

2. Пособие по применению правил и норм проектирования сортировочных устройств / Муха Ю.А., Тишков Л.Б., Шейкин В.П. и др.- М.: Транспорт, 1994.- 220 с.
3. www.uz.gov.ua
4. І.В. Берестов, М.Ю. Куценко. Обґрунтування необхідності паспортизації сортувальних пристроїв залізниць України: Збірник наукових праць студентів і магістрів, вип. 65. – Х.: 2005, с. 113-115.
5. І. В. Берестов, М. Ю. Куценко. До питання розробки методики визначення комплексного показника характеристики конструктивно-технологічних параметрів пристроїв регулювання швидкості відцепів: Інформаційно – керуючі системи на залізничному транспорті, №5, 6. – Х.:2006, с. 66 – 69.
6. І.В. Берестов, М.Ю. Куценко. Аналіз існуючих методів та методик розрахунку сортувальних пристроїв: Інформаційно – керуючі системи на залізничному транспорті, №2. – Х.:2007, с. 34 – 37.
7. Правила и нормы проектирования сортировочных устройств на железных дорогах Союза ССР: ВСН 207-89/МПС СССР. М.: Транспорт, 1992, 104 с.
8. Огарь А. Н. Повышение ресурсосбережения и эффективности функционирования сортировочных горок при оптимизации продольного профиля: дисс. канд. техн. наук. – Харьков, 2002.

УДК 504.7.064.3.614(083.74)

ЗВЕДЕНА МЕТОДИКА ОЦІНЮВАННЯ ШКІДЛИВОГО ВПЛИВУ ПРОДУКЦІЇ НА ДОВКІЛЛЯ

Розглянуті питання, пов'язані з концепцією життєвого циклу й стандартами серії ISO 14000 «Екологічне керування». Розглянуто існуючі моделі та методи оцінювання впливу життєвого циклу продукційної системи, які включають обов'язкові етапи оцінювання впливу життєвого циклу. Запропоновано модель оцінювання впливу продукційної системи на виснаження ресурсів, здоров'я людини, зміну клімату й екосистеми. Представлено індекс шкідливості продукту, що є інтегральним показником впливу продукційної системи на довкілля, здоров'я людини й ресурси, та методику його розрахунку. Показано ефективність використання запропонованого індексу для оцінювання екологічності продукції на прикладі аналізування кількох варіантів продукційної системи

Г.О. Статюха

Доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри*
Контактний тел.: (044) 241-76-12
e-mail: kxtp@xtf.ntu-kpi.kiev.ua

І.М. Джигирей

Кандидат технічних наук, асистент*
Контактний тел.: (044) 241-76-12
e-mail: dzhygyrey@gmail.com

Б.М. Комариста

Аспірант*
Контактний тел.: (044) 241-76-12
e-mail: danita81@mail.ru

*Кафедра кібернетики хіміко-технологічних процесів
Національний технічний університет України "Київський
політехнічний інститут"
просп. Перемоги, 37, корпус 4, м. Київ, 03056

1. Вступ

Оцінювання життєвого циклу продукції – один з найпоширеніших методів кількісного визначення екологічності продукції. Використання цього інструмен-

ту дає змогу фахівцям визначати вплив продукції протягом життєвого циклу на зміну клімату, виснаження озонового шару, збіднення ресурсів і т.д. Порівняння на такій основі декількох варіантів продукційних систем дозволяє обґрунтовано прийняти рішення, виз-

начитись із вибором, який якнайменше впливатиме на здоров'я людини, довкілля та виснаження ресурсів.

Введення Міжнародною організацією стандартизації стандартів серії ISO 14000 «Екологічне керування», а саме стандарту ISO 14040 – «Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Принципи та структура» [1] й тісно з ним пов'язаних стандартів ISO 14041 – «Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Визначання цілі і сфери застосування та аналізування інвентаризації» [2], ISO 14042 – «Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Оцінювання впливу життєвого циклу» й ISO 14043 – «Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Інтерпретація життєвого циклу», та надання їм чинності в Україні дозволяє говорити про збільшення зусиль на національному рівні щодо покращення екологічності продукції, екологізації виробництва та позитивні кроки на шляху до сталого розвитку суспільства.

Це обумовлює актуальність досліджень, спрямованих на розроблення та впровадження методик оцінювання екологічності продукції, впливу продукційних систем протягом життєвого циклу на людину й оточуюче її середовище.

2. Оцінювання життєвого циклу

Оцінювання життєвого циклу (ОЖЦ) – це методологічний інструмент, що кількісно застосовує концепцію мислення життєвого циклу для екологічного аналізу діяльності, пов'язаної з технологічними або

продукційними системами. ОЖЦ включає усі виробничі процеси й послуги пов'язані з продукцією протягом її життєвого циклу, від придбання сировини до кінцевого видалення. Такий повний життєвий цикл часто називають «від колиски до могили» (рис. 1). Такі види діяльності як транспортування, зберігання, продаж тощо включають в оцінювання у міру можливості (див.рис.1).

В ОЖЦ для кожного окремого процесу оброблення записують «входи» – використання ресурсів, сировини, компонентів і продуктів, енергоносіїв тощо, та «виходи» – викиди у повітря, воду й ґрунт, відходи, побічні продукти (рис. 2). Структура процедури ОЖЦ включає чотири взаємопов'язані фази:

- (•) визначання мети та сфери застосування (МіС),
- (•) аналізування інвентаризації життєвого циклу (ІЖЦ),
- (•) оцінювання впливу життєвого циклу (ОВЖЦ) та
- (•) інтерпретування життєвого циклу [1].

Дані інтерпретації можуть набувати форми висновків і рекомендацій для осіб, що приймають рішення, узгоджені з метою і сферою застосування дослідження. Використання ОЖЦ може бути включене у процес прийняття рішень у багатьох сферах: розроблення продукту і його вдосконалення, технологічні операції, стратегічне планування, маркетинг, державна політика тощо.

Необхідно відмітити, що функціональні виходи продукційної системи характеризуються за допомогою функціональної одиниці, яка забезпечує еталон порівнювання входів і виходів. Функціональна оди-

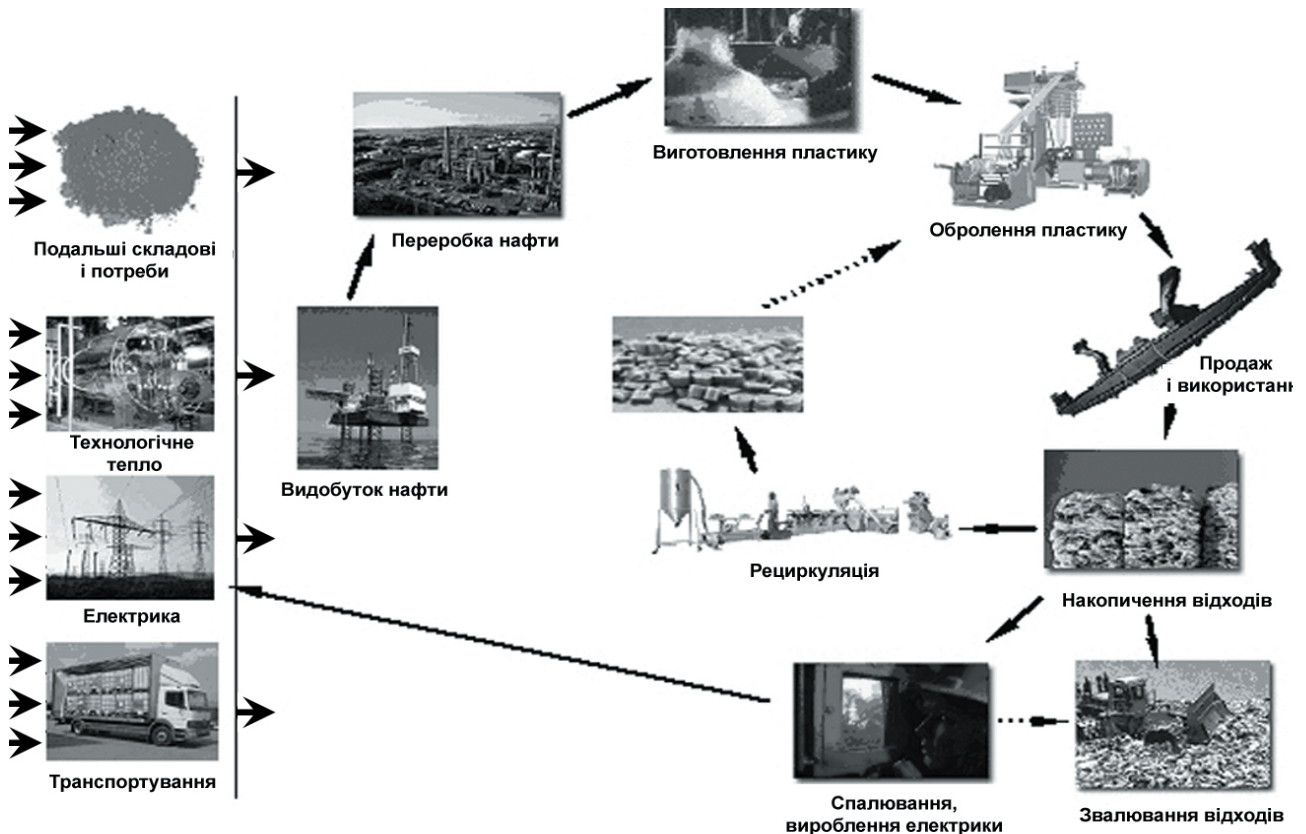


Рисунок 1. Приклад життєвого циклу продукції – пластикової складової автомобілю [3]

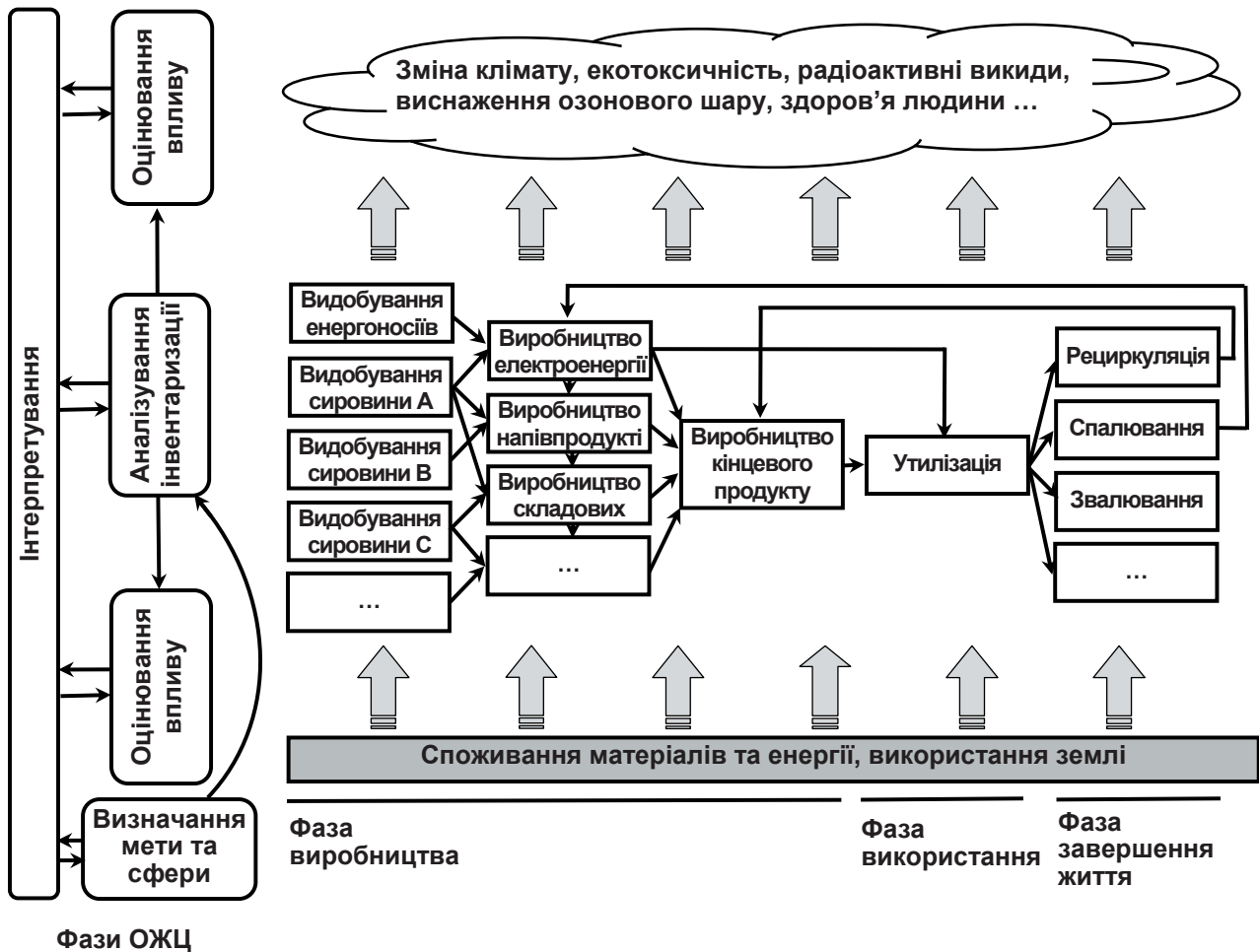


Рисунок 2. Оцінювання життєвого циклу продукційної системи

ниця відображає функцію продукційної системи, що аналізується, а тому описується на I фазі ОЖЦ «Визначення мети та сфери застосування». З функціональною одиницею пов'язані усі викиди і відходи системи. Функціональна одиниця – це та кількість одиниць продукції, для якої здійснюється збирання даних і обчислювальні процедури. Наприклад, для продукційної системи «Фарбування зовнішніх стін» функціональною одиницею може бути «покриття і захист 10 м² поверхні стіни на п'ять років (із зазначенням стійкості кольору, кліматичних умов і впливу сонячного світла)» [4]. (див.рис.2)

Загальна сума входів «з природи» і виходів «в природу» є основою для подальшого аналізу й оцінювання впливів продукційної системи на навколишнє середовище, зокрема і на здоров'я людини. Об'єднання окремих ресурсів і викидів задля визначення шкідливості продукції має назву оцінювання впливу життєвого циклу (див. рис. 2). Саме ця фаза ОЖЦ і буде детально розглядатись у запропонованій роботі.

Фаза інтерпретації призначена для роз'яснення результатів інших фаз з використанням аналізу чутливості й аналізу невизначеності. Результати інтерпретації можуть бути деяким висновком, що буде слугувати рекомендацією при прийнятті рішення поряд з іншими критеріями. Інтерпретація також може призвести до повторення – перегляду мети та

сфери застосування, даних для інвентаризації чи оцінювання впливу, що знизить невизначеність [4] (рис. 3).

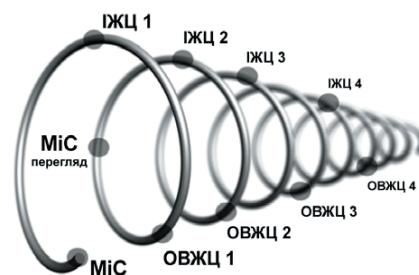


Рисунок 3. Фази життєвого циклу – зменшення невизначеності

Фаза оцінювання впливу в ОЖЦ охоплює зв'язок даних фази інвентаризації з конкретними екологічними впливами та оцінювання цих впливів. Методологічна та наукова основа, що необхідна для оцінювання впливу, все ще потребує розроблення. Не існує загальноприйнятих моделей та методологій, за допомогою яких можна було б з достатньою точністю та не викликаючи протиріч прив'язати дані інвентаризації до конкретних потенційних екологічних впливів [1].

3. Моделі та методи оцінювання негативного впливу продукції на довкілля на всіх стадіях життєвого циклу

Метою оцінювання впливу життєвого циклу є інтерпретація даних інвентаризації. У загальному вигляді процедура ОВЖЦ включає три обов'язкові етапи:

- категоризацію (вибір категорій впливу);
 - класифікація (розподілення даних інвентаризації між категоріями впливу);
 - характеристика (оцінювання результатів)
- і три необов'язкові етапи:
- нормалізація (віднесення усіх впливів до єдиної шкали вимірювання);
 - групування рахунків пов'язаних;
 - сортування або зважування впливів згідно їх відносної важливості [5] (рис. 4);
- та ще інколи додають етап аналізування якості даних.



Рисунок 4. Процедура ОВЖЦ [6]

Першим етапом ОВЖЦ є категоризація – вибір категорій впливу, пов'язаних з метою та сферою застосування. Категорії впливу повинні відповідати потенційним впливам і ефектам на сфері захисту ОЖЦ (AoP, areas of protection), тобто деякі об'єкти, які можуть бути захищені за допомогою виконання і

використання ОЖЦ: природні ресурси, природне середовище, здоров'я людини, штучне середовище.

На етапі класифікації дані інвентаризації приписують категоріям відповідно до їх впливу. Наприклад, викиди діоксиду вуглецю впливають на парниковий ефект, а тому входять до категорії впливу «Зміна клімату». Якщо речовина входить до декількох категорій, необхідно врахувати її у кожній з них.

На етапі характеристикації кожна речовина приписується до потенційного впливу певної категорії. Потенційний вплив речовини визначається відносно домінуючого коефіцієнту цієї категорії, наприклад, для потенціалу зміни клімату – це звичайно 1 кг викидів діоксиду вуглецю. Відносні впливи (характеризаційні коефіцієнти речовини) необхідно помножити на кількість кожного викиду (ф. 1); результуючі значення впливу підсумовуються у межах категорії впливу з отриманням індикатору цієї категорії [6]. Після проведення характеристикації прийнято представляти результати розрахунків у вигляді профілю ОВЖЦ по кожній категорії впливу.

$$i = \sum_j (E_j \text{ або } R_j) \times CF_{i,j} \quad (1)$$

де індикатор категорії впливу, i – значення індикатору віднесене до функціональної одиниці для i -ої категорії впливу; E_j або R_j – викиди j -ої шкідливої речовини або споживання j -го ресурсу на функціональну одиницю; $CF_{i,j}$ – характеристикаційний коефіцієнт j -го викиду або j -го ресурсу для i -ої категорії впливу.

Необхідно зазначити, що вибір тієї чи іншої моделі, того чи іншого методу ОВЖЦ експертом для застосування значно залежить від (•) мети і сфери застосування дослідження, що проводиться, (•) необхідного рівня агрегування результатів, тобто цільової аудиторії, якій ці результати призначені (рис. 5) [7, 8]. Результати інвентаризації використовуються для генерування або адаптації категорій впливу. Згідно ISO 14042 необхідними визначити зв'язок даних інвентаризації з конкретними екологічними впливами – кінцевими точками, тобто впливом на сфері захисту ОЖЦ (рис. 6).

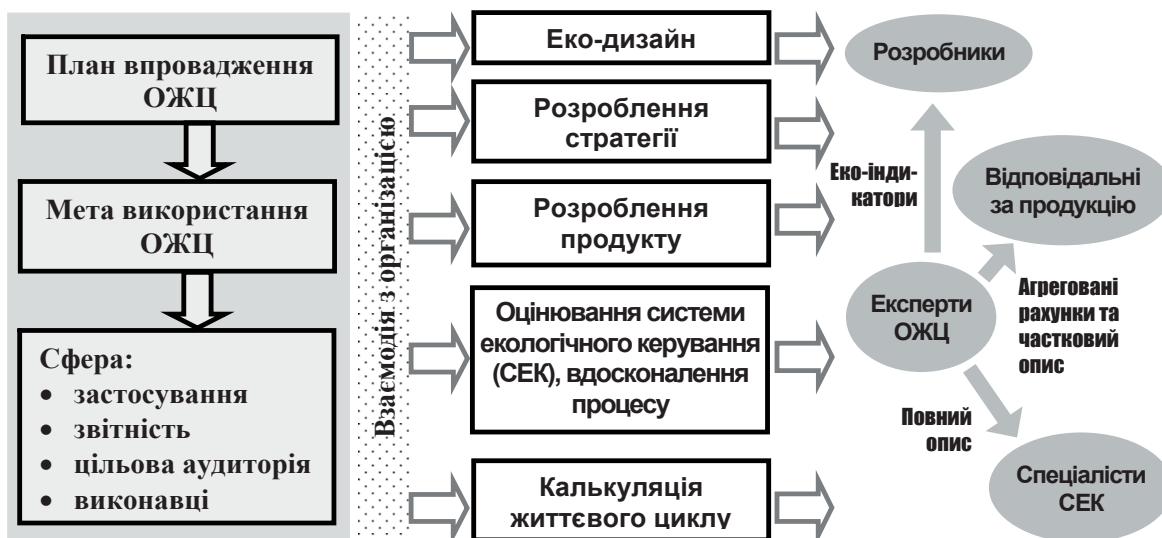


Рисунок 5. Вибір методу ОВЖЦ

На даний момент часу можна виділити декілька найбільш розповсюджених моделей і методик, які включають обов'язкові етапи ОВЖЦ.

Ecopoints 97 – система оцінювання, яка базується на дійсному забрудненні та встановлених граничних значеннях, тобто використовує принцип «близькість до цілі» [9]. Один з перших методів оцінювання впливу, результатом якого є єдиний рахунок. У методі не використовуються категорії впливу, впливи оцінюються окремо один від одного. Нормалізація проводиться у залежності від граничного значення викиду або дійсної величини викиду.

Eco-indicator 99 – типовий підхід «кінцевої точки», орієнтований на врахування шкоди, що завдається у межах категорії впливу. Модель оцінювання включає три категорії – шкода ресурсам (у МДж додаткової енергії, необхідної на майбутнє видобування), шкода екосистемам (у % видів рослин • м² • рік), шкода здоров'ю людини (в одиницях відкоректованої тривалості життя, яка враховує передчасну смерть та непрацездатність, DALY) [10]. Кожна категорія шкоди базується на від двох до п'яти категоріях впливу. Нормалізація та зважування здійснюються на рівні категорій шкоди, при цьому для зважування використовується принцип трикутника [11].

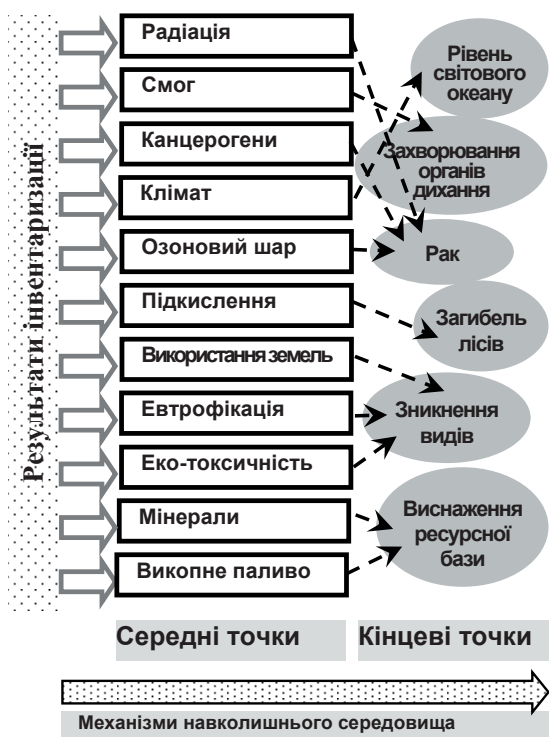


Рисунок 6. Приклад зв'язування інвентаризації та ОВЖЦ

EPS 2000 (Environmental Priority Strategies) – метод призначений в основному для використання у якості інструменту в розробленні продукту в межах однієї компанії [12]. Категорії впливу визначаються на основі п'яти охоронюваних сфер: здоров'я людини, продукційна здатність екосистем, запаси абіотичних ресурсів, біорізноманіття та культурні і рекреаційні цінності. Особливістю методу є використання монетаризації як інструменту зважуван-

ня, за допомогою оцінювання бажання сплачувати задля запобігання змін у тій чи іншій категорії впливу, а також вартості майбутнього видобування ресурсів. Тому усі збитки відображаються за допомогою грошових одиниць – одиниць навантаження на довкілля (ELU) у євро.

CML 2001 – типовий підхід «середньої точки», який базується на використанні наступних категорій впливу: виснаження озонового шару, токсичність для людини, токсичність для екосистем прісних вод, токсичність для морських екосистем, токсичність для наземних екосистем, фотохімічне окислення, глобальне потепління, підкислення, виснаження абіотичних ресурсів, евтрофікація [13]. Вказується обов'язковість проведення нормалізації при детальному ОЖЦ.

Impact 2002+ – комбінований підхід, який включає 14 категорій середніх точок (категорій впливу) та чотири категорії шкоди [14]. Нормалізація категорій впливу здійснюється за допомогою співвідношення впливу одиниці викиду до загального впливу усіх речовин даної категорії на одну людину (чол.р./од.викиду); також проводиться нормалізація категорій шкоди: здоров'я людини (у DALY/чол.р.), якість екосистем (коефіцієнт виснаження-м²р./чол.р.), зміна клімату (життєпідтримуючі системи, кг CO₂/чол.р.) та ресурси (МДж/чол.р.).

EDIP 2003 (Environmental Design of Industrial Products) – проблемно-орієнтований підхід, який включає 14 категорій впливу [15]. Нормалізація категорій впливу базується на використанні людино-еквіваленту (PE), тобто кількісної оцінки впливу на навколишнє середовище однієї людини – екологічних наслідків й споживання ресурсів у відповідності з нинішнім комплексом природоохоронних цілей для країни / групи країн. Зважування у даному методі залежить від природоохоронних цілей встановлених щодо викидів на одну людину.

Eco-scarcity 2006 – метод, який використовує принцип «близькість до цілі», а тому тісно пов'язаний з природоохоронною політикою країни, де використовується. Метод дозволяє проводити нормалізацію, зважування та агрегування різних втручань у довкілля за допомогою так званих еко-факторів [12].

TRACI 2 (The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts) – метод ОВЖЦ орієнтований на середні точки й включає 12 категорій впливу [16]. Існує можливість нормалізації категорій впливу.

Інші методи ОВЖЦ, такі як CED (Cumulative Energy Demand), CExD (Cumulative Exergy Demand), EDP (Ecosystem Damage Potential), IPPC 2007 (метод розроблений Міжнародною групою експертів з питань зміни клімату), екологічний слід продукту [12], LIME (Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling) [17], є спеціалізованими, модифікаціями або адаптаціями відомих методів або методами, що не включають обов'язкові етапи ОВЖЦ.

4. Постановка задачі

Методи ОВЖЦ відрізняються підходами (проблемно-орієнтовані й орієнтовані на визначення завданої шкоди), глибиною характеристикації (середня точ-

ка або кінцева точка), методами визначення величин нормалізації та їх розмахом (напр., країна, Європа або світ в цілому), включенням чи відсутністю процедур групування і ранжування, методами зважування (панельний, цільовий, монетаризація), рівнем агрегування результатів (без агрегування, з отриманням індикаторів категорій, єдиного показника тощо). Більшість розглянутих методів реалізовані у складі комерційних програмних комплексів ОЖЦ типу SimaPro [7], а тому є малодоступними з причини високої вартості (вартість навчальної версії SimaPro 7 складає € 3000, професійної – до € 15 000). Тому зрозумілою є досить мала у порівнянні з Європою кількість українських підприємств, що отримали сертифікати на систему екологічного управління – 55 підприємств станом на 2007 рік [18].

Хоча не можна не відзначити й інші фактори низького рівня впровадження та сертифікації систем екологічного управління та екологічної сертифікації продукції відповідно до європейських та міжнародних вимог:

- відсутність екологічних пріоритетів в галузевих та регіональних програмах економічного розвитку;
- використання застарілих стандартів, норм та правил;
- необхідність удосконалення діючої системи акредитації органів сертифікації, стандартизації та метрології;
- недостатній рівень інформаційно-освітніх заходів щодо впровадження систем управління довкіллям та екологічної сертифікації продукції.

Й досі існує лише у вигляді проекту «Концепція Державної програми підтримки впровадження систем екологічного управління та екологічної сертифікації продукції відповідно до європейських та міжнародних вимог», яка могла б сприяти активнішому впровадженню інноваційних технологій більш чистого виробництва, раціональному використанню матеріальних та енергетичних ресурсів, зменшенню забруднення навколишнього природного середовища, збалансованому розвитку економіки, випуску безпечної для здоров'я людини та довкілля продукції, підвищенню конкурентоспроможності вітчизняного товаровиробника на міжнародному ринку, зміцненню експортного потенціалу, зменшенню інвестиційних ризиків за екологічними факторами.

Метою роботи є розроблення проблемно-орієнтованої моделі ОВЖЦ, яка включає підкатегорії та категорії впливу, а також категорії захисту, й дозволяє отримувати єдину порівняльну оцінку шкідливого впливу продукційних систем на довкілля – індекс шкідливості продукту (DIP, Damage Index of Product). Подальша реалізація моделі та методики оцінювання у вигляді програмного продукту на вітчизняному ринку дозволить підтримати більш широке впровадження систем екологічного управління і екологічної сертифікації продукції в Україні.

4. Модель оцінювання впливу продукційної системи та методика розрахунку індексу шкідливості продукту

На основі аналізу існуючих категорій й підкатегорій впливу, які використовуються у різних методах

ОВЖЦ, [6, 8, 12–17, 19–22] виділено 17 підкатегорій впливу, які стали нижнім рівнем моделі оцінювання, а саме

- ACID – підкислення природних екосистем,
- AGRL – використання сільськогосподарських угідь,
- CLCH – зміна клімату,
- ERES – виснаження невідновлюваних енергетичних ресурсів,
- FEUT – евтрофікація прісноводних екосистем,
- FTOX – вплив викидів на прісноводні екосистеми,
- HTOX – вплив викидів на здоров'я людини,
- IRAD – вплив іонізуючої радіації на здоров'я людини,
- MEUT – евтрофікація морських екосистем,
- MRES – виснаження мінеральних ресурсів,
- MTOX – вплив викидів на морські екосистеми,
- OZON – виснаження озонового шару,
- PART – вплив пилоподібних часток на здоров'я людини,
- PNOX – утворення фотохімічних окислювачів,
- TEUT – евтрофікація наземних екосистем,
- TTOX – прямі токсичні впливи викидів на наземні екосистеми,
- URBL – використання міської землі.

Від однієї до трьох підкатегорій формують категорії моделі оцінювання впливу життєвого циклу продукційної системи:

- ACD – підкислення екосистем,
- CLM – зміна клімату,
- LND – використання землі,
- OZD – виснаження озонового шару,
- PCS – фотохімічний смог,
- RES – абіотичні ресурси
- SBS – вплив викидів на здоров'я людини,
- TEU – евтрофікація наземних екосистем,
- TOX – вплив викидів на екосистеми,
- WEU – евтрофікація водних екосистем.

За необхідності рівень підкатегорій впливу може бути розширений у рамках запропонованих категорій. Можуть бути включені додаткові або змінені підкатегорії, наприклад, у межах категорії «Вплив викидів на екосистеми»: прямі впливи викидів на морські або прісноводні відкладення; у межах категорії «Використання землі»: підкатегорії за видами земель (міська промислова зона, міська зелена зона, пасовища, орні землі тощо) або за географічно-кліматичними зонами (альпійська, степова, паннонійська, анатолійська тощо).

Пропонується згрупувати категорії впливу в наступні категорії захисту «Здоров'я (людини)», «Екосистеми», «Клімат» і «Ресурси», об'єднання яких дозволяє одержати індекс шкідливості продукційної системи (див.рис. 7).

Етапи визначення необхідних середніх точок (категорій впливу), класифікації й характеристики фази ОВЖЦ не залежать від запропонованої моделі оцінювання, тому далі представлена методика розрахунку значення DIP, починаючи з необов'язкових етапів ОВЖЦ.

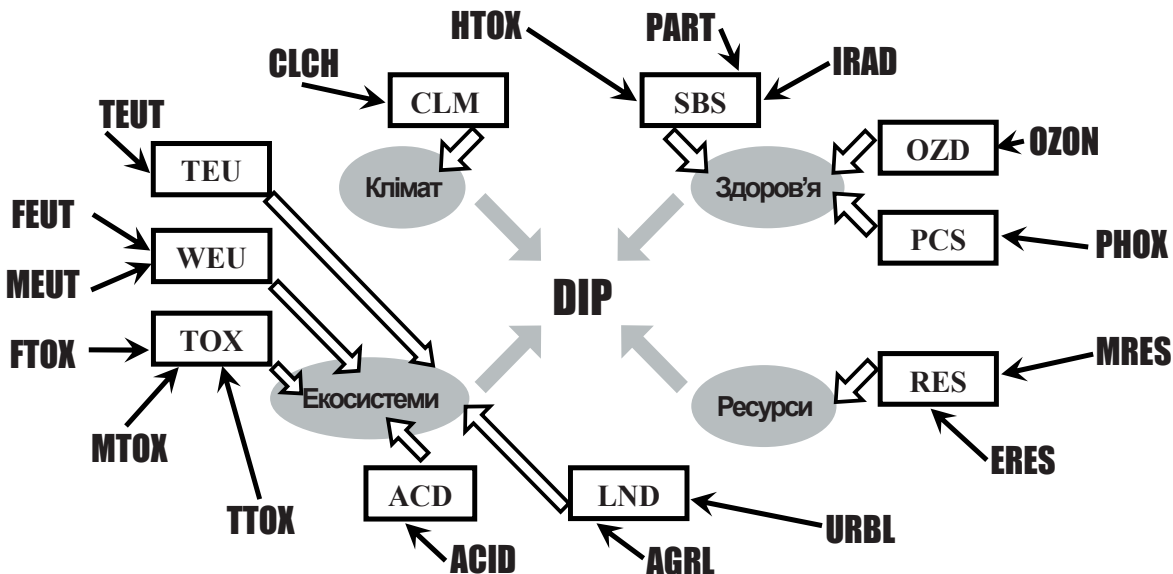


Рисунок 7. Структура моделі оцінювання

Етап характеризації дозволяє отримати індикатори підкатегорій впливу згідно формули (1), яка набуває вигляду

$$SC_i = \sum_j (E_j \text{ or } R_j) \times CF_{i,j} \tag{2}$$

де SC_i – значення індикатору віднесене до функціональної одиниці для i -ої підкатегорії впливу; E_j або R_j – викиди j -ої шкідливої речовини або споживання j -го ресурсу на функціональну одиницю; $CF_{i,j}$ – характеристичний коефіцієнт j -го викиду або j -го ресурсу для i -ої підкатегорії впливу.

Отримання індикаторів категорій впливу пропонується здійснювати з нормалізацією індикаторів підкатегорій та рівноцінним зважуванням за формулою

$$C_k = \sum_i \frac{SC_i}{NF_i} \tag{3}$$

де C_k – значення індикатору віднесене для k -ої категорії впливу; SC_i – значення індикатору для i -ої підкатегорії впливу; NF_i – коефіцієнт нормалізації для i -ої підкатегорії впливу. Коефіцієнти нормалізації повинні відповідати останнім доступним даним. Рівноцінне зважування індикаторів підкатегорій було використано на даному етапі тому, що на етапі одержання індикаторів категорій захисту здійснюється зважування індикаторів категорій впливу.

Для визначення індикаторів категорій захисту використовується наступна процедура групування

$$D_l = \sum_k C_k \times WF_k \tag{4}$$

де D_l – значення індикатору віднесене для l -ої категорії захисту; C_k – значення індикатору для k -ої категорії впливу; WF_k – коефіцієнт зважування для k -ої категорії впливу. Коефіцієнти зважування відображають екологічну

вагу кожної категорії впливу. Чим більше значення коефіцієнту зважування, тим більшу шкоду довкіллю наносить категорія впливу. Звичайно для визначення коефіцієнтів зважування користуються принципом «близькість до цілі», тобто орієнтуються на цільовими значеннями для даної категорії з врахуванням розташування та часу. Цільовими значеннями можуть слугувати екологічні цілі представлені у Кіотському протоколі, Декларації тисячоліття, національних стратегіях сталого розвитку або цілі, які відображають екологічну політику країни / групи країн. Такий підхід є об'єктивним, але викликає труднощі при визначенні конкретних значень коефіцієнтів зважування для значної частини категорій впливу. Тому пропонується використати коефіцієнти зважування, представлені на рис. 8, отримані за допомогою панельного дослідження [23].

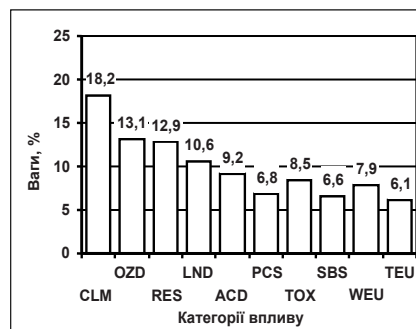


Рисунок 8. Ваги категорій впливу

Визначення індексу шкідливості продукту здійснюється шляхом агрегування індикаторів категорій захисту за формулою

$$DIP = \sum_l D_l \tag{5}$$

де D_l – значення індикатору віднесене для l -ої категорії захисту.

Одержання єдиного показника дозволяє провести однозначне порівнювання декількох продукційних систем. Рекомендується також проводити порівнювання на рівні категорій впливу, тобто порівнювання профілів ОВЖЦ.

6. Приклад застосування

Необхідно порівняти декілька варіантів вирощування озимої пшениці із застосуванням азотного добрива (нітрат амонію). Оцінювання включає такі етапи життєвого циклу як видобування сировини, виробництво й транспортування (добрива, речовини захисту рослин, машини і насіння) та хліборобство (оброблення й засівання землі, удобрення, захист рослин, збирання врожаю й сушіння). Функціональною одиницею ОЖЦ є одна тонна зерна. Результати ІЖЦ представлені у табл. 1 [25].

У роботі Ф. Брентрапа й співавторів [25] на основі наведених у табл. 1 даних було проведено ОВЖЦ з одержанням екологічного індексу (ЕсоХ) та індексу виснаження ресурсів (RDI) для кожного з варіантів продукційної системи на основі методики представленої цими ж авторами у [6]. Представлений ними

метод ОВЖЦ є спеціалізованим, оскільки був розроблений спеціально для оцінювання підживлення рослин при вирощуванні зернових культур. Тому далі представлені розрахунки згідно запропонованої у даній роботі зведеної методики, яка є більш загальною й дозволяє використання її для широкого кола продукційних систем. Крім того, більшість використаних у [6, 25] характеристичних коефіцієнтів й коефіцієнтів нормалізації є на даний час застарілими, тому потребують відповідного замінування, а етап характеристичності – перерахунку. У табл. 2 представлені коефіцієнти, які будуть використані на етапі характеристичності. Крім того з попереднього дослідження було виключено врахування впливу кадмію на здоров'я людини, оскільки автори не мали необхідних даних. Хоча викиди кадмію є рівнозначними для усіх варіантів, включення цих викидів підвищить точність оцінювання.

6.1. Категоризація

Базуючись на даних ІЖЦ та згідно з поставленою задачею розглядаються наступні підкатегорії та категорії впливу:

Таблиця 1

Результати інвентаризації (на тонну зерна)

Варіант		1	2	3	4	5	6	7
Добрива, кг N/га		0	48	96	144	192	240	288
Викиди / ресурси	Одиниці вимірювання							
Ресурси								
Фосфорит	кг	23,39	23,86	23,81	23,79	23,78	23,9	24,11
Поташ	кг	98,4	106,3	104,8	104,3	104,3	107	111,8
Вугілля	кг	19,13	8,757	6,324	5,524	5,283	5,426	5,734
Лігніт	кг	0,943	0,42	0,291	0,268	0,264	0,264	0,269
Важке пальне	кг	2,456	1,499	1,242	1,188	1,171	1,175	1,199
Дизельне пальне	кг	33,83	15,45	10,64	9,014	8,396	8,408	8,581
Природний газ	кг	2,128	9,539	12,23	14,97	18,13	22,34	27,05
Земля	м ² •р.	4831	2079	1406	1172	1081	1079	1098
Викиди: Повітря								
CH ₄	кг	0,0002	0,001	0,0013	0,0015	0,0018	0,0022	0,0027
CO	кг	0,006	0,008	0,0013	0,0015	0,0018	0,0022	0,0027
CO ₂	кг	142,4	84,71	71,59	71,26	75,81	85,06	96,13
N ₂ O	кг	0	0,369	0,5	0,625	0,768	0,958	1,171
NH ₃	кг	0	0,245	0,331	0,414	0,509	0,635	0,776
NO _x	кг	1,673	0,827	0,607	0,543	0,531	0,558	0,595
SO ₂	кг	0,014	0,007	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Зав. частки та пил	кг	0,195	0,098	0,073	0,065	0,062	0,062	0,063
НМЛОС*	кг	0,779	0,425	0,333	0,303	0,292	0,296	0,304
Викиди: Вода								
NO ₃ -N	кг	0	0	0	0,174	0,972	3,978	6,949
N _{заг.}	кг	0	0,001	0,001	0,002	0,002	0,003	0,003
P _{заг.}	кг	0,012	0,012	0,012	0,012	0,012	0,012	0,012
Викиди: Ґрунт								
Cd	кг	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006

* неметанові легкі органічні сполуки

ACD – підкислення екосистем,
 ACID – підкислення природних екосистем,
 LND – використання землі,
 AGRL – використання сільськогосподарських угідь,
 CLM – зміна клімату,
 CLCH – зміна клімату,
 RES – абіотичні ресурси
 ERES – виснаження невідновлюваних енергетичних ресурсів,
 MRES – виснаження мінеральних ресурсів,
 PCS – фотохімічний смог,
 PHOX – утворення фотохімічних окислювачів,
 SBS – вплив викидів на здоров'я людини,
 HTOX – вплив викидів на здоров'я людини,
 PART – вплив пилоподібних часток на здоров'я людини,
 TEU – евтрофікація наземних екосистем,
 TEUT – евтрофікація наземних екосистем,
 TOX – вплив викидів на екосистеми,
 TTOX – прямі токсичні впливи викидів на наземні екосистеми,

FTOX – вплив викидів на прісноводні екосистеми,
 WEU – евтрофікація водних екосистем,
 FEUT – евтрофікація прісноводних екосистем.
 Підкатегорії «Виснаження озонного шару» включена з оцінювання, оскільки у роботі [25] не вказано, які саме неметанові леткі органічні сполуки утворюються протягом життєвого циклу продукційної системи.

6.2. Класифікація та дані характеристик

Розподілення даних інвентаризації між категоріями впливу та значення характеристик коефіцієнтів наведено у табл. 2.

Одиниці вимірювання характеристик коефіцієнтів можуть бути іншими ніж представлені у табл. 2. Наприклад, характеристикні коефіцієнти підкатегорії «Вплив викидів на здоров'я людини» може бути представлений у таких одиницях як «кг 1,4 ДХБ-екв.». При виборі коефіцієнтів необхідно керуватись наявними джерелами даних, а також, у випад-

Таблица 2

Характеризаційні коефіцієнти

Ресурси / викиди	Підка-тегорія	Одиниці	Значення	Джерело
Фосфорит	MRES	кг K ₂ O / кг	0,25	[6]
Поташ	MRES	кг P ₂ O ₅ / кг	0,105	[6]
Вугілля	ERES	МДж / кг	19,1	[26]
Лігніт	ERES	МДж / кг	9,9	[26]
Нафта	ERES	МДж / кг	45,8	[26]
Природний газ	ERES	МДж / кг	40,3	[26]
Орні землі (комплексні)	AGRL	м ² ООЗ ¹ -екв. / м ² .р.	1,06	[10]
CH ₄	CLCH	кг CO ₂ -екв. / кг	7	[27]
CH ₄	PHOX	кг НМЛОС-екв. / кг	0,01	[10]
Cd (с/г землі)	HTOX	кг C ₂ H ₃ Cl-екв. / кг	17900	[28]
CO	CLCH	кг CO ₂ -екв. / кг	1,57	[27]
CO	HTOX	кг PM _{2,5} -екв. / кг	0,001	[10]
CO ₂	CLCH	кг CO ₂ -екв. / кг	1	[27]
NH ₃	ACID	кг SO ₂ -екв. / кг	14,96	[10]
NH ₃	FEUT	кг PO ₄ -екв. / кг	0,35	[29]
NH ₃	FTOX	кг ТЕГ-екв. / кг	3,9	[28]
NH ₃	HTOX	кг PM _{2,5} -екв. / кг	0,121	[10]
NH ₃	TEUT	кг NO _x -екв. / кг	5	[29]
NH ₃	TTOX	кг ТЕГ-екв. / кг	9,8	[28]
NO _x	ACID	кг SO ₂ -екв. / кг	5,49	[10]
NO _x	FEUT	кг PO ₄ -екв. / кг	0,13	[29]
NO _x	TEUT	кг NO _x -екв. / кг	1	[29]
N _{зар.}	FEUT	кг PO ₄ -екв. / кг	0,42	[29]
SO ₂	ACID	кг SO ₂ -екв. / кг	1	[10]
SO ₂	HTOX	кг PM _{2,5} -екв. / кг	0,078	[10]
N ₂ O	CLCH	кг CO ₂ -екв. / кг	156	[27]
NO ₃ .N	FEUT	кг PO ₄ -екв. / кг	0,42	[29]
NO _x	HTOX	кг PM _{2,5} -екв. / кг	0,127	[10]
P _{зар.}	FEUT	кг PO ₄ -екв. / кг	3,06	[29]
Завислі частки та пил	PART	кг PM _{2,5} -екв. / кг	0,157	[10]
НМЛОС	PHOX	кг НМЛОС-екв. / кг	1	[10]

¹органічні орні землі; ²триетиленгліколь

Таблица 3

Індикатори підкатегорій впливу

Варіант	1	2	3	4	5	6	7
Добрива, кг N/га	0	48	96	144	192	240	288
SC _{ACID}	9,96	8,63	8,62	9,48	10,82	12,86	15,18
SC _{AGRL}	5121	2204	1490	1242	1146	1144	1164
SC _{CLCH}	142,4	142,3	149,6	168,8	195,6	234,5	278,8
SC _{ERES}	2122	1332	1161	1179	1272	1445	1650
SC _{FEUT}	0,254	0,230	0,232	0,326	0,693	2,004	3,306
SC _{HTOX} ^{Cd}	0,000	0,956	1,291	1,615	1,985	2,477	3,026
SC _{FTOX}	0,0023	0,0023	0,0023	0,0023	0,0023	0,0023	0,0023
SC _{HTOX}	0,2732	0,1678	0,1431	0,1427	0,1518	0,1708	0,1932
SC _{MRES} ^{K₂O}	5,848	5,965	5,953	5,948	5,945	5,975	6,028
SC _{MRES} ^{P₂O₅}	10,33	11,16	11,00	10,95	10,95	11,24	11,74
SC _{PART}	0,0306	0,0154	0,0115	0,0102	0,0097	0,0097	0,0099
SC _{RHOX}	0,014	0,007	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
SC _{TEUT}	1,673	2,052	2,262	2,613	3,076	3,733	4,475
SC _{TTOX}	0,000	2,401	3,244	4,057	4,988	6,223	7,605

ку продовження розрахунків, з отриманням єдиного показника, наявними коефіцієнтами нормалізації та їх одиницями вимірювання.

6.3. Індекс шкідливості продукту

Індикатори підкатегорій впливу отримані за формулою (2) на основі даних представлених у табл. 1 і табл. 2. Результати розрахунків наведені у табл. 3.

На даному етапі можна представити профілі ОВЖЦ по під категоріям впливу для різних варіантів оцінюваної продукційної системи, наприклад, як показано на рис. 9.

Для отримання індикаторів категорій впливу використані наступні коефіцієнти нормалізації (для Євро-союзу) [10, 25, 28, 30]:

- ACID – 2.84·10¹⁰ кг SO₂–екв.,
- AGRL – 1.49·10¹² м² ООЗ–екв.,
- CLCH – 4.49·10¹² кг CO₂–екв.,
- ERES – 9.91·10¹³ МДж,
- FEUT – 6.38·10⁹ кг PO₄–екв.,
- FTOX – 1.38·10¹⁰ кг ТЕГ–екв.,
- HTOX – 3.07·10⁹ кг PM_{2.5}–екв. й 2.44·10⁹ кг C₂H₃Cl–екв. (по Cd),
- MRES – 5.71·10⁹ кг K₂O–екв. й 6.07·10⁹ кг P₂O₅–екв.,
- PART – 7.23·10⁸ кг PM_{2.5}–екв.,
- RHOX – 2.82·10¹⁰ кг НМЛОС–екв.,
- TEUT – 4.52·10¹⁰ кг NOX–екв.,
- TTOX – 3.47·10¹⁰ кг ТЕГ–екв.

За формулою (3) отримуємо значення індикаторів категорій впливу (див.табл. 4):

Аналогічно можна представити профілі ОВЖЦ для рівня категорій впливу (рис. 10). Розрахунок індикаторів категорій захисту проводиться з використанням коефіцієнтів зважування категорій впливу за формулою (4) (див. рис. 8) з врахуванням виключення категорії «Виснаження озонного шару». У табл. 5 й на рис. 11 представлені результати розрахунків. Подальше агрегування за формулою (5) дозволяє отримати єдину оцінку варіантів продукційної системи (табл. 6).

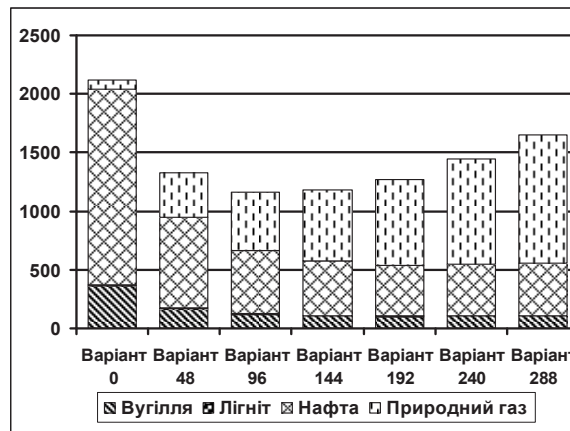


Рис. 9. Профіль ОВЖЦ «Виснаження невідновлюваних енергетичних ресурсів»

Таблица 4

Індикатори категорій впливу ($\cdot 10^{11}$)

Варіант	1	2	3	4	5	6	7
Добрива, кг N/га	0	48	96	144	192	240	288
C_{ACD}	35,07	30,39	30,34	33,37	38,11	45,28	53,45
C_{CLM}	3,17	3,17	3,33	3,76	4,36	5,22	6,21
C_{LND}	343,69	147,90	100,02	83,38	76,90	76,76	78,11
C_{PCS}	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
C_{RES}	274,74	289,69	286,70	285,77	285,82	291,19	300,62
C_{SBS}	13,13	7,59	6,25	6,06	6,29	6,91	7,66
C_{TEU}	3,70	4,54	5,00	5,78	6,81	8,26	9,90
C_{TOX}	0,00	6,92	9,35	11,69	14,38	17,93	21,92
C_{WEU}	3,98	3,61	3,63	5,11	10,86	31,40	51,81

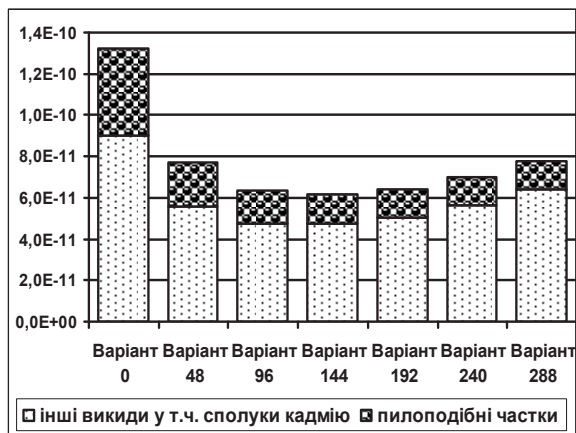


Рисунок 10. Профіль ОВЖЦ «Вплив викидів на здоров'я людини»

Таблица 5

Індикатори категорій захисту

Варіант	1	2	3	4	5	6	7
Добрива, кг N/га	0	48	96	144	192	240	288
Здоров'я	1,01	0,59	0,48	0,47	0,49	0,53	0,59
Еко-системи	46,31	22,61	17,03	15,74	16,30	19,37	22,76
Клімат	0,66	0,66	0,70	0,79	0,91	1,10	1,30
Ресурси	40,83	43,05	42,61	42,47	42,48	43,28	44,68

Порівняти результати отримані на останньому етапі з одержаними у [25] неможливо, оскільки автори провели агрегування у два індекси, виснаження ресурсів (RDI) та впливу на екосистеми (EcoX), а також не був включений у розгляд вплив викидів на здоров'я людини у явному вигляді. Результати отримані на попередніх етапах є тотожними для відповідних підкатегорій впливу, але тільки якщо для розрахунків засто-

совувати характеристичні коефіцієнти і коефіцієнти нормалізації наведені у [6].

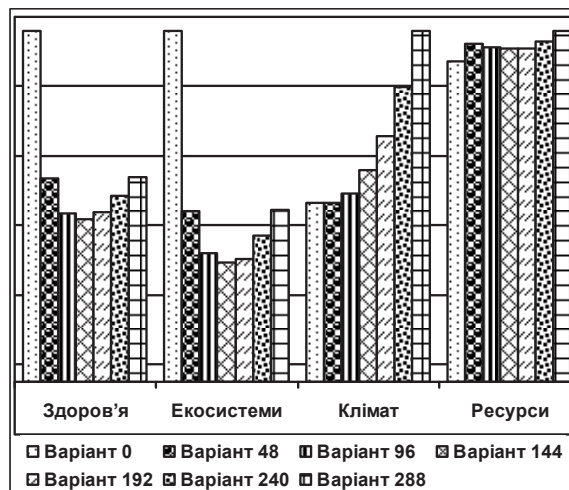


Рисунок 11. Профіль ОВЖЦ за категоріями захисту

Таблица 6

Індикатори категорій захисту

Варіант	1	2	3	4	5	6	7
Добрива, кг N/га	0	48	96	144	192	240	288
DIP	88,8	66,9	60,8	59,5	60,2	64,3	69,3
Рейтинг DIP	7	5	3	1	2	4	6
RDI [25]	2,27	2,38	2,36	2,36	2,36	2,39	2,45
Рейтинг RDI	1	5	4	2	3	6	7
EcoX [25]	0,33	0,19	0,16	0,17	0,22	0,38	0,55
Рейтинг EcoX	5	3	2	1	4	6	7

Згідно значень DIP наведених у табл. 6 найкращим варіантом оцінюваної продукційної системи виявився №4 з використанням 144 кг N/га, що не суперечить результатам отриманим у [25]. Індекс DIP у даному випадку одночасно враховував і виснаження ресурсів, і вплив на екосистеми, й додатково включав оцінку впливу викидів на здоров'я людини. Внесок категорії захисту «Здоров'я» у загальне значення індексу на порядок менше ніж таких категорій як «Ресурси» й «Екосистеми», але не варто нею нехтувати у розрахунках для продукційних систем цієї й суміжних галузей виробництва, хоча звісно це залежить від мети дослідження й сфери застосування результатів ОВЖЦ.

7. Висновки

У статті запропоновано модель оцінювання впливу продукційної системи на виснаження ресурсів, здоров'я людини, зміну клімату й екосистеми та методику розрахунку індексу шкідливості продукту. Розроблений індекс шкідливості продукту є інтегральним показником екологічності продукційної системи й базується на використанні концепції мислення життєвого циклу. Запропонована модель ОВЖЦ відрізняється від існуючих аналогів насиченістю, комплексністю оцінювання та адаптивністю.

З метою підвищення точності розрахунків та адекватності результатів, подальші дослідження у цьому напрямку необхідно присвятити одержанню національних характеристичних коефіцієнтів, зокрема для таких підкатегорій впливу, які стосуються виснаження ресурсів, стану, змін та навантаження на екосистеми, здоров'я людини, а також національних коефіцієнтів нормалізації. Отримання цих даних є критичним для проведення ОВЖЦ продукційних систем в Україні, оскільки використання середньоєвропейських, а тим більше середньосвітових, коефіцієнтів спотворюють отримувані результати, особливо якщо врахувати техногенне й радіаційне забруднення території України, стан здоров'я населення, які значно відрізняються від середньоєвропейських.

Результати дослідження можуть бути використані розробниками продуктів та послуг при прийнятті проектних рішень, аудиторськими групами для екологічного аудитування, експертного оглядання досліджування ОЖЦ, для покращення екологічних характеристик оцінюваних продукційних систем.

Література

1. ДСТУ ISO 14040:2004. Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Принципи та структура (ISO 14040:1997, IDT) / В. Лозанський. – Офіц. вид. – К.: Держспоживстандарт України, 2005. – IV, 10с. – (Національний стандарт України).
2. ДСТУ ISO 14041:2004. Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Визначення цілі і сфери застосування та аналізування інвентаризації (ISO 14041:1999, IDT) / В. Лозанський, В. Мироненко. – Офіц. вид. – К.: Держспоживстандарт України, 2006. – IV, 20с. – (Національний стандарт України).
3. Європейська комісія. ОЖЦ: інструменти, функції та дані: [Електрон. ресурс]. – Режим доступу: – <http://lca.jrc.ec.europa.eu/>
4. Hauschild M., Jeswiet J., Alting L. From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives // CIRP Annals – Manufacturing Technology, 54(2), 1 (2005).
5. Gonzalez B., Adenso-Diaz B., Gonzalez-Torre P.L. A fuzzy logic approach for the impact assessment in LCA // Res. Cons. Rec., 37, 61 (2002).
6. Brentrup F., Küsters J., Kuhlmann H., Lammel J. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production // Europ. J. Agronomy, 20, 247 (2004).
7. Goedkoop M., Schryver A.D. and Oele M. Introduction to LCA with SimaPro 7. – PRé Consultants Report 4.2 (2008).
8. Dreyer L.C., Niemann A.L., and Hauschild M.Z. Comparison of three different LCIA methods: EDIP 97, CML 2001 and Eco-indicator 99. Does it matter which one you choose? // Int. J. LCA, 8(4), 191 (2003).
9. Renou S., Thomas J.S., Aoustin E., Pons M.N. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA // J. Cleaner Prod., 16(10), 1098(2008)
10. Goedkoop M. and Spriensma R. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. 3rd Edition. – PRé Consultants B.V. (2001).
11. Hofstetter P. et al. The Mixing triangle: Correlation and Graphical Decision Support for LCA-based Comparisons // J. Ind. Ecology, 3(4), 97 (2000).
12. Steen B. A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics. – Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning. CPM report No. 4 (1999).
13. Frischknecht R. et al. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Data v2.0. Ecoinvent report No. 3. – Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland (2007).
14. Jolliet O. et al. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology // Int. J. LCA, 8(6), 324 (2003).
15. Hauschild M. and Potting J. Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP 2003 methodology. – Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, (2004).
16. Bare J., Gloria T. and Norris G. Development of the Method and U.S. Normalization Database for Life Cycle Impact Assessment and Sustainability Metrics // Envir. Sc. Tech., 40(16), 5108 (2006).
17. Itsubo N. et al. Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis // Int. J. LCA, 9(3), 196 (2004).
18. Всеукраїнська громадська організація «Жива планета»: [Електрон. ресурс]. – Режим доступу: <http://eco-label.org.ua/>
19. Pennington D.W. et al. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice // Env. Int. J., 30, 721 (2004).

20. Daniel S.E., Tsoulfas G.T., Pappis C.P., Rachaniotis N.P. Aggregating and evaluating the results of different Environmental Impact Assessment methods // Ecol. Ind., 4, 125(2004).
21. Kara S., Manmek S., Kaebnick H. An Integrated Methodology to Estimate the External Environmental Costs of Products // CIRP Annals, 56(1), 9 (2007).
22. Khan F.I., Sadiq R., Veitch B. Life cycle iNdeX (LInX): a new indexing procedure for process and product design and decision-making // J. Cleaner Prod., 12, 59 (2004).
23. Soares S.R., Toffoletto L., Desche L. Development of weighting factors in the context of LCIA // J. Cleaner Prod., 14, 649 (2006).
24. Humbert S., Margni M., Jolliet O. IMPACT 2002+: User Guide. Draft for version 2.1 [Electron. resource] // Risk Science Center of University of Michigan. – Access link: <http://www.sph.umich.edu/riskcenter>
25. Brentrup F. et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology: II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems // Europ. J. Agronomy, (20), 265 (2004).
26. Frischknecht et al. (2003). Ecoinvent Database: [Electron. resource]. – Access link: <http://www.ecoinvent.ch>
27. Climate Change 2001: The Scientific Basis [Electron. resource] // Intergovernmental Panel on Climate Change, UNEP, WMO. – Access link: http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm
28. Humbert S., Margni M. and Jolliet O. IMPACT 2002+ – Methodology Description (2005) [Electron. resource] // Risk Science Center of University of Michigan. – Access link: <http://www.sph.umich.edu/riskcenter>
29. CML 2002 v2.6: Impact Assessment: [Electron. resource]. – Access link: http://www.cml.leiden.edu/characterisation_factors/juli2002.xls
30. Sleeswijk A.W. et al. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000 // Sc. Tot. Env., 390, 227 (2008)

УДК 629.4.067.3:629.4.027.11

СТАТИСТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ТЕЛЕМЕТРИЧЕСКИХ СИГНАЛОВ БУКС

В.М. Петухов

Аспирант, старший преподаватель

Кафедра «Вагоны»

Украинская государственная академия железнодорожного
транспорта

пл.Фейербаха, 7, г.Харьков, Украина

Контактный телефон: (057) 730-10-35

e-mail: petuhowad@rambler.ru

Приводятся и анализируются тепловые статистические характеристики роликовых букс грузовых вагонов, такие как одномерные функции распределения амплитудных значений сигналов нормально греющихся и перегретых букс; двумерные и многомерные функции распределения амплитудных значений сигналов двух (или нескольких) букс вагона; вероятности появления сигналов от нормально греющихся и перегретых букс

Введение

Технология непосредственного контроля и диагностики буксовых узлов с помощью бортовых диагностических станций (БДС) призвана обеспечить раннее обнаружение и предупреждение о неисправностях букс [1].

Автоматическое распознавание неисправных букс осуществляется на основе анализа и обработки

по определенным алгоритмам характеристик телеметрических сигналов, поступающих от буксовых узлов.

Эти сигналы являются результатом преобразования температуры букс в цифровую форму. Изучение статистических характеристик телеметрических сигналов от букс имеет первостепенное значение при разработке методов и технических средств автоматического обнаружения аварийных букс.