідроекосистему і максимізація показників екологічної безпеки ПТГЕС.

Тоді відповідність ПТГЕС цільовому призначенню повністю характеризується сукупністю з n часткових показників природно-техногенної небезпеки. Кожен з них чисельно описує або негативний вплив на гідроекосистему певного ієрархічного рівня технічної системи, або негативний вплив на один з компонентів гідроекосистеми чи певний етап життєвого циклу технічної системи і ін. Набір часткових показників природно-техногенної небезпеки розробляється для вирішення конкретних завдань, об'єднаних загальною метою - підвищення рівня екологічної безпеки ПТГЕС.

Необхідно з безлічі X , що складається з N конкурентних варіантів проєктованих ПТГЕС, з різними параметричними даними, вибрати варіант який найповніше відповідає цільовому призначенню за всією сукупністю часткових показників природно-техногенної небезпеки. Цей варіант в загальному випадку не володітиме жодним з часткових показників природно-техногенної небезпеки, значення якого є екстремальними для всієї параметричної безлічі, що характеризує порівнювані варіанти, а буде компромісним рішенням для всієї сукупності часткових показників природно-техногенної небезпеки. При такому підході цільове призначення ПТГЕС, має вираз:

$$x_i \langle X, (i = 1, 2, 3, \dots, N) \quad (1)$$

і характеризується сукупністю n одиничних показників природно-техногенної небезпеки, що утворюють векторний критерій, відповідний комплексному критерію оцінки негативного впливу на гідроекосистему.

$$\bar{K} = (k_1, k_2, \dots, k_n), \quad (2)$$

де $k_j = (j = \overline{1, n})$ - часткові показники природно-техногенної небезпеки.

Стан кожного з варіантів $x_i \langle X, (i = 1, 2, 3, \dots, N)$ повністю характеризуватиметься вектором \bar{K}_j в n - мірному просторі часткових показників природно-техногенної небезпеки.

$$\bar{K}_j = (k_{j1}, k_{j2}, \dots, k_{jn}), j = \overline{1, N} \quad (3)$$

де k_{ji} - значення j -го часткового показника природно-техногенної небезпеки для i -го варіанту, що розглядається.

Для визначення комплексного показника природно-техногенної небезпеки C , використовується підхід, що полягає в числовому визначенні векторного критерію, відповідного комплексному критерію за оцінкою екологічної небезпеки ПТГЕС (8). Відповідно до цього підходу задається деяке перетворення g [9]

$$g : k \rightarrow c \quad (4)$$

де k - множина станів, що характеризуються різною природно-техногенною небезпекою;
 c - множина значень комплексного показника екологічної небезпеки.

При виборі в якості C – додатної півосі дійсних чисел, перетворення (4) кожному вектору $\overline{k_j} \in K$, ставить у відповідність числову величину $C_j \in C (j = \overline{1, N})$, що інтерпретується як значення комплексного показника екологічної небезпеки даного альтернативного варіанту ПТГЕС, тобто

$$g : \overline{k_j} \rightarrow C_j, j = \overline{1, N} \quad (5)$$

де C_j - значення комплексного показника екологічної небезпеки для j -го варіанту.

Найбільше поширення серед методів недетермінованого визначення векторного критерію, відповідного комплексному критерію екологічної небезпеки за оцінкою негативного впливу на гідроекосистеми в життєвому циклі ПТГЕС, отримали експертні методи [1, 10].

Для цих методів характерний неявний, заснований на множині нечітких даних, вигляд перетворень (4) «згортання» векторного критерію проектованого об'єкту в підсумкову числову оцінку комплексного показника екологічної небезпеки.

Значного поширення для комплексної оцінки проектованих систем набув метод числового визначення векторного критерію, що характеризує необхідну якість проектованої системи, на основі моделей алгебри - лінійної і мультиплікативної [2,5,7,11].

Лінійний або адитивний критерій якості має вигляд [11]:

$$C_j = \sum_{i=1}^n \alpha_i \cdot y_{ij_n}, j = \overline{1, N} \quad (6)$$

де $\alpha_i (i = \overline{1, N})$ - вагові коефіцієнти, що відображають важливість окремих часткових показників природно-техногенної небезпеки;

$y_{ij_n} (i = \overline{1, N})$ - нормовані значення часткових показників природно-техногенної небезпеки.

Знаходять застосування такі спрощені модифікації лінійної моделі, коли узагальнені критерії представляється у вигляді простої суми часткових показників, тобто:

$$C_j = \sum_{i=1}^n y_{ij_n}, j = \overline{1, N} \quad (7)$$

Вочевидь, що такий критерій буде адекватним для оцінювання небезпеки лише в тому випадку, якщо всі часткові показники мають однакову вагомість і одну розмірність шкали виміру.

Основними перевагами лінійної моделі числового визначення векторного критерію небезпеки є її простота, можливість обчислення узагальненого критерію об'єкту лише на підставі його даних. Істотним недоліком є те, що при знайденому екстремумі можуть виявитися незадовільними значення деяких з часткових показників, тобто лінійна модель узагальненого критерію припускає широку компенсацію одних часткових показників за рахунок інших. Крім того, ця модель придатна лише для випадку незалежних часткових показників.

Мультиплікативна модель числового визначення векторного критерію природно-техногенної небезпеки має вигляд [11]:

$$C_j = \prod_{i=1}^n y_{ij}^{\alpha_i}, j = \overline{1, N}, \quad (8)$$

де $\alpha_i (i = \overline{1, N})$ - коефіцієнт важливості i -го часткового показника.

Ця модель володіє тими ж властивостями, що і лінійна, але міра взаємної компенсації часткових показників у неї виражена ще сильніше.

При використанні залежних часткових показників застосовують моделі числового визначення векторного критерію, засновані на факторному аналізі і багатовимірному шкалюванні [5,6,7,9].

Використання факторного аналізу для здобуття узагальненого критерію засноване на гіпотезі про те, що частковий показник $y_i (i = \overline{1, n})$ є зовнішнім проявом впливу деяких реально існуючих, але прихованих (латентних) чинників. Якщо при цьому існує так званий головний чинник, що сильно корелює зі всіма частковими показниками, то його значення береться за значення узагальненого критерію. В цьому випадку вважається, що варіація значень часткових показників у вибірці об'єктів обумовлена, головним чином, варіацією головного чинника і тому можна записати для значень узагальненого критерію [6]:

$$C_j = \Phi(\varphi_i) + \varepsilon_i, \quad (9)$$

де φ_i - головний чинник;

ε_i - залишок, що визначає ту частину i -го часткового показника, варіація якого викликана зміною інших чинників і випадковими причинами.

У класичному факторному аналізі функція Φ у виразі (9) приймається лінійною. Так в роботі [9] показано, що, виходячи з взаємних кореляцій часткових показників, значення головного чинника може бути отримане у вигляді наступної лінійної комбінації:

$$\varphi_1 = \sum_{i=1}^n r_{i1} \cdot y_{i1}, \quad (10)$$

де r_{i1} - компоненти першого власного вектора кореляційної матриці часткових показників;

y_{i1} - нормовані значення часткових показників.

Проте вживання факторного аналізу обмежується досить жорсткими вимогами до вихідних даних. Зокрема, часткові показники повинні бути кількісними і розподілятися відповідно до багатовимірного нормального закону.

Методи чисельного визначення векторного критерію природно-техногенної небезпеки (скалярізація векторного критерію) на основі багатовимірного шкалювання [11,12] ідейно близькі факторному аналізу. Тут також передбачається існування невеликої кількості латентних характеристик, що визначають стан об'єкту, а, отже, і значення узагальненого критерію. Окрім припущення про існування латентних характеристик, фундаментальним для багатовимірного шкалювання є припущення про наявність певної залежності між "близькістю" об'єктів в області вихідних часткових показників і відстанню між цими об'єктами в області латентних характеристик.

При визначенні узагальненого критерію метод багатовимірного шкалювання полягає в проекції крапок, що змальовують об'єкти, з вихідного ознакового простору в одновимірний простір латентних характеристик, тобто на деяку числову вісь. Вважається, що конфігурація розташування об'єктів на латентній осі, що мінімізує критерій розбіжності, найбільш адекватно відображає взаємне розташування об'єктів у вихідному просторі ознак. Критерій розбіжності вводиться для оцінки того, наскільки добре взаємне розташування об'єктів на латентній осі зберігає інформацію про взаємне розташування об'єктів у вихідному ознаковому просторі.

Значення $C_j, j = \overline{1, N}$ координат об'єктів на латентній осі інтерпретуються як узагальнений критерій цих об'єктів. Методи багатовимірного шкалювання мають деякі переваги в порівнянні з методами скалярізації на основі факторного аналізу. Зокрема, вони не залежать від виду розподілу часткових показників і допускають вимір їх на якісному рівні. Проте широке вживання методів числового визначення вектора природно-техногенної небезпеки на основі факторного аналізу і багатовимірного шкалювання обмежується цілим рядом властивих їм недоліків. Основними з них є:

- відсутність гарантії існування генерального чинника або адекватної латентної осі;
- спотворення результатів оцінювання об'єктів за наявності обмежень на значення часткових показників.

У всіх розглянутих вище методах скалярізації векторного критерію природно-техногенної небезпеки цільове призначення об'єктів враховувалося або в неявному вигляді (як в методах експертного оцінювання), або шляхом завдання набору часткових показників і вказівки напряму їх бажаної зміни ("чим більше, тим краще" або "чим менше, тим краще"). Існують методи скалярізації, в яких цільове призначення об'єктів задається в явному вигляді за допомогою еталонного об'єкту, що поміщається в простір часткових показників. Ці методи засновані на так званій моделі відстані. У моделі відстані за узагальнений критерій об'єктів приймається відстань від цих об'єктів до еталонного об'єкту. У різних модифікаціях моделі відстані для обчислення відстані до еталонного об'єкту використовуються різні метрики.

Як показав проведений аналіз, підхід, заснований на моделі відстані, неявно використовується в багатьох методах скалярізації, які можуть розглядатися як його модифікації. Результати моделювання процесу ухвалення рішень експертами, що наводяться в [1,10], дають підставу розглядати експертні оцінки як результати виміру відстані до еталону в деякому латентному просторі.

Таким чином, всі методи оцінювання ефективності по цільовій функції об'єктів зводяться до виміру відстані до відповідного еталонного об'єкту. Ідея використання відстані від еталонного об'єкту як міри ефективності об'єктів реалізується в явному вигляді в моделі відстані. Інші методи оцінювання об'єктів використовують цю ідею в неявному вигляді. Отже, при дослідженнях, направлених на вдосконалення показників екологічної безпеки природно-техногенних гідроекосистем, оцінку ефективності різних варіантів доцільно проводити по узагальненому критерію ефективності з використанням моделі відстані до еталонного варіанту.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Акимов В.А., Лапин В.Л., Попов В.М. и др. Надежность технических систем и техногенный риск. - М.: Деловой экспресс, 2002. - 368 с.
2. Соболев И.М., Статников Р.Б. Выбор оптимальных параметров в задачах со многими критериями. - М.: Наука, 1981. - 110 с.
3. Мазур И.И., Молдованов О.И., Шишов В.Н. Инженерная экология. Общий курс: В 2т. Т.1. Теоретические основы инженерной экологии/Под ред. И.И. Мазура. - М.: Высш.шк., 1996. - 637 с.
4. Мессарович М. Теория иерархических многоуровневых систем. — М.: Мир, 1973.-311 с.
5. Генкин М.Д., Статников Р.Б., Матусов И.Б., Перминов М.Д. Об адекватности математических моделей реальному объекту. Векторная идентификация. // Доклады академии наук. Т. 294, № 3, 1987. — С. 549-552.
6. Иберла К. Факторный анализ. - М.: Статистика, 1980. -398 с.
7. Кини Р.Л., Райфа Х. Принятие решений при многих критериях предпочтения и замещения. Лтер с англ. - М.: Радио и связь, 1983.

8. Глухов В.В., Лисочкина Т.В., Некрасова Т.П. Экономические основы экологии. - СПб.: Специальная литература, 1997. - 304 с.
9. Клир Дж. Системология. Автоматизация решения системных задач. /Пер.с англ. - М.: Радио и связь, 1990. - 544 с.
10. Бешелев С.Д., Гурвич Р.Г. Экспертные оценки. - М.: Наука, 1973. — 157 с.
11. Батищев Д.И. Методы оптимального проектирования. — М.: Радио и связь, 1984.-248 с.
12. Одум Г., Одум Э. Энергетический баланс человека и природы: /Пер. С англ. - М.: Прогресс, 1978 - 380 с.

УДК 628.385

Черниш Є., Пляцук Л. (Україна, Суми)

ПРОБЛЕМАТИКА СТВОРЕННЯ ЕФЕКТИВНОЇ БІОТЕХНОЛОГІЧНОЇ СИСТЕМИ АНАЕРОБНОЇ ПЕРЕРОБКИ ОСАДІВ ПРОМИСЛОВИХ СТОКІВ

З розвитком промисловості, зростанням міст і підвищенням ступеня їх благоустрою зростає обсяг стічних вод. На території очисних споруд накопичується осад промислових стоків (ОПС). Ліквідація чи утилізація ОПС на сьогоднішній день - актуальна проблема на всій території України, яка потребує нагального вирішення.

В Україні для зневоднювання осадів використовуються переважно великі мулові площадки, розташовані на околицях міст. На очисних спорудах каналізації значної частини комунальних підприємств, на жаль, питання видалення, обробки, знезараження та утилізація осадів належним чином не вирішені.

У результаті відсутності ефективного обробки відзначається поступове зростання обсягів ОПС (для України щорічно близько 40 млн. т) [1], що становить реальну загрозу вторинного забруднення навколишнього середовища. Внаслідок перенавантаження існуючих мулових ставків та площадок, вони стають джерелами забруднення ґрунту, ґрунтових і поверхневих водних об'єктів, повітря.

Ведуться розробки нових ефективних методів обробки (знешкодження, обезводнення) [2] з наступною утилізацією осадів міських стічних вод. Цей напрямок є надзвичайно важливим не тільки в Україні, Росії й інших країнах СНД, але і в усьому світі.

Актуальним є впровадження біотехнологічних систем в процеси переробки вторинних ресурсів. Одним з таких напрямків є біогазові технології, що можуть ефективно застосовуватися для вирішення проблеми утилізації ОПС.

За статистикою Мінпаливенерго, потенціал біоенергії в Україну складає 73 млн. т умовного палива, еквівалент 62,7 млрд. м³ газу. Сьогодні використовуються лише 3% всього потенціалу поновлюваних джерел енергії. За умови переробки в метантенках навіть половини утворених осадів в Україні щорічно може бути отримано понад 200 млн. м³ біогазу, що відповідає 140 тис. т умовного палива [1]. Це могло б значною мірою забезпечити покриття енергетичних потреб самих станцій та знизити екологічне навантаження на прилеглі до них території.

Аналіз попередніх досліджень

В наукових колах розробляються моделі анаеробного розкладання органічних відходів [3-8], що розглядають різні біохімічні, фізико-хімічні аспекти їх конверсії і фактори впливу на динаміку виходу біогазу. Створені до теперішнього часу моделі метаноутворення у переважній більшості представляють собою напівемпіричні математичні співвідношення, що зв'язують величини інтенсивності процесу утворення метану зі значеннями тих чи інших факторів та умов середовища, що створюються в ферментаторі. Такі моделі не враховують процес сукцесії в асоціації мікроорганізмів та зміну відповідно домінуючих видів в межах окремих екологічних ніш.

Модель Сигріста (1993) – структурна модель, що бере до уваги аміачне інгібування, лізис та гідроліз клітинної біомаси, опис фізико-хімічної системи рівня рН [4]. На наш погляд, специфіка утворення продуктів біохімічних реакцій та споживання їх анаеробами в даній біохімічній моделі не повністю відображена. Наприклад, види ацетогенних мікроорганізмів представлені лише пропіонат-окислюючими та окислюючими жирні кислоти ацетогенами, тобто такими, що не споживають як субстрат Н₂ та СО₂, але в багатьох дослідженнях, зокрема Заварзина Г. А. [5,6], доведена досить активна участь окремих видів ацетогенів у перетворенні даних газів в ацетати та конкуренція за них з метаногенами.

Модель Гавала (1996) [4] описує процес сумісного розкладання агропромислових стоків. Припускається, що стічні води складаються з карбогідратів та білків (нерозчинних та розчинних) та інших розчинних органічних речовин. В даній моделі акцент ставиться на ацетокластичному метаногенезі, не враховується участь гідрогенотрофних метаногенів.

Заварзин Г. А. та Колотилова Н. М. [6] розглядають біохімічні цикли за участю різних груп мікроорганізмів, зокрема метаногенів. Сформульована авторами модель метаногенної спільноти, на наш погляд, є найбільш вдалою.

Особливу увагу заслуговує дослідження В. А. Вавіліна [7] флуктуації та самокаталізу в природі. В його дослідженнях показано, що для ефективного метаноутворення необхідне збалансоване протікання послідовних і паралельних стадій, що не призводить до накопичення проміжних продуктів - потенційних інгібіторів процесу. В практиці використання метантенків дуже часто відбувається накопичення такого проміжного