



## KAPITEL 5 / CHAPTER 5<sup>5</sup>

### FORMATION OF INFORMATION AND METHODOLOGICAL SUPPORT FOR ASSESSING THE ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF NATURAL AND MAN-MADE FACILITIES BASED ON LIFE CYCLE ASSESSMENT, MIPS, AND RISK ANALYSIS METHODS

DOI: 10.30890/2709-2313.2023-19-02-010

#### Вступ

Структура LCA складається з двох основних частин. Вперше розраховується LCI, що залежить від часу. Ці результати забезпечують основу для другої частини просторового розрахунку LCI. Потіки даних LCI витягуються з бази даних Ecoinvent3 [1]. Під час розрахунку LCI усі енергетичні, матеріальні та економічні потоки та виходи утворюються у єдині процеси. Кожен із цих процесів розглядає вхідні дані інших процесів, що створює взаємопов'язану систему всіх процесів. Процеси є лінійними функціями своїх входів, тому система може бути записана у вигляді матриці (1) (табл 1) [2]

$$g = B \times s = B \times (I - A)^{-1} \times f, \quad (1)$$

де  $I$  - матриця ідентифікації,  $A$  - матриця технологій та матриця екологічних втручань. Усі технологічні потоки визначаються у стовпцях матриці  $A$ , при цьому кожен елемент у стовпцях представляє надходження та використання ресурсів, необхідних для здійснення процесу. Кожен рядок  $B$  визначає елементарний потік, описуючи суми, вивільнені або витягнуті з навколишнього середовища за допомогою відповідних процесів у стовпцях [3].  $g$ ,  $s$  та  $f$  - інвентаризація, масштабування та вектори кінцевого попиту, відповідно (табл 1).

**Таблиця 1- Параметр розрахунку матриці LCI.**

Позначення	Назва	Величина	Визначення
$f$	Вектор кінцевого попиту	$m$	Вектор економічних потоків
$A$	Технологічна матриця	$m \times m$	Обмін між процесами
$B$	Матриця втручання	$n \times m$	Обмін між середовищем
$s$	Вектор масштабування	$m$	Вектор коефіцієнтів масштабування

<sup>5</sup>Authors: Matis Y.



Позначення	Назва	Величина	Визначення
$g$	Результати інвентаризації	$n$	Вектор екологічних потоків
$I$	Матриця ідентичності	$m \times m$	Квадратна матриця з одиницями на головній діагоналі, залишок 0

### 5.1. Запропоновані методи. Особливості формування параметрів.

Динамічним методом, інтегрованим у запропоновану структуру є розширений структурний аналіз шляху [4]. Цей метод використовує відносні тимчасові розподіли (рис. 2а), щоб вказати елементарні та технологічні потоки системи та системну мережу, яку вони створюють. За допомогою конкретного інформаційного формату можливий розрахунок тимчасово-описових LCI. Далі цей метод розширює рівняння (2), щоб отримати вираз, залежний від часу, для вектора  $g$  часово явного LCI.

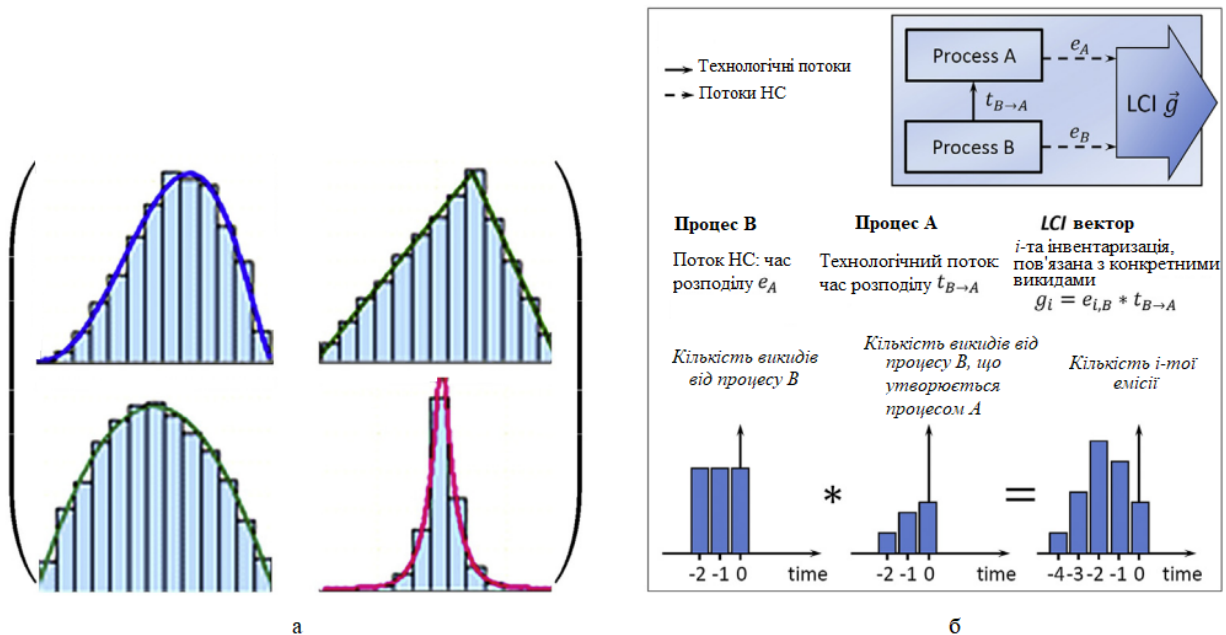


Рисунок 2 – Приклади розподілу процесів: а) розподіл матричних записів для матриць В та А. б) застосування згортки часу в LCA

У статичному рівнянні LCI-матриці (2) просто отримати вектор запасів  $g$  за допомогою відношень матриця-матриця та матриця-вектор на основі матриці



середовища  $B$ , матриці  $(I-A)^{-1}$  потоків процесів та вектора сценарію  $f$ . Однак матричний вигляд не дозволяє отримати часову інформацію про розподіли, пов'язані з процесом, включені в динамічний розрахунок LCI. Для збереження часової інформації обчислюється згортка процесу, залежного від часу, та екологічних даних. Згортка викликає "накладання" двох розподілів за часом, щоб отримати третій розподіл (рис. 2б). В рамках методу розширеного структурного аналізу шляху використовується дискретна часова згортка, і в цьому випадку два розподіли, один розподіл для  $A$  та один для  $B$ , підсумовуються для отримання третього [4]. Неможливо отримати матрицю, зворотну  $(I-A)^{-1}$ , не втративши часову інформацію в технологічній матриці  $A$ . Тому для отримання рівня розширення ступенів застосовується

$$(I - A)^{-1} = \sum_{k=0}^{\infty} A^k \quad (2)$$

Рівняння (3.2) можна застосувати тільки в тому випадку, якщо  $A$  має власні значення з абсолютними значеннями менше 1. Для застосування даних з реалістичних процесів може знадобитися масштабування  $A$ . Враховуючи зміни в часі у технологічній матриці, степеневий ряд (2) змінюється як серія згорток  $A$  з самим собою:

$$(I - A)^{-1} = I + A + A \times A + A \times A \times A + \dots \quad (3)$$

Тут символ  $\times$  вказує операцію згортки, яка розглядається як покомпонентна згортка, в той час як правила множення матриці на матрицю застосовуються до елементів часового розподілу матриць. Застосовуючи (3) до рівняння інвентаризації (1) отримуємо

$$\begin{aligned} n &= B \times (I + A + A \times A + A \times A \times A + \dots) \times f = \\ &= B \times f + B \times A \times f + B \times A \times A \times f + \dots \end{aligned} \quad (4)$$

В обчислювальних реалізаціях степеневий ряд повинен бути усічений після максимального числа  $k \in \mathbb{N}$  згорток  $A$ . Це можна зробити, встановивши  $k$  або через поріг як максимум  $A \times \dots \times A$   $k$  разів, який експоненціально зменшується з  $k$ .

Результат рівняння LCI, яке залежить від часу, служить вхідними даними для моделі просторового поширення. Для моделі просторового поширення дослідження певного розміру позначається як растр  $R$  сітки. В якості початкової умови вибирається локалізований вектор інвентаризації, який залежить від часу. Локалізація в цьому випадку означає, що в моделі просторового поширення враховуються тільки ті викиди, які відносяться до місця дослідження. Для цього необхідний проміжний етап відображення розташування записів LCI, які



змінюються в часі. Модель поширення заснована на двох операторах, створених на основі (а) географічних або атмосферних даних, і динамічних моделях дисперсії. Обидва оператора можуть бути індивідуалізовані по типу, категорії викидів або, можливо, окремим викидів і впливів кадастру.

Звідси топографічні деталі, інформація про землекористування, властивості ґрунту, а також дані про водні потоки, характеристики течій, залягання ґрунтових вод або регіональних атмосферних потоків, які використовуються для формування карти параметрів впливу  $M_G$ . Для місцезнаходження  $(x, y)$  та інвентаризації запасів / викидів  $g_i$ , застосовуються оператори  $M_{G,i}(x,y)$ , які кількісно визначають частку взаємодії викидів  $i$ -го типу чи категорії із атмосферними потоками при  $(x, y)$ .  $M_{G,i}$  може моделюватися як лінійна (матрична) або нелінійна (функціональна) операція (рис. 3).



**Рисунок. 3 - Концептуальна модель поширення для просторової дисперсії викидів.**

Моделі динамічної дисперсії  $N_D$  обчислюють накопичену частку викидів, що поширюються між сусідніми клітинками (рис. 3) у растрі. Викид  $i$ -го типу в клітинці  $(\xi, \eta)$  і час  $t$  з величиною  $e(\xi, \eta, t)$  потім розподіляється як  $N_{D,i}(e(\xi, \eta, t))$ , що дає величину викиду  $i$  за час  $t+1$  для всіх (сусідніх) комірок у растрі. Розглянуте сканування дисперсійної моделі визначає швидкість, діапазон та напрямок поширення будь-якого викиду. Накопичені викиди після одночасного кроку в місці  $a(x, y)$  отримуються як добуток географічної / атмосферної моделі та дисперсійної моделі, підсумовані за всіма врахованими в растрі клітинками

$$e(x, y, t+1) = \sum_{\xi, \eta \in \mathbb{R}} M_{G,i}(x, y) N_{D,i}(e(\xi, \eta, t)). \quad (5)$$

В якості початкових викидів розглядається  $i$ -та послідовність введення запасів  $(g_i(\xi, \eta, 1), g_i(\xi, \eta, 2), \dots)$ , розподілена в часі та призначена для клітинок



виробничої мережі  $\xi, \eta \in \mathbb{R}$ , що дозволяє проводити ітеративний розрахунок викидів в місці  $(x, y)$  і в часі  $t+1 \geq 2$ :

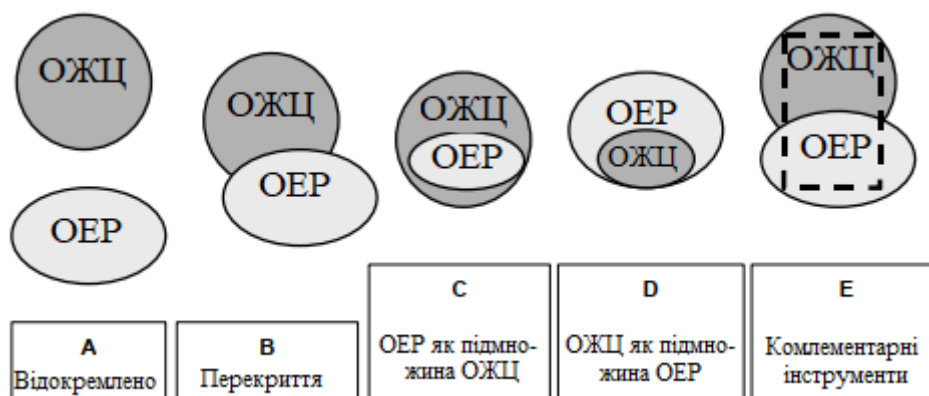
$$e(x, y, t+1) = \sum_{\xi, \eta \in \mathbb{R}} M_{G,i}(x, y) N_{D,i}(g_i(\xi, \eta, t)) + \sum_{\xi, \eta \in \mathbb{R}/P} M_{G,i}(x, y) N_{D,i}(e(\xi, \eta, t)) \quad (6)$$

З географічними або атмосферними даними та отриманими картами динамічна дисперсія спрямовує вплив на перенесення викидів. Модель просторового розповсюдження може допомогти виявити напрямок впливу.

Хоча часовий аспект методу проходить кілька етапів життєвого циклу, просторовий аспект дуже локалізований для етапів операції на місці дослідження. Тому застосовується процес відбору, що ідентифікує локалізовані LCI. Для більш повної і детальної оцінки екологічності пропонується сумісно використовувати методи LCA і ризик-аналізу.

## 5.2. Поєднання методу LCA і оцінки екологічного ризику

Найбільш поширений підхід до об'єднання LCA і оцінки екологічного ризику (ERA) полягає в тому, щоб включити екотоксикологічні і токсикологічні параметри в оцінку впливу життєвого циклу (LCIA), яка використовується в LCA і заснована на методах оцінки впливу [5].



**Рисунок 4 - Альтернативні підходи до LCA і ERAу вигляді спрощених діаграм Венна.**

ERAі LCA використовуються для проведення різних типів аналізів, при їх порівнянні є п'ять різних альтернативних рішень (підходів); їх можна розглядати як повністю розділені, що перекриваються, тобто між ними існує перетин, ERA



може бути підмножиною LCA, LCA може бути підмножиною ERA, і, нарешті, їх можна розглядати як додаткові інструменти, де вони обидва необхідні для комплексної екологічної оцінки об'єктів НПС (пунктирна лінія) (рис. 4). При аналізі взаємозв'язку між двома інструментами важливо мати чітке уявлення про можливі альтернативні способи опису відносин.

### 5.3. Хімічні продукти та їх шлях впливу.

Хімічні речовини можуть становити частину життєвого циклу продукту по-різному, наприклад, хімічна речовина може бути самим продуктом, побічним продуктом, сировиною, викидом, що утворюється в процесі виробництва, субкомпонентом, відходом (рис. 5). Для кожної хімічної речовини може бути проведена оцінка ризику з точки зору оцінки доза-реакція і ідентифікації небезпек для впливу на навколишнє середовище, оскільки ці хімічні речовини можуть видалятися з ідентифікованої системи і досягати об'єктів навколишнього середовища.

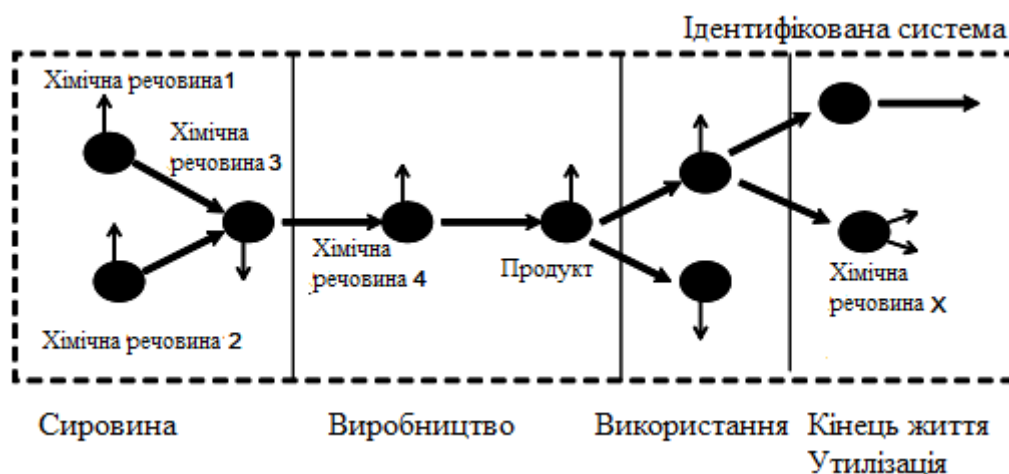


Рисунок 5 - Ілюстрація життєвого циклу продукції з точки зору хімікатів

Хімічні продукти / речовини мають життєвий цикл виробництва, використання (часто в інших типах продуктів) і утилізації, але є також хімічні речовини, які не виробляються добровільно, наприклад, викиди промислових процесів, такі як діоксини або адсорбовані частки важких металів. Їх життєвий цикл складається з викидів, перетворення, тобто повного невикористання, і утилізації, яка потім може призвести до негативного впливу на об'єкти НПС. Зазвичай це називається шляхом впливу, а не життєвим циклом.





LCA і ERA надають спосіб структурування, подання та оцінки інформації, що відноситься до одного або декількох екологічних аспектів процесу прийняття рішень. Крім того, обидва підходи мають перспективу життєвого циклу; проте вони відрізняються способом розгляду життєвого циклу. Процедура ERA охоплює весь життєвий цикл хімічного продукту / речовини, оскільки повинні бути включені всі потенційні джерела викидів продукту / речовини. Однак, якщо хімічна речовина під час використання перетворюється в іншу речовину, вона не включається до оцінки ризиків, і ланцюжок життєвого циклу зупиняється. Наприклад, якщо вивільнення хімічної речовини, здатної до біоаккумуляції, в повітря відбувається дуже повільно, це часто не враховується. ERA орієнтована на загальний тоннаж однієї хімічної речовини. Методика LCA виконує моделювання потенційних впливів, пов'язаних з наданням продукту або послуги, виражених в функціональній одиниці системи дослідження. З іншого боку, ERA включає оцінку ризиків, пов'язаних з викидами окремих речовин в місцевому чи регіональному масштабі. З цих позицій обидва методи засновані на потенціалі або ймовірності наслідків.

#### 5.4. Особливості фокусування методів.

Подібність цих двох методів полягає в тому, що оцінка ризику може враховувати локальний або регіональний вплив на конкретні об'єкти, а LCA може враховувати як глобальний, так і регіональний вплив. Через складність застосування LCA для оцінки місцевих і регіональних впливів і легкість оцінки ризиків для оцінки цих впливів, були запропоновані різні методи оцінки впливу, що залежать від місця або регіону, в рамках LCIA. Ці методи дозволяють оцінювати фактичні дії в LCA замість потенційних впливів, як це зазвичай робиться при LCIA [6].

Але з точки зору системного аналізу це дві різні системи і два різні способи оцінки. У той час як мета ERA полягає в тому, щоб гарантувати екологічну безпеку продукту шляхом моделювання впливу абсолютних кількостей викидів токсичних речовин в процесі експлуатації (орієнтованих на рецептори), LCA спрямована на зниження загального навантаження на навколишнє середовище всієї виробничої системи від колиски до могили, приділяючи особливу увагу загальним обсягам викидів токсичних речовин виробничою системою. У LCA



враховується внесок продуктів в усі види впливу на навколишнє середовище, наприклад, руйнування озонового шару, глобальне потепління, токсичність і евтрофікація. Однак в ERA враховуються тільки токсикологічні і екотоксикологічні впливи, що є істотною відмінністю від LCA. Оцінка ризику не охоплює всі викиди від всіх процесів, задіяних у конкретній виробничій системі, вона покриває тільки частину впливу продукту на навколишнє середовище. LCA, навпаки, намагається охопити всі викиди (включаючи проміжні), оцінити всі потенційні впливи на НС і оцінити загальний вплив [7].

LCA фокусується на викидах, викликаних продуктом або послугою, як зазначено в певній функціональній одиниці, якою зазвичай є маса продукту або пов'язана з користю і продуктивністю технічної системи. У ERA, навпаки, викиди виражаються в вигляді концентрацій, наприклад, маси продукту за обсягом в конкретному середовищі. Більш того, LCA не бере до уваги викиди, утворені певною речовиною, яка утворюється при виробництві побічних продуктів або послуг, тому оцінка ризиків викидів певної хімічної речовини часто неможлива в LCA.

ERA вимагає дуже докладних і конкретних даних і є абсолютною оцінкою, яка може передбачити виникнення несприятливих ефектів від хімічних речовин, часто виконується як аналіз «найгіршого випадку», щоб гарантувати безпечну відстань від небажаного впливу.

Методологічна інтеграція ERA і LCA має ряд обмежень в основному пов'язаних з двома точками взаємодії: 1) використання LCA для проведення комплексної ідентифікації джерел негативного впливу, що мають відношення до ERA, 2) використання моделі ERA при розробці характеристичних факторів для LCA - обидва з яких є важливими рушійними силами прийняття регулюючих рішень та розробки рішень з мінімізації негативного впливу на НПС. На рисунку 6 показано схематичне зображення ERA і LCA і підкреслюються два основні зв'язки і відмінності між ними.

Наприклад, ERA (ліва сторона) визначається щодо ідентифікації конкретної небезпеки, тоді як LCA (права сторона) визначається щодо функціональної одиниці. Принципові відмінності знаходяться в нижній частині рисунка, ERA спрямована на зменшення небезпеки, тоді як LCA - на визначення оцінки системних екологічних наслідків продукту, процесу чи послуги, які виконують цінну економічну або соціальну функцію.





**Рисунок 6 – Порівняння методів оцінки життєвого циклу і оцінки екологічних ризиків**

Ці два методи об'єднані в тому, що в практиці LCA називають характеристичним фактором, який виражає потенційні згубні наслідки викиду хімічної речовини в навколишнє середовище з точки зору конкретної категорії впливу, наприклад, величини антропогенного або екологічного впливу або взаємодіючих факторів.

Проте, LCA кількісно оцінює потенційні впливи, пов'язані з незначним збільшенням викидів. Широка область застосування LCA вимагає узагальнених моделей, яким не вистачає специфічності, типовою для ERA [8,9]. Наприклад: 1) моделі екологічного впливу і взаємодії забруднювачів в LCA представляють середні ландшафтні умови для цілих регіонів, 2) людські популяції моделюються в загальному і не включають варіації потенційного впливу для різних груп. Напрямок розвитку методик LCA є підвищення просторового і тимчасового дозволу моделей оцінки впливу токсичності на основі інструментів системи географічної інформації для визначення місця розташування викидів, але вони ніколи не будуть відповідати рівню деталізації, що досягається при використанні



ERA. Таким чином, незважаючи на використання загальних структур моделювання (наприклад, спрощених рамкових моделей, звичайних шляхів впливу), оцінка впливу протягом життєвого циклу суттєво відрізняється на практиці і в результатах від аналізу екологічних ризиків, тому пропонується використовувати методи ERA і LCA окремо, тільки для інтеграції результатів в структурований процес прийняття екологічних рішень.

## **5.5. Загальні відмінності методів ERA і LCA**

В основі відмінностей між ERA і LCA лежить перспектива. У той час як ERA фокусується головним чином на рецепторах, LCA фокусується на джерелах викидів. Двома домінуючими стратегіями для інтеграції ERA і LCA на методологічному рівні, є: 1) оцінка ризиків життєвого циклу (LRCA), яка застосовується для реалізації ERA на різних етапах життєвого циклу продукту [9] і 2) включення в LCA шляхів впливу на локальному і регіональному рівнях в якості додаткової категорії впливу [10-12]. Перша стратегія спрямована на додаток відносної точності ERA широкими межами життєвого циклу, властивими LCA. Друга стратегія спрямована на те, щоб зробити LCA більш структурованою, послідовною і методологічною.

Відмінності між LCA і LRCA методологіями пов'язані з двома ключовими етапами LCA: інвентаризацією (етап 2) і оцінкою (етап 3). Інвентаризація збирає дані, природа яких різниться між двома інструментами.

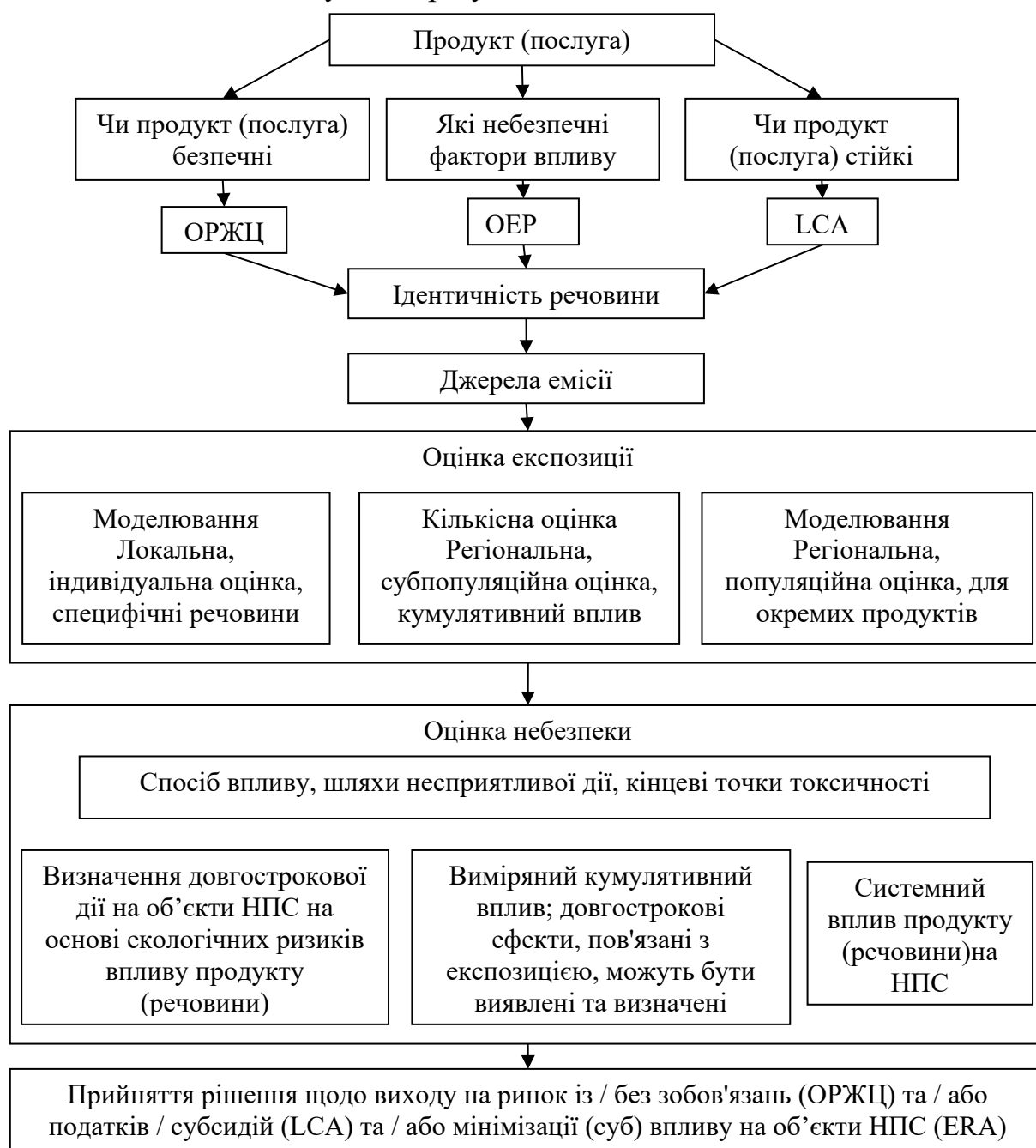
Дані аналізу інвентаризації життєвого циклу та результати моделювання впливу можуть бути безпосередньо використані для LRCA (рис 7).

Для LCA вхідні дані - це потоки речовини і енергії. Ці дані бувають якісними і кількісними. Для LRCA вхідні дані носять лише якісний характер, оскільки це перелік небезпечних ситуацій. Етап оцінки складається з трьох підетапів: класифікація, характеристика і оцінка і дозволяє перетворити дані інвентаризації в результати рівнів впливу / ризику.

Для LCA вхідні дані - це потоки речовини і енергії. Ці дані бувають якісними і кількісними. Для LRCA вхідні дані носять лише якісний характер, оскільки це перелік небезпечних ситуацій. Етап оцінки складається з трьох підетапів: класифікація, характеристика і оцінка і дозволяє перетворити дані інвентаризації в результати рівнів впливу / ризику. Для LCA перетворення даних



інвентаризації виконується розрахунком з використанням характеристичного коефіцієнта. Для LRCA це перетворення здійснюється якісно шляхом рейтингу і визначення пріоритетності ризиків. Однак мета класифікації підетапів однакова в обох інструментах, оскільки вона пов'язує дані інвентаризації і оцінювані впливу / ризику. Так само, як потік, визначений за допомогою LCA, який може сприяти різним категоріям впливів, небезпечні ситуації можуть викликати різні типи впливів. Отже, необхідно встановити обмеження і гіпотези, щоб зробити методологію LRCA придатною для використання і актуальною з урахуванням цілей і застосовності очікуваних результатів.

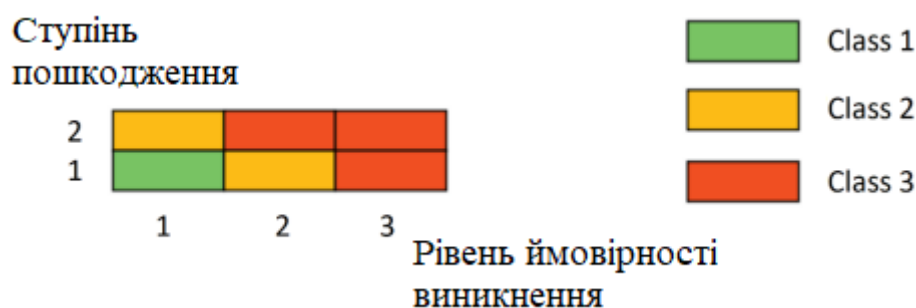


**Рисунок 7 – Схема загальних рис LCA, LRCA та ОЕР**



У LRCA включена оцінка безпосереднього впливу і кількісна оцінка точкового опосередкованого впливу [10,11].

Метод LRCA слідує традиційній структурі LCA. Він якісно (в формі рівнів) визначає ймовірності виникнення небезпечних ситуацій, класифікує небезпечні ситуації за категоріями небезпек і визначає ступінь шкоди, який може привести до екологічно незворотних наслідків і нещасних випадків зі смертельними наслідками. LRCA використовує якісні функціональні одиниці для порівняння екологічних ризиків різних продуктів / послуг, які виконують одну й ту ж функцію. Ймовірності виникнення визначаються за допомогою методу, аналогічного аналізу дерева подій (з призначенням заздалегідь визначених відносних загальних ймовірностей відмови для різних комбінацій незалежних підпроцесів і з урахуванням тільки першого рівня порівняння), в той час як ступінь шкоди, який може привести до екологічно несприятливих наслідків, представлений фізичним простором на місці / за межами майданчика області дослідження. Рівні ймовірності (рівні 1,2,3) і ступінь шкоди (рівні 1,2) присвоюються кожній екологічно небезпечній території шляхом подальшого дослідження цих підпроцесів на предмет кількості «необхідних елементів» для шкоди (рис. 8).



**Рисунок 8 – Рівні ймовірності і ступінь шкоди екологічно небезпечних територій**

Загальна оцінка визначається формулою:

$$\frac{((m_1x_1) + (m_2x_2) + (m_3x_3))}{m_1 + m_2 + m_3} \quad (7)$$

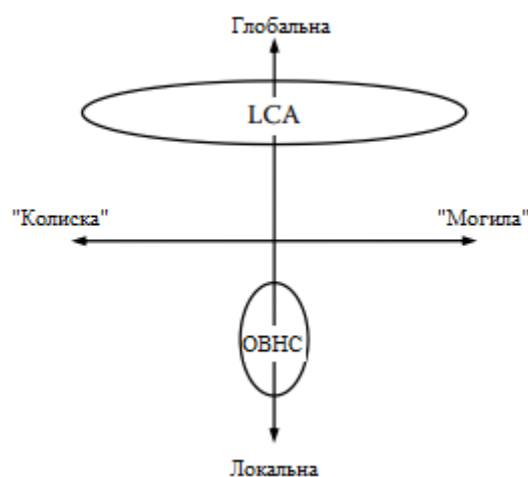
де  $m_j$  - кількість аварій  $j$ -го класу ризику, визначеного на попередньому кроці.

Таким чином, методологічна інтеграція можлива тільки в разі повних наборів даних, що практично неможливо. Як наслідок, інтеграція ERA і LCA повинна відбуватися на більш пізніх етапах аналізу.



Альтернативою інтеграції LCA і ERA на методологічному рівні є паралельне застосування кожного методу, що вже робиться на практиці, а потім виділення ресурсів на розробку методів підтримки прийняття рішень, здатних комбінувати розрізнені типи вхідних даних [13].

Таким чином, LCA має спільні риси з ERA, особливо при оцінці токсичності для людини і екотоксичність. Обидва методи розглядають перенесення забруднювачів між повітрям, водою, ґрунтом і продуктами харчування, і використовують моделі «доза-реакція» для кількісної оцінки впливу речовин на людину і навколишнє середовище. ERA відрізняється від LCA тим, що це нормативно-орієнтований підхід, в якому індикатори небезпек включають фактори безпеки, щоб гарантувати, що рівні впливу значно нижче рівнів відсутності спостережуваних ефектів. Однак такі індикатори можуть не забезпечувати послідовної основи для відносного порівняння хімічних речовин. LCA спрямована не на максимальні оцінки, а на оцінку порівняльного ризику і середнього вкладу продукту або послуги в ряд впливів на навколишнє середовище. Таким чином, гранично допустимі концентрації або оцінка гострої токсичності зазвичай не розглядаються в LCA (рис. 9).



**Рисунок 9. - Порівняння оцінки впливу на навколишнє середовище та оцінки життєвого циклу на основі охопленого виробничого циклу та масштабу локалізації**



## 5.6. Поєднання LCA та MIPS-аналізу

Для визначення впливу матеріальних потоків процесів запропоновано доповнювати LCA MIPS-аналізом. Концепцію MIPS можна порівняти з вхідною LCI в традиційній LCA. Таким чином, використання баз даних LCA можна спростити розрахунок факторів MIT і значень MIPS. Однак є також відмінності між MIPS і ISO LCA. По-перше, абіотична цінність включає в себе загальний видобуток використаних і невикористаних ресурсів. Наприклад, LCI буде враховувати надходження деякої кількості металу, в той час як MIPS включатиме витягнуту руду (відпрацьована руда, тобто відпрацьований видобуток) і покриваючу породу (невикористаний видобуток). Існують і інші концептуальні відмінності щодо критеріїв розподілу і виключення. Ми беремо до уваги ці аспекти сумісності при розгляді можливості розрахунку MIPS з використанням баз даних LCA.

Завдання інвентаризації (LCI або MI inventory) можна записати у вигляді системи лінійних рівнянь. Цей метод, вперше описаний в [14] і додаткові роз'яснення в [2], використовує технологічну матрицю  $A$   $n \times n$ , де будь-який заданий стовпець представляє процес, а елементи в цьому стовпці - приплив і відтік товарів, необхідних для виконання цього процесу. Тоді проблема інвентаризації виражається в такий спосіб:

$$q = B \cdot A^{-1} \cdot f \quad (8)$$

де  $f$  - довільний вектор розміром  $n \times 1$ , що представляє обслуговуючу одиницю,  $A$  - технологічна матриця  $n \times n$ , а  $B$  - матриця втручання в навколишнє середовище розміром  $m \times n$ . Будь-який заданий рядок  $B$  являє елементарний потік (природний ресурс, забруднювач і т. д). Кожен елемент в цьому рядку відповідає кількості, витягнутої з навколишнього середовища сировини або викинутих в навколишнє середовище відходів (викидів, скидів) відповідним процесом в стовпці,  $q$  -- вектор розміром  $m \times 1$ , що представляє перелік елементарних потоків з середовища і назад, активованих сервісною одиницею.

Якщо матриця  $A$  відповідає певним умовам, наприклад, є монофункціональною (кожен стовпець процесу відповідає тільки за один вихідний потік, що досягається процедурою розподілу) і нормалізованою (елементи в кожному стовпці нормалізовані для однієї вихідної одиниці відповідного процесу) [15] показують, що матриця, зворотна матриці  $A$ , має





вигляд степенного ряду:

$$A^{-1} = \sum_{k=0}^{+\infty} (I - A)^k \quad (9)$$

Замінюючи рівняння (9) на рівняння (8), кожна матриця  $(I-A)^k$  представляє внесок  $k$ -го рівня вниз по ланцюжку процесів, починаючи з вектора одиниці послуги. Коли рівність в рівнянні (9) перевірено, проблема інвентаризації може бути вирішена за допомогою цілісного підходу з використанням інверсії матриці (нескінченний ланцюжок процесів) і подальшого аналізу з використанням інструментів, заснованих на підході розширення степенного ряду (наприклад, структурний аналіз шляху, накопичувальний структурний аналіз шляху) [15,16]. Необхідні умови в матриці  $A$  (включаючи потоки відходів, які повинні бути виражені як входи процесів обробки відходів, а не як виходи) виконуються в існуючих базах даних LCA, таких як ecoinvent.

У дослідженнях LCA рівняння (8) відображає LCI (вектор  $q$ ), який, в свою чергу, характеризується як оцінка впливу життєвого циклу (LCIA) наступним чином:

$$r = C \cdot q \quad (10)$$

де  $C$  - характеристична матриця розміром  $ar \times m$ . Будь-який рядок в  $C$  представляє метод характеристики, і кожен елемент в цьому рядку є вагою (коефіцієнт характеристики), застосовуваний до відповідного елементарного потоку (видобуток ресурсів, викиди і т. д.) У стовпці.  $r$  - вектор  $ar \times 1$ , що представляє результати оцінки життєвого циклу для категорій впливу на навколишнє середовище, пов'язаних з одним сервісним підрозділом.

LCA і MIPS зазвичай статичні, що означає, що матриці  $A$ ,  $B$  і  $C$  і вектор  $f$  мають коефіцієнти значень балів (хоча врожаї повинні бути задокументовані) без додаткової можливості дозволяти їм змінюватися в часі. Динамічний LCA (DLCA) і динамічний MIPS (DMIPS) - це підходи, в яких рівняння (10) приймає наступний вигляд:

$$r(t) = C(t) \cdot B(t) \cdot A^{-1}(t) \cdot f(t), \quad (11)$$

де  $f(t)$  - вектор обслуговуючої одиниці, що змінюється в часі. Наприклад, в дослідженні мобільності, де одиницею обслуговування є певна кількість людино-кілометрів на місяць, структура вектора  $f$  може варіюватися з урахуванням змін у часі часткою різних видів транспорту. Технологічна матриця  $A(t)$  відображає зміни, що відбуваються в виробничих процесах, такі як підвищення ефективності, заміщення ресурсів, динамічні фонові системи



(наприклад, зміна структури енергоспоживання). Матриця інтервенцій  $B(t)$  включає в себе ефекти обмеження викидів з часом, стратегії ресурсоефективності. Матриця характеристик  $C(t)$  представляє зміни в часі в фізичних моделях, що лежать в основі характеристичних факторів. У динамічному MIPS,  $C(t)$  буде враховувати наприклад зміну концентрації металу в руді і співвідношення з невикористаної сировиною. Коефіцієнти в  $A(t)$ ,  $B(t)$ ,  $C(t)$  і  $f(t)$  не обов'язково є явними функціями часу, але, деякі з них виражаються у вигляді часових рядів.

### 5.7. Висновки поєднання методів.

Розрахунок MIPS з використанням баз даних LCA може спростити моделювання і ускладнити змодельовані ланцюжки процесів [17]. Аналітичні інструменти необхідні для оцінки впливу тисяч взаємопов'язаних процесів у петлі зворотного зв'язку, на вплив життєвого циклу продуктової системи. Такими методами є структурний аналіз шляху і накопичувальний структурний аналіз шляху [15,18,19].

Розвиваючи такі підходи, розроблено обчислювально ефективний алгоритм, що поєднує інверсію матриці і послідовні підходи, він визначає процеси, які вносять вклад в будь-яку задану категорію впливу на навколишнє середовище більше, ніж заданий користувачем поріг.

Алгоритм надає детальну корисну інформацію, але зупиняється на рівні процесу [16]. Елементарні потоки, що активуються даним процесом, далі не розділяються. У разі абіотичного МІ може стати критично важливим знати, який з абіотичних сировинних матеріалів, вилучених з природи за допомогою даного процесу, вносить найбільший вклад в категорію абіотичних МІ цього процесу.

Покращимо існуючий алгоритм з урахуванням повної дезагрегації матеріальних потоків (кроки з 7 по 9). Дезагрегація відбувається до елементарних потоків з урахуванням певного користувачем порога:

1. Попередній розрахунок: *direct*  $C \cdot B$  та загальний  $C \cdot B \cdot A^{-1}$  абіотичний МІ для однієї одиниці кожного процесу в технологічній матриці  $A$  («загальний» означає весь життєвий цикл);

2. Будуємо вектор кінцевого попиту ( $f$ ) для моделювання продуктової



системи;

3. Використовуємо результати кроку 1 для розрахунку еталонного загального абіотичного МІ, пов'язаного з продуктової системою, визначеною на етапі 2:  $C \cdot B \cdot A^{-1} \cdot f$

4. Виберемо критерій дезагрегації (наприклад, 5%), порогове значення вкладу в абіотичному МІ, при якому процеси не будуть далі дезагреговані;

5. Для кожного елемента у векторі кінцевого попиту (або в векторах, побудованих на кроці 10 після першої ітерації) збережемо відповідну інформацію (наприклад, ім'я процесу, ім'я батьківського процесу, довжину шляху дезагрегації і т. д.), масштабуємо загальну оцінку впливу абіотичних МІ-чисел, розраховану на кроці 1 з рівнем попиту, визначеним на кроці 2 (або кроці 10 після першої ітерації);

6. Розділимо кожний з результатів загального абіотичного МІ, отриманого на етапі 5, на зразок, розрахований на етапі 3. Кожен результуючий відносний внесок в загальний абіотичний МІ в системі продукту порівнюють з критерієм дезагрегації. Якщо внесок менше, ніж критерій дезагрегування, ця гілка технологічного ланцюжка позначається і не буде далі дезагрегована;

7. Якщо внесок перевищує критерій дезагрегації, переходимо до кроку 8, в іншому випадку переходимо до кроку 10;

8. Якщо прямий внесок даного процесу в загальні абіотичні МІ-числа системи продуктів перевищує критерій дезагрегації, необхідно визначити які елементарні потоки відповідають за це. Кожен ненульовий елемент у відповідному стовпці процесу матриці впливу  $B$  спочатку масштабується з рівнем попиту, визначеним на кроці 2 (або кроці 10 після першої ітерації). Цей результат потім перетворюється в абіотичні значення МІ шляхом множення на фактор абіотичної характеристики МІ з матриці  $C$ , що відповідає цьому елементарному потоку;

9. Розділимо абіотичні результати МІ для кожного з елементарних потоків, отриманих на етапі 8, на зразок, обчислений на етапі 3. Результуючі відносні вклади в абіотичні МІ-числа продуктової системи можна порівняти з критерієм дезагрегації, але, незалежно від співвідношення, подальша дезагрегація неможлива, тому що досягнуто елементарного рівня потоку;

10. Всі процеси, які були протестовані на етапах 5-9 і не відзначені на етапі 6, повинні бути дезагреговані на один рівень нижче по ланцюжку процесів.



Вектор створюється для кожного з цих «батьківських процесів», збираючи потоки з їх «дочірніх процесів». Потоки масштабуються відповідно до коефіцієнту технологічної матриці  $A$  і вимог батьківського процесу. Обчислимо ці вектори і повернемося до кроку 5.

Таким чином, MIPS та LCA використовують моделювання балансу маси. MIPS просто відстежує матеріальні потоки в регіоні, тоді як LCA використовує ці потоки для моделювання економічної системи та одиничних процесів, обчислення викидів та видобутку сировини, пов'язаних з цими матеріальними потоками.

MIPS-аналіз можна використовувати для оцінки впливу небезпечних речовин або виробництва в цілому на навколишнє середовище, тому що він показує інтегральну кількість ресурсів, що використані для заповнення потужностей об'єкта впливу на НПС. До показника MIPS застосовують ті ж вимоги, що і до інших форм екологічного обліку, а саме: для підвищення значимості та достовірності його визначення необхідно враховувати повний життєвий цикл продукції і всі типи екологічних аспектів (вхідні, вихідні й ризикові) [20]. Концепція MIPS заснована на принципі – чим менше відходів складається використовується, тим менше навантаження здійснюється на навколишнє середовище [19].

Екологічність об'єкта дослідження згідно MIPS-аналізу визначається на основі МІ-чисел і кількісних показників продукції. МІ-числа є характеристиками загальної кількості сировини природного походження (в кг або т), що необхідно для виробництва або утилізації 1 кг (т) відходу:

$$MIPS_{ij} = \frac{\sum_{i=1}^n MI_i \cdot C_i \cdot x_i}{S_j}, \quad (12)$$

де  $MI_e$  – матеріальна інтенсивність  $i$ -го забруднювача;  $C_i$  – концентрація  $i$ -го забруднювача;  $X_j$  – загальна кількість викидів (скидів) для  $j$ -го об'єкта дослідження;  $S_j$  – результати діяльності у вигляді продуктивності системи: рекультивациі звалища.

В свою чергу аналіз екологічних ризиків дає можливість оцінити порушення рівноваги в екологічних системах, що призводить до зміни параметрів характеристик їх абіотичних і біотичних складових, умов, станів і перебігу природних процесів у ПТК, життєвого циклу звалища [21]. Таким чином, використання MIPS-аналізу та ризик-аналізу дозволяє здійснювати комплексний



підхід до оцінки техногенного впливу на компоненти НС.

## **5.8. Висновки щодо формування методичного забезпечення оцінки екологічності системних об'єктів**

Застосування методів багатовимірного статистичного аналізу дозволяє формалізувати кількісні та якісні ознаки, в системах природно-техногенних об'єктів виявити залежність стану здоров'я населення від екологічної ситуації та окремих факторів навколишнього середовища.

Таким чином, формування методичного забезпечення оцінки екологічності системних об'єктів розглядається з позицій універсалізації дослідження на глобальному, макро- і мікрорівнях з урахуванням прояву соціально-еколого-економічних аспектів систем відповідно до синергетики процесів самоорганізації. Оцінка стану природно-техногенних систем у комплексному сенсі визначається послідовною реалізацією трьох рівнів дослідження системного об'єкта [22]:

1) глобального – оцінка загального стану системних об'єктів дослідження на основі визначення природно-ресурсного потенціалу техногенно-навантажених територій за LCA та MIPS-аналізом;

2) макрорівня – загальна характеристика екологічності природних і техногенних систем відповідно до результатів MIPS-аналізу і ризик-оцінки;

3) мікрорівня – встановлення конкретних факторів і процесів порушень стаціонарності систем дослідження відповідно до LCA та ризик-аналізу відхилень за функцією відповідності вимогам екологічного благополуччя (рис. 10).

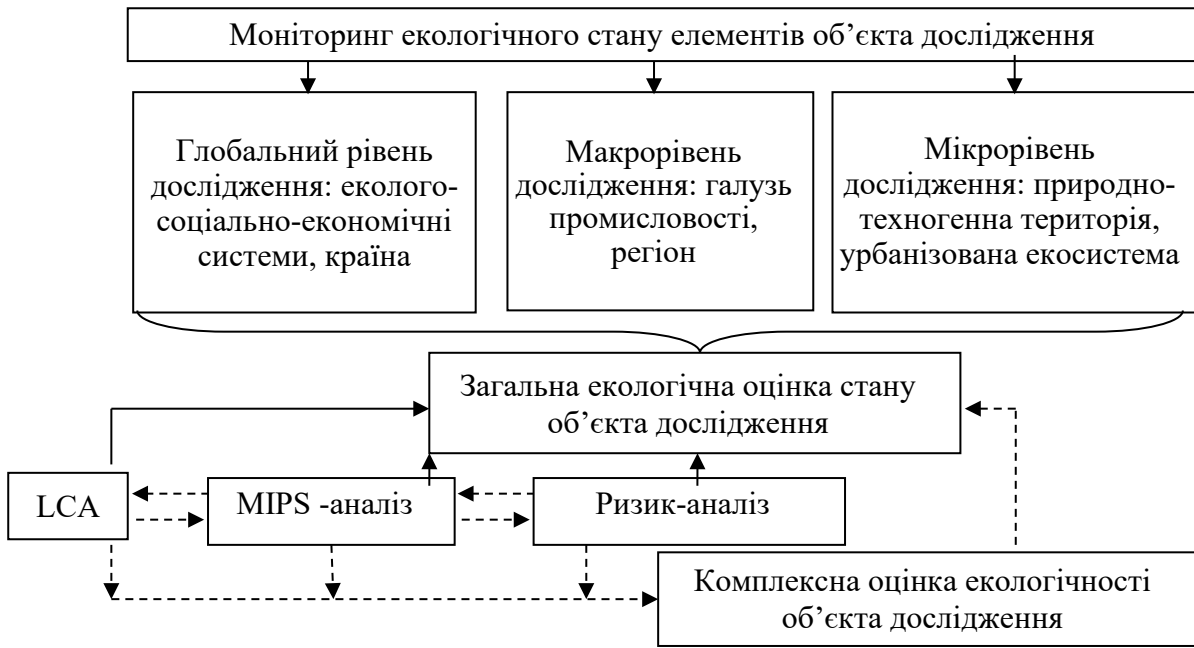
4) Методологія комплексної оцінки екологічності полягає в удосконаленні інформаційно-екологічної складової моніторингу об'єкта дослідження у вигляді моделі природно-техногенного комплексу на основі еколого-соціально-економічної інформації й отримання екологічних знань для пошуку балансу між інтересами систем і загальною екологічністю об'єкта дослідження з визначенням взаємозв'язку між станом і процесами внутрішньої самоорганізації і зовнішнього зв'язку з навколишнім середовищем відповідно до правил системного гомеостазу [22].



**Таблиця 2 – Порівняльна характеристика методів еколого-соціальної оцінки LCA, MIPS**

Основні риси	Екологічна оцінка		Соціальна оцінка
	MIPS	LCA	
			Соціальна оцінка життєвого циклу (CLCA)
Висвітлені аспекти	Вхідна сторона систем виробництва та споживання, сукупні потоки абіотиків, біотики, верхнього ґрунту, води та повітря (кисень)	Різні впливи на навколишнє середовище, такі як глобальне потепління, закислення, евтрофікація тощо	Різні соціальні наслідки, важливі для конкретних зацікавлених сторін, такі як умови праці
Рівень дослідження	Розраховується на основі існуючих середніх показників, але можливий розрахунок для конкретного процесу	Розраховується на основі існуючих баз даних та / або даних, характерних для процесу	Розраховується на основі існуючих баз даних та / або конкретних даних про процеси
Походження вхідних даних	Опубліковані LCA та інші дослідження середніх коефіцієнтів інтенсивності матеріалу або конкретної інформації про процеси	Опублікована база даних LCA та інших досліджень та / або специфічні дані про викиди	Опублікована база даних CLCA та інших досліджень, оцінка зацікавлених сторін
Придатність для компаній	Порівняно простий розрахунок. Дозволяє проводити порівняння між різними варіантами та фазами ланцюжка створення вартості.	Потрібне спеціальне програмне забезпечення та детальна інформація про досліджуваний продукт. Може забезпечити детальний аналіз конкретних варіантів розвитку процесів та ланцюгів продуктів.	Потрібні знання наукової літератури та наявність даних
Придатність для споживчої інформації	Зрозуміла концепція, дуже придатна для порівняння груп товарів або моделей споживання. Застосовується до товару, але вимагає великих витрат. Потенційна основа для маркування або індексів.	Пряме використання було б надто складним. Може використовуватися як основа для маркування або індексів, але залишається витратним.	Пряме використання було б надто складним. Може використовуватися як основа для маркування або індексів, але залишається витратним.





—> інформаційно-керуючі зв'язки в систем-системному об'єкті;

---> інформаційна узгодженість

**Рисунок 10 – Структурна схема багаторівневого аналізу**



**Рисунок 11 – Послідовність визначення показників комплексної оцінки стану природно-техногенних об'єктів**



Таким чином, інформаційне забезпечення комплексної оцінки безпечності об'єктів дослідження містить результати послідовного аналізу показників екологічності стану об'єктів на різних рівнях дослідження (рис. 11).

Застосування інформаційно-методичного забезпечення комплексної оцінки стану природно-техногенного об'єкта дозволяє зважено вирішити завдання співвідношення екологічного, економічного та соціального змісту і досягти об'єктивної обґрунтованості щодо зменшення впливу на природні складові НС техногенних об'єктів.