

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ВПЛИВІВ НЕБЕЗПЕЧНИХ РЕЧОВИН

Петрук Р.В.¹, Петрук Г.Д.², Костюк В.В.¹

¹Інститут екологічної безпеки та моніторингу довкілля
Вінницького національного технічного університету
вул. Хмельницьке шосе 95, 21021, м. Вінниця
kostyukv88@gmail.com

²Вінницький державний педагогічний університет
вул. Острозького 32, 21100, м. Вінниця

Проведено аналіз методів розрахунків екологічних ризиків та запропоновано нову методику спрощених розрахунків екологічних ризиків, що дозволить більш ефективно аналізувати екологічні загрози. *Ключові слова:* екологічні ризики, екотокс, розрахунок рівнів загроз, розподіл рівноваги.

Анализ методов оценки экологических рисков воздействия опасных веществ. Петрук Р.В., Петрук Г.Д., Костюк В.В. В работе проведен анализ существующих методов расчетов экологических рисков и предложена новая методика упрощенных расчетов екорисков, что позволит более эффективно анализировать существующие экологические угрозы. *Ключевые слова:* экологические риски, экотокс, расчет уровней угроз, распределение равновесия.

Analysis of methods of evaluation of environmental risks of effects of dangerous substances. Petruk R., Petruk G., Kostyuk V. The paper analyzes the existing methods of calculating environmental risks, and proposes a new method for simplified calculations of environmental risk, which will allow more efficiently analyze existing environmental threats. *Key words:* ecological risks, ecotoxicology, calculation of threat levels, distribution of equilibrium.

Постановка проблеми. На сучасному етапі сучасного розвитку суспільства людство вирішує екологічні проблеми за принципом «реагування та виправлення». Така концепція є досить примітивною й обмежує максимальні результати. Більш прогресивною є концепція «передбачення та попередження» екологічних проблем, але, на жаль, вона потребує потужного системного аналізу ризиків. Методології дослідження та розрахунку ризиків сьогодні є занадто складними, тому малоефективним. Складність методик зумовлює неможливість використання, оскільки для визначення елементарних ризиків докільку чи здоров'ю людини варто проводити складні наукові дослідження з використанням великого обсягу статистичних даних, хоча іноді більш ефективним може бути приблизний розрахунок значень ризиків. На жаль, сьогодні майже немає методик спрощених розрахунків ризиків, тому дослідження та розробка є досить актуальним завданням.

Для оцінки ймовірності реалізації загрози чи ризику використовують різні закони та складники теорії ймовірності, проте велика частина подій не може бути розглянута складниками теорії ймовірності. Це, як правило, події одиничні та неповторювані. Вони носять невизначений характер і належать до категорії «може відбутися, а може й не відбутися», до них поняття та методи теорії ймовірності не належать, тому є застосовуваними мало [1].

Під час виконання певного переліку умов a подія A має ймовірність p зводиться до пізнавального значення, оскільки воно вказує на наявність своєрідного зв'язку між комплексом умов a та подією A . Цей зв'язок чи залежність приймається як гіпотеза в теорії ризиків.

Наукове завдання дослідження ризиків полягає у виявленні цього зв'язку. Йому присвячено багато досліджень, однак вона є ще не вирішеною.

Ймовірність випадкової події A називається відношенням подій, із яких складається A (тобто числа m), до всіх можливих елементарних подій (тобто числа n). Ймовірність випадкової події A позначається умовно символом $P(A)$ і визначається так :

$$P(A) = m/n.$$

На жаль, в екології таке визначення ймовірності реалізації загрози не використовується, оскільки воно стосується рівноймовірнісних елементарних подій (наприклад випадіння кульки одного кольору тощо). Оскільки ймовірності реалізації екологічних загроз різні, то варто використовувати інші шляхи розрахунку, які б уміщували більше факторів реалізації події, а тому мають більш складну залежність, проте класичне визначення ймовірності допомагає в розумінні поняття «ризик».

Відповідно до *теорему складання (суми) ймовірностей*, коли декілька подій окремо (B, C і т. д.)

призводять до реалізації події A , то отримаємо суму ймовірностей настання кожної з подій:

$$P(A) = P(B) + P(C).$$

Для екологічних ризиків ця теорема може бути використана під час розрахунку настання аварії у разі відмови обладнання B , C тощо чи розрахунку екологічного ризику отруєння токсикантами B , C . Знову ж таки варто знати часткові ймовірності настання подій B , C .

Судячи з визначення ризику реалізації загрози, можна зробити математичне визначення протилежному поняттю «безпеки» (\bar{A}), коли:

$$P(\bar{A}) = 1 - P(A).$$

Для встановлення залежностей між причиною та наслідком події в екології можна використовувати формулу Байєса:

$$P(A|B) = \frac{P(B|A) \cdot P(A)}{P(B)}$$

де $P(A)$ – апіорна ймовірність гіпотези A (роз'яснення термінології далі), $P(A|B)$ – ймовірність гіпотези A під час настання події B (апостеріорна ймовірність), $P(B|A)$ – ймовірність настання події B за істинності гіпотези A , $P(B)$ – повна ймовірність настання події B .

Формула Байєса дозволяє «переставити причину і наслідок»: за відомим фактом події обчислити вірогідність того, що вона була викликана цієї причиною.

Події, що відображають дію «причин», називають *гіпотезами*, оскільки вони є передбачуваними подіями, що їх спричинили. Безумовну ймовірність справедливості гіпотези називають *апіорною* (наскільки ймовірна причина взагалі), а умовну – з урахуванням факту події – *апостеріорною* (наскільки ймовірна причина виявилася з урахуванням даних про подію).

Приклад: Подія B – в баку немає бензину, подія A – машина не заводиться. Зауважимо, що ймовірність $P(A|B)$ того, що машина не заведеться, якщо в баку немає бензину, дорівнює одиниці. Так, ймовірність $P(B)$ того, що в баку немає бензину, дорівнює добутку ймовірності $P(A)$ того, що машина не заводиться, на ймовірність $P(B|A)$ того, що причиною події A стала саме відсутність бензину (подія B), а не, наприклад, розряджений акумулятор.

Як бачимо, ця теорія може бути використана, але за умов наявності даних усіх перерахованих ймовірностей, для підрахунку яких знову ж таки треба володіти статистичною інформацією [2].

Зрозумілим стає те, що ця теорія має багато недоліків за спрощених розрахунків ризиків.

Для розрахунку ризиків варто вводити нові величини попереднього розрахунку. При цьому для розрахунку ризику настання небажаної події варто оперувати певними вихідними значеннями. Для екологічних систем, пов'язаних із хімічними речовинами, викидами, скидами і т.д., можна як основну

базову одиницю використовувати кратність перевищення ГДК i -тої хімічної речовини ($C_{\text{відн}}$):

$$C_{\text{відн}} = \frac{C_{\text{хім.реч}}}{ГДК_{\text{хім.реч}}}.$$

Оскільки на ймовірність настання ризику впливає також і об'єм (площа, маса і т. д.) речовини з n -кратним перевищенням ГДК, то його теж варто враховувати. Тобто може бути забруднена велика територія з незначним перевищенням ГДК і незначна територія з багатократним перевищенням концентрації. У цьому прикладі кратність перевищення не показує об'єктивно реальних ризиків для довкілля [6; 7].

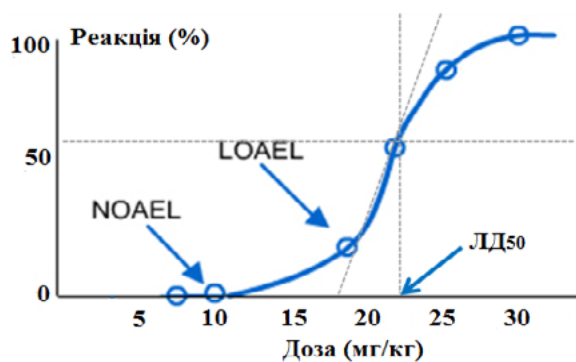


Рис. 1. Схематичне зображення відмінностей у концентраціях

В англійських країнах (зокрема США) для вимірювання ризиків часто використовують систему NOAEL [8; 9] (No observed adverse effect level), яка дозволяє розрахувати рівень концентрації шкідливої речовини, за якого не спостерігається жодних ефектів. Цей рівень може бути використаний у процесі встановлення відносин «доза – реакція», що є фундаментальним кроком у більшості методологій оцінки ризиків. Також використовують систему значень LOAEL, що показує найнижчий рівень впливу чи концентрації речовин, за яких спостерігаються первинні реакції. Як правило, вони значно нижчі за LD₅₀ та за LD₃₀.

Як відомо, значення LD₅₀ використовуються за умов розрахунку ГДК, що містить певну невідповідність. LD₅₀ установлює межу гибелі 50 відсотків піддослідних організмів, а ГДК, що розраховується з неї, показує безпечну для людини межу. Для виявлення безпечної для людини межі більш доцільно використовувати значення NOAEL.

Натепер у Західноєвропейських країнах відмовляються від концепції ГДК із переходом до концепції ГДЕН (гранично допустимого екологічного навантаження), що враховує вплив на людину не окремих факторів, а сукупності, тобто враховує ефект сумачії.

Також використовують такі одиниці вимірювання відношення «доза – ефект». Оскільки наведені нижче одиниці не мають україномовного аналогу, то вони наводяться мовою оригіналу (англ.):

1) T25. Потужність хронічної дози, яка дасть 25% пухлин тварин у конкретній тканині протягом усього життя. Визначення проводять на теплокровних тваринах. Цей вид доз використовується для визначення канцерогенності хімічних речовин чи фізичних факторів;

2) BMD10. Хронічна дозова оцінка, яка припускає, що 10% тварин будуть мати пухлини у конкретній тканині протягом життя.

Одиниці вимірювання T25 та BMD10 – мг/кг ваги /добу. Вони можуть бути використані для обчислення виведеного мінімального рівня експозиції, від якого рівень забруднення канцерогенів стає допустимим. Використовується лише для тварин, хоча вказані концентрації будуть мати приблизно схожі ефекти і в людському організмі;

3) EC50 (median effective concentration – середня ефективна концентрація) – це концентрація досліджуваної речовини, що призводить до 50-відсоткового скорочення росту водоростей (EbC50) або швидкості росту водоростей (ErC50). Їх часто отримують під час досліджень водного окиснення. Одиниці вимірювання EC50 – мг/л. Значення EC50 часто використовуються для класифікації гострої екологічної небезпеки водних об'єктів та розрахунку прогнозованої концентрації;

4) NOEC (No observed effect concentration). Концентрація, за якої відсутній спостережуваний ефект, є та, що міститься в складнику довкілля (вода, ґрунт тощо), нижче якої не буде спостерігатися неприйнятний ефект. Вона, як правило, отримується з хронічних досліджень токсичності води та досліджень наземної токсичності. Одиниці вимірювання NOEC – мг/л. Перевищення значень NOEC часто використовуються для класифікації небезпечних для навколишнього середовища факторів та для розрахунку прогнозованої концентрації без спостережень ефектів;

5) DT50 (degradation time). Період напіввиведення (DT50) визначається як час, протягом якого кількість небезпечної сполуки зменшується наполовину через розкладання у компонентах навколишнього середовища (вода, ґрунт, повітря тощо). Він використовується для вимірювання стійкості речовини. Одиниці вимірювання – дні. DT50 часто використовується для моделювання впливу на навколишнє середовище, щоб прогнозувати концентрацію речовини у компонентах довкілля протягом тривалого періоду часу.

Жодна з наведених характеристик хімічних речовин в Україні нормативно не закріплена, проте для визначення екотоксикологічних параметрів використовується лише ГДК, що розраховується з пере-рахунку LD_{50} .

Крім наведених параметрів, є низка інших, які регламентують характеристики речовин та вплив на шкіру, водні організми, ґрунтові організми тощо.

Кількісна оцінка ризиків. Для чітких і зрозумілих значень ризиків мають існувати прості формули

розрахунку. Таких формул є дуже багато і немає чіткої системи, які з них більш ефективні в певних ситуаціях.

Наведемо декілька основних методів для різних об'єктів довкілля:

1) *екотоксів* [10; 11] який використовується в пострадянських країнах. Він базується на порівнянні токсичності речовини (зокрема агрохімікатів) з показниками токсичності пестициду ДДТ (уважається таким, що дорівнює одиниці). Розраховується за виразом:

$$E = \frac{P \times N}{LD_{50}}, \quad (1)$$

де P – період напівзникнення речовини з навколишнього середовища, тижні, N – середня норма витрати препарату, кг/га, LD_{50} – середня смертельна доза за перорального надходження в організм щурів, мг/кг.

Загалом, ця формула досить удадо показує відносні токсикологічні параметри агрохімікатів, але не є універсальною і не може бути використана до деяких промислових відходів, до газів і т.д., тому потребує вдосконалення з унесенням певних поправочних коефіцієнтів для інших забруднювальних речовин і впливів. Недоліком використання методики еко-токсів є неможливість виявлення критичної межі впливу хімпрепарату;

2) *розподілу рівноваги* / Equilibrium Partitioning Method (EPM) для передбачення значень концентрації, що не викликає негативних наслідків (PNEC) [3–5].

За відсутності будь-яких екотоксикологічних даних для ґрунтових організмів, PNEC-ґрунт можна попередньо розраховувати з PNEC-води за допомогою методу рівноважного поділу (EPM). Цей метод може призвести до переоцінки або недооцінки токсичності та варто розглядати лише як метод для ідентифікації речовин, що потребують додаткових випробувань на ґрунтових організмах, тобто він дає розрахункову передбачувану оцінку токсичності з певною точністю.

При цьому EPM, як правило, не рекомендується використовувати для речовин, які можуть створювати потенціал для ґрунтових організмів (наприклад $\log K_{ow} / K_{oc} > 5$ та LC_{50} / EC_{50} до < 1 мг / л для водних видів).

Нижченаведена формула свідчить про те, як можна обчислити PNEC-ґрунт із PNEC-води, використовуючи метод розподілу рівноваги (EPM):

$$PNEC_{\text{ґрунт}} = \frac{K_{\text{ґрунт}} - \text{вода}}{\text{Щільність мокрого ґрунту}} PNEC_{\text{вода}} \cdot 1000.$$

Підставивши дані у цю формулу, вона дещо спрощується до такого вигляду:

$$PNEC_{\text{ґрунт}} = (0,1176 + 0,01764 \cdot K_{oc}) \cdot PNEC_{\text{вода}}.$$

де K_{oc} – коефіцієнт розподілу органічного вуглецю, виміряний або оцінений із логарифму K_{ow} .

Приклад розрахунку екотоксу

Назва гербіциду	ОДК у ґрунті, мг/кг	Концентрація після внесення, мг/кг	Період напівзникнення речовини з навколишнього середовища, тижні	Екологічна небезпека (E), екотокс
1. Гранстар голд	0,01	0,0035 мг/кг	4	72,8
2. Галера	0,1	0,0350 мг/кг	1,5	27,3
3. Мілагро	0,2	0,000125 мг/кг	1,5	0,04875

Вищенаведені методи розрахунку екоризиків складають лише малу частину від усіх методик. Підсумовуючи вищезазначене, можна зробити висновок про складність дійсних методик чисельних розрахунків. Крім того, значення ризиків від екологічно шкідливих впливів важко порівняти між собою через відсутність єдиного теоретичного підґрунтя, тому немає потреби рахувати точно ризики, які потім використовуються у вкрай вузькому колі наукових питань.

Наразі сформувався потреба у спрощеному методі розрахунків ризиків екологічних впливів, що дозволяє чисельно порівнювати хімічні впливи на різні об'єкти довкілля.

Метод розрахунків екологічних ризиків має вміщувати основні токсикологічні параметри виявленої в довкіллі хімічної речовини та показники самовільного (чи біологічного) розщеплення сполуки в певному середовищі. Основними токсикологічними параметрами, безумовно, має бути концентрація компонента та дійсний норматив чи допустима межа цього компонента в довкіллі. Як уже зазначалося вище, межею може бути ГДК, ЛД50 для різних піддослідних тварин, середня ефективна концентрація та інші. Для різних складників довкілля означені параметри можуть використовуватися різні, зокрема орієнтовну допустиму концентрацію в ґрунті чи максимальну допустиму концентрацію у воді. Для спрощених розрахунків варто використовувати величини, які є легкодоступними, наприклад ГДК речовини. Уникати токсикологічних параметрів речовин, які існують вибірково лише для деяких хімічних речовин, наприклад канцерогенність чи мутагенність.

Базисом для спрощених розрахунків нами пропонується використовувати методика екотоксів, запропоновану М.М Мельниковим [10], проте вона розрахована лише для ґрунтового середовища і порівнянь токсичності агрохімікатів. Під час доповнення і введення певних поправочних коефіцієнтів цю методику можна розширити для розрахунків екотоксичності у водному і ґрунтовому середовищі, в атмосфері тощо.

Для того, щоб одиниці розрахунку екотоксичності були безрозмірними, (а також для отримання даних екотоксів на певний проміжок часу (рік)) введено додатково поправочний коефіцієнт. Нижче запропоновано формулу спрощеного розрахунку екологічних ризиків (екотоксів):

$$E = 52 \frac{P * C}{ДК}, \quad (2)$$

де P – період напівзникнення хімічної речовини з довкілля за рахунок власного розкладання та біологічної деструкції мікроорганізмами, тваринами, рослинами і т.д. Одиниці вимірювання – тижні, C – концентрація хімічної речовини. Одиниці вимірювання такі: мг/кг для ґрунту, мг/дм³ для води, та мг/м³ для повітря; $ДК$ – допустима концентрація хімічної речовини. Одиниці вимірювання: мг/кг для ґрунту (орієнтовна допустима концентрація), мг/дм³ для води (максимальна допустима концентрація), мг/м³ – для повітря (ГДК населених місць), 52 – це кількість тижнів у році.

Ця методика під час доповнення дозволяє також урахувати поширення екотоксичності від точкового джерела хімічних компонентів. Для цього варто у формулу ввести:

- для водних об'єктів – дійсні математичні моделі розбавлення;
- для атмосфери – математичні моделі осідання, дифузії, вивітрювання;
- для ґрунтів – математичні моделі проникнення, просочування, вимивання з ґрунту.

Ця методика дозволяє враховувати ефект сумарної декількох хімічних речовин (впливів) на певній території:

$$\sum E = E1 + E2 + En.$$

Відповідно до цього рівняння, за наявності певної сукупності впливів екотокси додаються.

Наведемо приклад розрахунку екотоксу під час унесення пестицидів для захисту озимої пшениці (табл. 1).

У результаті розрахунку можна зробити очевидний висновок про те, що пестицид «Грандстар» найбільш небезпечний для довкілля серед представлених. На практиці цю інформацію можна використати для заміни цього пестициду на більш безпечний, який має менший період напівзникнення чи вищі параметри ГДК.

Ця методика дозволяє порівнювати екологічну небезпеку різних хімічних впливів на довкілля, проте вона не містить певних допустимих значень екотоксу, тобто немає безпечної межі перевищень токсичного впливу на навколишнє середовище. При цьому будь який вплив, навіть мінімальний, несе навантаження на об'єкти довкілля, порушуючи екологічні зв'язки під час знищення бактерій, грибків,

комах, водних організмів чи теплокровних тварин, проте цю методику можна використовувати для визначення найбільш небезпечних впливів із метою мінімізації та усунення.

Головні висновки. Кожна з методик розрахунків екологічних ризиків має певні недоліки, основними з яких є відсутність вихідних даних для розрахунків,

дороговизна, складність прикладних досліджень та експериментів. Проте запропонована методика спрощеного розрахунку екологічних ризиків дозволяє швидко й ефективно визначати відносну екологічну безпеку різних хімічних впливів на довкілля, що дозволяє підбирати оптимальні механізми мінімізації шкідливих впливів.

Література

1. Гнеденко Б.В. Курс теории вероятностей. (Изд. 6-е, перераб. и доп. Москва: Наука. Гл. ред. физ.-мат. лит., 1988).
2. Башкин В.Н. Экологические риски: расчет, управление, страхование. Учебное пособие. Москва: Высшая школа, 2007. 360 с.
3. Sornette D., Maillart T., Kroger W. Exploring the limits of safety analysis in complex technological systems / Risk Center, Zurich, 2013. <http://arxiv.org/pdf/1207.5674.pdf>.
4. May R. and McLean A. Theoretical Ecology. Principles and Applications / Oxford University Press Inc., New York. 2007. 268 p.
5. Gillman, M. An introduction to mathematical models in ecology and evolution: time and space / A John Wiley & Sons, Ltd., 2nd ed. 2009. 167 p.
6. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. Москва: Наука. Главная редакция физико-математической литературы, 1982. 320 с.
7. Авдин В.В. Математическое моделирование экосистем: Учебное пособие. Челябинск: Изд-во ЮУрГУ. 2004. 80 с.
8. Hayes K. R. Uncertainty and Uncertainty Analysis Methods. Final report for the Australian Centre of Excellence for Risk Analysis (ACERA) / CSIRO Division of Mathematics, Informatics and Statistics, Hobart, Australia. 2011. 130 p.
9. Plattner Th., Plapp T. and Hebel B. Integrating public risk perception into formal natural hazard risk assessment // Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 6, 471–483, 2006.
10. Мельников Н.Н. Пестициды. Химия, технология и применение. Москва: Химия. 1987. 712 с.
11. Мельников Н.Н. Пестициды. Химия, технология и применение. Москва: Химия. 1987. 712 с.