

## ДО КОНЦЕПЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ В УКРАЇНІ

© Орел Д.С., Мальований М.С., 2008

Процес оцінки впливу промислових підприємств на довкілля є одним з найважливіших етапів під час прийняття управлінських рішень в галузі охорони довкілля. Тому дуже важливо є застосовувати інструменти, які б найбільш правдиво, інформативно та обґрунтовано відображали інформацію про стан, процеси в довкіллі та ступінь впливу на нього. Небезпеко-орієнтований підхід, який зараз застосовується в Україні, дає змогу визначити лише потенційну небезпеку впливу на довкілля. Ризик-орієнтований підхід дає змогу оцінити імовірність виникнення в довкіллі несприятливих процесів та визначити, які заходи будуть найбільш доцільними, щоб уникнути цього. Цей підхід широко використовується в США та активно впроваджується в Європі та інших країнах світу. Розглядаються основні положення та хронологія оцінки екологічних ризиків за методикою, прийнятою Департаментом охорони навколишнього середовища США (US EPA), та особливості застосування цієї методики в Україні.

A process of estimation of impact of industrial enterprises on environment is one of the major stages during acceptance of administrative decisions in environmental protection policy. Therefore is very important to apply instruments which most true, informing and grounded represented information state and processes in environment and degree of influence on it. The hazard-oriented approach, which is presently used in Ukraine, allows to define only the potential danger of influence on environment. Risk-oriented approach allows to estimate probability of occurrence in the environment of unfavorable processes and define, what actions will be most effective, in order to avoid it. This approach is widely used in the USA and actively provided in Europe and other countries. In this article main ideas and chronology of environmental risk assessment methodology, accepted by USA Department of environmental protection (US EPA), are examined and features of application of this method in Ukraine.

**Постановка проблеми.** Як сьогодні, так і у подальші роки промисловість відіграє і відіграватиме визначну роль у відношенні до довкілля, як один із основних чинників впливу на нього. Політика контролю впливу промисловості на довкілля реалізовувалась довго як контроль викидів промислових об'єктів у різні його складові. Вважалося, що корегуючі технічні заходи «на кінці труби» цілком достатні для зменшення впливу на довкілля. Однак через певний період виявилось, що цього явно недостатньо для припинення прогресуючої деградації довкілля і необхідно розглядати вплив на довкілля усіх етапів виробництва, «життя» продукції та залишків після її «смерті». Ґрунтуючись на таких засадах, різні загальні цілі були сформульовані як програми для втілення ідеї збереження доброго стану довкілля. Однією з найбільш популярних є ідея «сталого розвитку» (sustainable development), яка покладена в основу стратегічного документа, прийнятого на Світовому Самміті у Ріо-де-Жанейро у 1992 році. У цьому документі проголошується, що процес розвитку людства і захист довкілля є невідокремлюваними процесами.

Сталий розвиток розуміється як розвиток, який задовольняє потреби сучасного покоління без нанесення шкоди майбутнім поколінням. Про сталий розвиток можна говорити, якщо брати до уваги три аспекти:

1. Економічний: нам необхідне економічне зростання для задоволення своїх матеріальних потреб.
2. Екологічний: нам необхідно мінімізувати руйнацію довкілля, його забруднення та виснаження природних ресурсів.
3. Соціальний: світові ресурси повинні бути розподілені більш справедливо між багатими та бідними.

При цьому «сталість» може бути досягнута лише тоді, коли є баланс між цими трьома елементами, а досягнення балансу потребує однакової уваги до кожного з елементів.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Сьогодні є два основні підходи, які застосовуються під час визначення впливу підприємств на довкілля: небезпеко-орієнтований, який ще інколи застосовується у країнах Європи і є єдиним підходом в Україні, та ризик-орієнтований, який застосовується в США та активно впроваджується у Європі та інших країнах світу [1].

Термін «небезпека» може бути визначений як «властивість параметрів довкілля, за певних обставин може заподіяти шкоду здоров'ю людини або іншим істотам». Термін «ризик» визначити дещо складніше. Коли йдеться про оцінку ризику, цей термін трактується як «комбінація імовірності або частоти виникнення певної небезпеки та величини наслідків цього виникнення».

Ризик-орієнтовний підхід намагається визначити дійсний ризик, який виникає в процесі забруднення довкілля, на відміну від потенційної небезпеки, яка може виникнути, а може й ні. Прикладом цього може бути підхід, який застосовується у поводженні з ґрунтами, які забруднені токсичними речовинами. Небезпеко-орієнтовним підходом буде ідентифікація забруднювальних речовин та вжиття відповідних заходів для зниження концентрацій цих речовин в ґрунтах до відповідних екологічних стандартів або норм (в Україні ці норми мають назву гранично допустимих концентрацій, скорочено – ГДК). Ризик-орієнтовний підхід розпочинається так само, з ідентифікації забруднювальних речовин. Рівень вжиття заходів для зниження концентрацій цих речовин в ґрунтах залежатиме від імовірності того, чи люди або інші істоти будуть контактувати з цими речовинами, а також, які можливі ефекти за умови цього контакту на такому рівні експозиції. Також береться до уваги, як ці ґрунти будуть в подальшому використовуватись та який ризик створюється за умови їх використання. Такий перехід від небезпеко- до ризик-орієнтовного підходу (або оцінки екологічного ризику) обумовлюється тим, що для більшості екологічних проблем не буває вирішень, які зводять ризик до нуля, і в деяких випадках намагання досягти «абсолютної безпеки» вимагає величезних затрат, в той час, коли досягнення екологічних стандартів інколи є не обов'язковим для забезпечення безпеки людини та довкілля.

Процес оцінки екологічного ризику за методологією, прийнятою Департаментом охорони навколишнього середовища США (US EPA), складається з 4-х етапів [2]:

1. Ідентифікація джерела небезпеки (шкідливого фактора) – етап оцінки ризику, який полягає у якісній характеристиці можливих несприятливих ефектів впливу на організм тих шкідливих факторів, які забруднюють довкілля в досліджуваному районі, і можуть бути потенційним джерелом небезпеки для здоров'я населення, що мешкає в цьому районі.

2. Оцінка експозиції – етап оцінки ризику, який полягає у визначенні того, якими шляхами, через які компоненти навколишнього середовища, на якому кількісному рівні (вираженому як концентрація в цьому компоненті та/або як доза), в який час, з якою періодичністю та загальною тривалістю існує реальний або прогнозований вплив конкретного шкідливого фактора на людську популяцію або її частину з врахуванням її чисельності.

3. Оцінка залежності «доза (концентрація) – відгук» – етап оцінки ризику, який полягає у встановленні або прогнозуванні зв'язку між дозою чи концентрацією шкідливого фактора та відносною кількістю індивідумів з кількісно визначеною ознакою якісно визначеного несприятливого ефекту.

4. Характеристика ризику – завершальний етап оцінки ризику, на якому синтезуються дані трьох попередніх етапів та пов'язані з ними невизначеності для обґрунтування висновків в кількісній, напівкількісній або описовій формах.

**Мета роботи** – докладніше розібрати кожен з етапів оцінки екологічного ризику та з'ясувати передумови застосування її в Україні.

Ідентифікація джерела небезпеки (шкідливого фактора) для здоров'я людини полягає в оцінці того, чи досліджуваний забруднювач здатний негативно впливати на людину. Процес оцінки полягає у визначенні характеру та природи очікуваної негативної дії. Етап ідентифікації спирається на теоретичну, експериментальну та клінічну бази токсикологічної науки. Важливість цього етапу полягає у тому, що лише на його основі можна визначити ті ефекти шкідливої дії на організм, щодо яких далі оцінюватиметься залежність «доза — відгук» та буде даватись завершальна характеристика ризику. Разом з тим, як правило, ставиться завдання вибрати з цих ефектів лімітуючі — той або ті, за якими оцінка ризику найбільш актуальна, з урахуванням не лише порівняльної шкідливості і/чи індивідуальної і соціальної значущості ефектів, але і того, які з них можливі для найнижчих рівнів експозиції. Слід враховувати, що оцінка ризику необхідна передусім у високоіндустріалізованих зонах, де викиди, стоки та відходи безлічі підприємств забруднюють довкілля різними шкідливими речовинами. В Україні поки що важко забезпечити адекватну якість оцінки ризику в таких широких масштабах. З іншого боку, для більшої частини цих забруднювачів в Україні розвинена система досить консервативних гігієнічних стандартів забруднення різних компонентів навколишнього середовища (ГДК, орієнтовно-безпечні рівні впливу – ОБРВ). Тому в конкретних умовах ті забруднювачі, концентрації яких значною мірою нижчі за ці стандарти, можуть бути без побоювання виключені з подальшого розгляду як такі, що не являють собою ризику. У цих умовах доцільно сконцентрувати увагу, наявні знання та можливі витрати на тих забруднювачах довкілля, від яких можна чекати передбачених шкідливих ефектів для здоров'я населення, і саме для них давати оцінку ризику (з подальшим порівнянням цих ризиків).

На етапі оцінки експозиції необхідно оцінити, якими шляхами та через які середовища, на якому кількісному рівні, в який час та за якої тривалості відбувається реальний чи очікуваний шкідливий вплив, а також чисельність популяції, яка потрапляє в зону цього впливу чи для якої він імовірний. Оцінка дії ґрунтується на даних моніторингу та модельних розрахунках. Основним показником є доза шкідливої речовини, яка потрапляє в організм різними шляхами (інгаляційним, пероральним, через шкіру). Під час оцінки експозиції необхідно враховувати віковий склад населення – діти та дорослі, для яких відмінність дози можуть бути пов'язані і з більш високим споживанням повітря, води та їжі в розрахунку на одиницю маси тіла, і з різними раціонами харчування, та особливо в дітей дошкільного та молодшого шкільного віку – перорального шляху експозиції через руки, забруднені землею, що може містити токсичні речовини. Чисельність експонованої популяції не входить у розрахунок дози, проте є одним з найважливіших факторів для вирішення питання про пріоритетність природоохоронних заходів, які виникають в процесі використання результатів оцінки ризику з метою «управління ризиком».

В ідеальному варіанті оцінка експозиції спирається на фактичні дані моніторингу забруднення різних компонентів довкілля. Проте досить часто цей підхід вимагає значних затрат коштів. Крім того, він не дає змоги оцінити зв'язок забруднення з конкретним його джерелом (що є необхідним, коли один і той самий забруднювач викидається різними джерелами, а ставиться питання про оцінку ризику, який створюється одним з них), і є недостатнім для прогнозування майбутньої експозиції, коли даних реального моніторингу може ще не бути. Тому здебільшого використовують різні моделі розсіювання атмосферних викидів, дифузії та розбавленні забруднювачів у воді тощо. Серйозною проблемою є не тільки вибір найбільш адекватної моделі, але і надійність інвентаризації промислових викидів в атмосферу та промислових стоків, що є вихідною інформацією для модельних розрахунків концентрацій шкідливих речовин у повітрі та воді. В Україні для оцінки експозиції використовують переважно модельні розрахунки, зокрема для встановлення гранично допустимих викидів для промислових підприємств застосовується «Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий» (ОНД-86), розроблена Держкомгідрометом СРСР у 1986 році. На основі цієї методики розроблено багато комп'ютерних програм («ЕОЛ-2000», «Еол-плюс»), які затверджені Мінприроди України та є обов'язковими для використання під час розроблення

нормативно-дозвільної документації для підприємств. Ці програми можуть бути використані для оцінки експозиції екологічного ризику.

Оцінка залежності «доза (концентрація) – відгук» полягає у пошуку кількісних закономірностей, що зв'язують отримувану дозу речовини з поширеністю того або іншого несприятливого (для здоров'я) ефекту, тобто з ймовірністю його розвитку. Закономірності «доза (концентрація) — відгук» найчастіше виявляються в токсикологічних експериментах. Як відомо, екстраполяція їх з групи тварин на людську популяцію пов'язана з великою кількістю невизначеностей. Залежності «доза — відгук», обґрунтовані епідеміологічними даними, можуть бути більш надійними, але і вони мають свої джерела невизначеності. Наприклад, для побудови деякої епідеміологічної залежності відповіді від високих рівнів експозиції (насамперед виробничої), її екстраполяція на діапазон менш високих рівнів може виявитися помилковою і залежить від довільного вибору математичної моделі. Проте епідеміологічне обґрунтування залежності «доза — відгук» обґрунтовано визнається надійнішим, ніж експериментальне.

Для неканцерогенних токсичних речовин US EPA виходить з концепції пороговості дії і визнає за можливе встановити так звану референтну дозу (RfD) або референтну концентрацію (RfC), дія яких на людську популяцію, включаючи її чутливі підгрупи, не створює ризику розвитку будь-яких відчутних шкідливих ефектів протягом усього періоду життя. Зазвичай RfD виражається в мг/кг/день, RfC – в мг/м<sup>3</sup>.

Аналіз наявної експериментально-токсикологічної інформації про залежність «відгук – доза» зводиться до знаходження найвищого рівня дози (експозиції), за якого ще може бути достатньо переконливо показана відсутність статистично та біологічно значущих шкідливих ефектів. Цей рівень називається NOAEL (no observed adverse effect level — рівень, за якого немає спостережуваних несприятливих ефектів). Критичним (тобто лімітуючим) ефектом приймається той, для якого знайдено найменше значення NOAEL. За відсутності надійних даних для оцінки цієї величини як її сурогат може бути використаний LOAEL (lowest observed adverse effect level) — мінімальний рівень експериментальної експозиції, за якої ще спостерігався біологічно і статистично значущий несприятливий ефект.

Очевидна принципова схожість цих понять з поняттями "недіючої" та "порогової" дози або концентрації, прийнятих у вітчизняній системі встановлення ГДК. Загальним для обох методологій недоліком є невизначеність ймовірності величин, що приймаються. Тому цілком реально, що доза, встановлена як NOAEL, розглядалася б для тієї самої речовини як діюча (надпорогова) або порогова з позицій вітчизняної методології обґрунтування ГДК.

В процесі переходу від NOAEL до RfD або RfC вводиться багато знижувальних коефіцієнтів (що за своєю суттю мають те саме призначення, що і прийняті у вітчизняній гігієнічній токсикології так звані коефіцієнти запасу).

Залежності «доза — відгук», знайдені на основі аналізу результатів епідеміологічних досліджень, можуть не обмежуватися згаданим вище знаходженням LOAEL. В ідеалі вони виражаються як рівняння регресії, зв'язуючи дозу (концентрацію) токсичної речовини з очікуваною частотою того або іншого порушення здоров'я, характерного для ефектів дії цієї речовини, або з частотою госпіталізації з приводу певного захворювання, або із смертністю тощо. Подібного роду підхід до цього етапу оцінки ризику добре розроблений для таких забруднювачів довкілля, як свинець, суспендовані (завислі) тверді частинки, сірчистий ангідрид, озон, діоксид азоту, але цілком можливе і розширення його на інші забруднювачі.

Заключним етапом оцінки ризику є характеристика ризику, метою якої є синтез усіх результатів оцінки ризику і формулювання висновків, які передаються особі або організації, що ухвалює рішення у сфері екологічної політики. На цьому етапі оригінальною методологією US EPA вимагається також підсумувати та охарактеризувати усі невизначеності кожного з попередніх етапів оцінки ризику, повідомивши про них особу, що ухвалює управлінські рішення, і громадськість. Саме велика кількість таких невизначеностей і недостатня обґрунтованість допущень, що приймаються для їх обліку, викликають найбільшу критику всієї системи оцінки ризику, якій вона піддається в самих США. Як відомо, практично ті ж невизначеності властиві і

величинам ГДК, що приймаються в Україні. Проте в Україні після обговорення вузьким кругом експертів величини ГДК встановлюються як обов'язкові нормативи і інформація про невизначеності не доводиться до відома користувачів цими нормативами.

Форма характеристики ризику може бути різною: від чисто описової до напівкількісної та навіть кількісної, але найчастіше використовується комбінація цих підходів. Одним з кількісних показників, що використовуються для непрямой характеристики неканцерогенного ризику, є відношення оціненої добової дози речовини до RfD і називається коефіцієнтом небезпеки (hazard quotient — HQ). Тільки  $HQ > 1,0$  розглядається як свідцтво потенційного ризику для здоров'я. Коли йдеться про оцінку ризику від забруднення якогось одного компонента середовища, тобто в тих випадках, в яких немає необхідності розрахунку дози та рівня експозиції, адекватно оцінюється концентрацією коефіцієнт небезпеки  $HQ = C : RfC$  (C – концентрація, визначена під час оцінки експозиції), причому замість "референтної концентрації" може бути використана величина ГДК. Цей спосіб оцінки екологічної ситуації з гігієнічних позицій давно відомий в Україні.

Проте у будь-якому випадку коефіцієнтом небезпеки характеризується не власне ризик для здоров'я як параметр ймовірності відповідно до його визначення, наведеного на початку, а лише непрямий критерій, який з багатьма умовностями можна використовувати для ранжування ризиків, але не для їх абсолютної оцінки. Тільки залежності «доза — відгук» ґрунтуються на епідеміологічних даних, дають змогу дати таку оцінку для речовин, що не володіють канцерогенністю для людини. У цьому випадку на основі одиничного ризику (що оцінює на етапі аналізу залежності «доза — відгук» ймовірність розвитку того або іншого шкідливого ефекту на одиницю експозиції), який множиться на дозу (знайдену на етапі оцінки експозиції), одержують величину "індивідуального ризику", тобто вірогідність розвитку цього ефекту у жителя цієї території, а множенням цієї ймовірності на чисельність населення — величин "ризиків популяції" в числі очікуваних випадків даного порушення здоров'я.

**Висновки.** Підсумовуючи усе вищесказане, можна зробити висновок, що в Україні є майже всі передумови для використання методології оцінки екологічних ризиків впливу промислових підприємств. Звичайно, це стосується насамперед потужних забруднювачів, таких як, наприклад, теплоелектростанції, які обладнанні застарілим обладнанням та викидають сотні тисяч тонн забруднювальних речовин. Також це стосується індустріалізованих регіонів, таких як Донецьк, Запоріжжя, Дніпропетровськ, Кривий Ріг, де зосереджена уся «важка» промисловість.

Однією з проблем, які постають в процесі оцінки екологічного ризику, є «консервативність» вітчизняних нормативів ГДК та мала кількість досліджень залежності «доза — відгук», що ґрунтуються на епідеміологічних даних. Враховуючи довготривалість та високу вартість таких досліджень, доцільно є на початковому етапі використовувати дані, отримані європейськими та американськими вченими. Проте в подальшому необхідно проводити власні епідеміологічні дослідження залежності «доза — відгук». Також цікавою є думка відмовитись від детермінованості вхідних величин, які використовуються для оцінки ризику, таких як концентрація шкідливих речовин у викидах, стаціонарність технологічних процесів тощо. Замість цього можна, використовуючи стохастичні математичні моделі, побудувати рівняння регресії, що будуть пов'язувати між собою нестаціонарність процесів, сезонну нерівномірність споживання палива та відповідну змінну інтенсивність надходження шкідливих речовин в довкілля, що дасть змогу точніше спрогнозувати екологічний ризик.

1. Bruce K. Hope. *An examination of ecological risk assessment and management practices / Environment International*. – 2006. – № 32. – P. 983–995. 2. Susan B. Norton, et al. *Ecological Risk Assessment: U.S. EPA's Current Guidelines and Future Directions. Handbook of ecotoxicology / David J. Hoffman ... [et al.], 2nd ed.* – Boca Raton: CRC Press LLC, 2003. 3. Мельник Л.Г. *Основи стійкого розвитку*. – Суми: Університетська книга, 2006. – 383 с. 4. *Общая токсикология / Под ред. Б.А. Курляндского, В.А. Филова*. – М.: Медицина, 2002. – 608 с.