

ВІЙСЬКОВА ЕКОЛОГІЯ

УДК 504.054

DOI: 10.31471/2415-3184-2018-2(18)-61-72

*С. М. Орел, О. В. Іващенко**Національна академія
сухопутних військ, м. Львів*

ПОЕТАПНА ОЦІНКА РИЗИКУ ВПЛИВУ НА ЛЮДИНУ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ ВНАСЛІДОК ВІЙСЬКОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ

Військова діяльність призводить до хімічного забруднення довкілля, яке впливає на здоров'я людини тривалий час, при цьому ряд речовин з малими і надмалими концентраціями не здійснює токсичного впливу на людину, але при певних умовах може викликати захворювання на рак. Відповідно до сучасних поглядів на канцерогенез, дія канцерогенів на здоров'я людини не має порогового рівня концентрації. Забруднення довкілля і необхідність прийняття відповідних рішень для його зменшення, викликає потребу у створенні механізму оцінки стану довкілля, за допомогою якого можна було б приймати оптимальні рішення, які б забезпечували його захист з мінімальними затратами.

В роботі на конкретному прикладі показано важливість та корисність застосування поетапної оцінки ризику для здоров'я населення у випадку забруднення довкілля військовою діяльністю. Наведені результати оцінки ризику життєдіяльності населення, що проживає поблизу території, на якій проводилась військова діяльність. Результати розрахунків ризику можливого ураження людей неканцерогенними та канцерогенними сполуками, що знаходяться на території, отримані поетапно з використанням детермінованої і імовірнісної оцінки з використанням одно- і двовимірного методу Монте-Карло. Показано, що використання двовимірного методу Монте-Карло для імовірнісного аналізу ризику дає додаткову інформацію для прийняття рішення про застосування заходів для його зниження, порівняно з використанням одновимірного методу або детермінованих значень.

У висновках проведеного дослідження обґрунтоване наступне: оцінка і подальший аналіз екологічного ризику забезпечує набагато більше корисної інформації для прийняття природоохоронного рішення порівняно з методологією порогових концентрацій. Оцінку ризику слід проводити поетапно, від простої (детермінованої) до більш складної (використання одновимірного, а пізніше і двовимірного методу Монте-Карло), тоді, коли виникають наступні потреби: необхідно встановити пріоритети серед територій, забруднювачів, маршрутів переносу забруднювачів, категорій населення та інших факторів ризику; ресурси для виконання природозахисних заходів обмежені; значні наслідки від прийняття неправильних рішень; отриманої або доступної інформації недостатньо для прийняття достовірного рішення.

Ключові слова: поетапна оцінка ризику, метод Монте-Карло, військова діяльність, забруднення довкілля.

Постановка проблеми. Військова діяльність призводить до хімічного забруднення довкілля, яке впливає на здоров'я людини тривалий час, при цьому ряд речовин з малими і надмалими концентраціями не здійснює токсичного впливу на людину, але при певних умовах може викликати захворювання на рак. Відповідно до сучасних поглядів на канцерогенез, дія канцерогенів на здоров'я людини не має порогового рівня концентрації. Забруднення довкілля і необхідність прийняття відповідних рішень для його зменшення, викликає потребу у створенні механізму оцінки стану довкілля, за допомогою якого можна було б приймати оптимальні рішення, які б забезпечували його захист з мінімальними затратами.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Аналіз екологічного ризику є одним з ефективних інструментів, який об'єднує екологічні дані з управлінськими рішеннями [1]. Аналіз ризику складається з трьох етапів: оцінки, управління і повідомлення про ризик, при чому етап оцінки ризику є найбільш важливим. В свою чергу етап оцінки ризику складається з наступних складових [2]:

1) ідентифікація небезпеки – включає облік всіх хімічних речовин, що забруднюють навколишнє середовище, визначення їх токсичності для людини або екосистеми;

2) оцінка експозиції – це оцінка того, якими шляхами і через які середовища, на якому кількісному рівні, в який час і при якій тривалості дії має місце реальна і очікувана експозиція, це також оцінка одержуваних доз і чисельності осіб, які піддаються такій експозиції і для якої вона представляється вірогідною;

3) оцінка залежності «доза – відповідь» – це пошук кількісних закономірностей, що пов'язують дозу речовини з поширеністю того або іншого несприятливого ефекту;

4) характеристика ризику – містить оцінку можливих і виявлених несприятливих ефектів в стані здоров'я людини або екосистеми.

Оцінка ризику супроводжується наявністю певних невизначеностей, що характеризують відсутність точних знань на кожному із складових етапу оцінки. Так джерелами невизначеностей є:

1) при ідентифікації небезпеки – невстановлені небезпеки, різні результати, якість і спосіб вимірювання при отриманні даних, екстраполяція отриманих результатів на цільову популяцію;

2) при оцінці експозиції – концептуальна модель забруднення (спосіб попадання, розповсюдження і трансформації забруднювачів у довкіллі, похибки при визначенні і вимірюванні концентрації забруднювачів при проведенні польових досліджень), модель експозиції (шляхи попадання забруднювачів у організм, визначення просторово-часових меж), визначення цільової популяції;

3) при оцінці залежності «доза – відповідь» – похибки при визначенні і вимірюванні концентрації забруднювачів при проведенні епідеміологічних досліджень, міжвидові і внутрішньовидові відмінності при проведенні токсикологічних досліджень, модель екстраполяції від великих до малих доз впливу забруднювачів на організм;

4) при характеристиці ризику проявляються невизначеності попередніх етапів.

В свою чергу невизначеність можна поділити на необізнаність, тобто відсутність достатніх знань про специфічні фактори, параметри та моделі, що використовуються при аналізі ризику, і мінливість, тобто непостійність параметрів внаслідок їх природної гетерогенності [3]. Якщо необізнаність можна зменшити шляхом збору додаткових даних, підвищенням точності вимірювання, удосконаленням моделей тощо, то зменшити мінливість цим шляхом неможливо.

В реальному житті оцінка ризику часто ґрунтується на використанні детермінованих, точкових даних. В залежності від важливості задачі використовуються наступні випадки:

- оцінка ризику, що ґрунтується на використанні середніх значень вихідних величин;
- оцінка ризику, що ґрунтується на найбільших значеннях вихідних величин, які варто очікувати в даному місці, як правило 90 або 95 процентиль.

Очевидно, що останній випадок використовується при консервативних оцінках, коли важливо не допустити недооцінки небезпеки. В цьому випадку при перевищенні значення допустимого ризику необхідно застосовувати заходи по його зниженню, і надлишковий консерватизм може призвести до значних не виправданих матеріальних витрат. В той же час використання лише осереднених значень вихідних величин при оцінці ризику може призвести до його недооцінки для певних, вразливих, категорій населення або складових екосистем.

Для того, щоб підвищити точність оцінки та оцінити невизначеності використовується імовірнісна оцінка ризику. Імовірнісна оцінка використовує замість точкових значень вихідних величин для розрахунку ризику їх імовірнісні розподіли, отримуючи в кінцевому випадку імовірнісний розподіл значень ризику. Звідси можна отримати значення імовірності перевищення тієї величини ризику, яка викликає інтерес, тобто кількісно встановити значення невизначеності, що неможливо при використанні детермінованих значень. Таким чином імовірнісна оцінка ризику надає унікальну і важливу додаткову інформацію, яка використовується для оптимального управління ризиком.

Для побудови імовірнісного розподілу ризику, тобто «просування» невизначеностей з початку в кінець моделі, використовуються різні методи однак, найбільш популярним методом є числовий метод Монте-Карло. Суть методу полягає в тому, що модель, яка визначає значення ризику як функцію параметрів навколишнього середовища, поданих у вигляді імовірнісних розподілів, шляхом багатократного комбінування значень цих розподілів, обраних за випадковим законом, становить розподіл імовірності наявності ризику впливу небезпечної речовини у даній просторово-часовій області. Порівнюючи значення ризику з допустимим для даної області значенням, можна визначити область недопустимого ризику.

Метод отримав назву одновимірного методу Монте-Карло, оскільки за його допомогою можна оцінити вплив лише однієї складової невизначеності – або мінливості, або необізнаності. Змішування цих складових у процесі імовірнісної оцінки ризику за допомогою одновимірного методу Монте-Карло є недопустимим.

Для одночасної оцінки і мінливості та необізнаності використовується двовимірний метод Монте-Карло, суть якого зрозуміла з рис. 1.



Рис. 1. Сутність двовимірного методу Монте-Карло

При реалізації цього методу спочатку обирається випадкове значення величини із розподілу, що визначається необізнаністю (зовнішній цикл). Це значення «заморожується» і підставляється у розподіли, що визначаються мінливістю (для всієї моделі), і реалізується внутрішній цикл, аналогічний для одновимірного методу Монте-Карло. Після цього обирається нове значення із зовнішнього циклу, підставляється у внутрішній цикл і процес повторюється необхідну кількість разів.

Корисність використання двовимірного методу Монте-Карло можна продемонструвати за допомогою рис. 2. На ньому відображені розподіли ризику для середнього значення величини, що характеризується необізнаністю (суцільна лінія) і верхньої та нижньої межами довірчого інтервалу цієї ж величини (пунктирні лінії) [3].

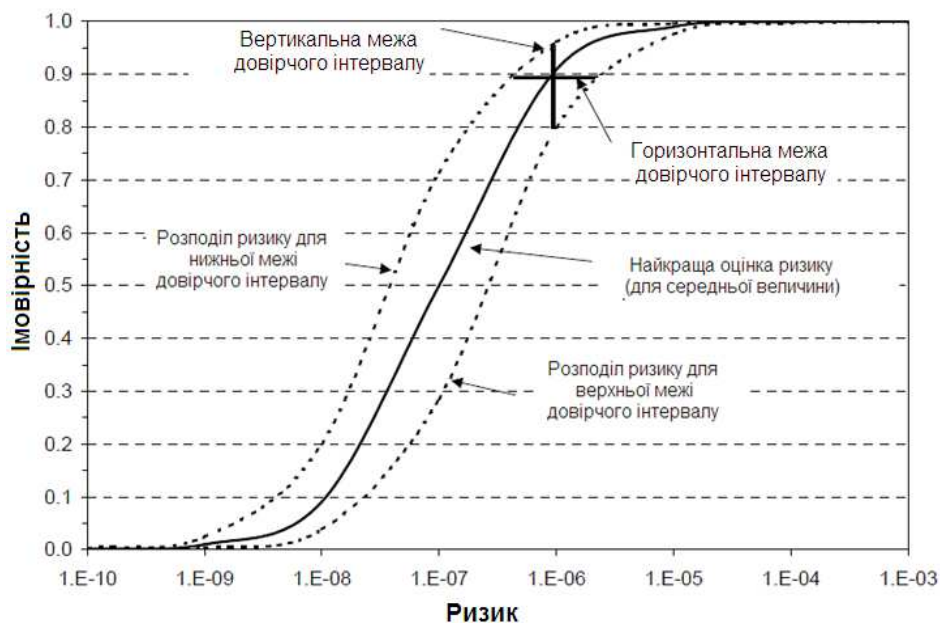


Рис. 2. Ілюстрація оцінки ризику при використанні двовимірного методу Монте-Карло

Форма розподілів ризику визначається розподілами величин, що характеризуються мінливістю.

Аналізуючи рис. 2, можна визначити кількісну міру переконаності щодо частини населення, для якої величина ризику перевищує допустиме значення (вертикальна межа довірчого

інтервалу). Скажімо у випадку використання оцінки ризику для його середнього значення можна стверджувати, що лише для 10% населення це значення перевищує допустиму величину в 10^{-6} (точка перетину лінії розподілу ризику для середньої величини з вертикальною межею довірчого інтервалу). Враховуючи ж необізнаність, можна стверджувати, що з певною імовірністю, встановленою для даного довірчого інтервалу (наприклад 95%), не більше ніж для 20% населення значення ризику буде перевищувати допустиме (точка перетину лінії розподілу ризику для верхньої межі довірчого інтервалу з вертикальною межею довірчого інтервалу).

Додатково можна визначити кількісну міру переконаності щодо оцінки ризику для частини населення, для якої значення ризику перевищує допустиме значення (горизонтальна межа довірчого інтервалу). У той час, коли, використовуючи оцінку ризику для середньої величини, можна стверджувати, що лише для 10% населення значення ризику перевищує допустиме значення 10^{-6} , то з урахуванням необізнаності можна додати, що з певною імовірністю, встановленою для даного довірчого інтервалу (наприклад 95%), для цієї частини населення величина ризику не буде вище $2 \cdot 10^{-6}$ (точка перетину лінії розподілу ризику для верхньої межі довірчого інтервалу з горизонтальною межею довірчого інтервалу).

Слід зауважити, що термін «довірчий інтервал» у нашому випадку трактується доволі вільно і не обов'язково відповідає тому значенню, яке можна отримати у випадку проведення статистичного аналізу дослідних даних. Довжини вертикальної та горизонтальної меж довірчого інтервалу можуть визначатися будь-якими процентілями розподілу величини, що визначається необізнаністю.

За допомогою двовимірного методу Монте-Карло можна побудувати аналогічні розподіли для будь-яких значень меж довірчого інтервалу і побудувати трендову діаграму, на якій відобразити довірчі інтервали для будь-якого процентіля розподілу ризику.

Хоча імовірнісна оцінка ризику може надати корисну інформацію для управління ним, не для кожного випадку є доцільним використання складних розрахунків, рівно як і для імовірнісних моделей не завжди є доцільним використовувати методи аналізу невизначеності. Часто корисна інформація, достатня для прийняття рішення може бути отримана із детермінованих точкових значень. Рівень складності оцінки ризику повинен відповідати поставленій задачі. Поетапний підхід до оцінки ризику від детермінованих точкових оцінок до імовірнісних, різного рівня складності, рекомендується природоохоронними структурами різних країн, в тому числі і Американським агентством з охорони навколишнього середовища (USEPA) [3]. Головною рисою підходу є багатократна повторна оцінка ризику на кожному етапі з метою визначення достатності інформації для прийняття природоохоронного рішення.

Схема поетапного підходу до оцінки ризику наведена на рис. 3.

Етап 1. На першому етапі порівняння визначеного значення ризику з допустимим є відносно простим, оскільки визначене значення є числом, яке або перевищує або не перевищує значення допустимого ризику. При цьому мінливість розрахункової моделі можна оцінити шляхом використання середніх величин або їх верхніх 95% довірчих меж. Необізнаність оцінюється шляхом використання різних довірчих меж певних точкових значень.

Розрахунки значення ризику за рівняннями моделі з підстановкою різних значень вихідних величин, наприклад середніх значень, верхніх значень 95% довірчих або максимальних меж дають відповідно значення ризику середньої, розумно обґрунтованої максимальної експозиції і максимально можливої експозиції. В залежності від задач дослідження, оцінка ризику може мати два результати: 1) інформації достатньо для прийняття природоохоронного рішення; 2) інформації недостатньо.

Якщо інформації достатньо – менеджер ризику припиняє розрахунки і завершує оцінку ризику на першому етапі (див. рис. 3). Рішення відповідно може мати два виходи: 1) потреби у природоохоронних заходах немає; 2) є потреба у природоохоронних заходах. У першому випадку визначене значення ризику не виходить за допустиме, наприклад $RISK < 10^{-6}$. У другому випадку – значно перевищує допустиме, $RISK > 10^{-3}$.

Інформації для прийняття рішення недостатньо, коли значення ризику знаходиться в межах між допустимим і недопустимим, скажімо $RISK = 10^{-4} - 10^{-6}$ і невизначеність його висока. В цьому випадку менеджер ризику повинен визначитися з проведенням додаткових досліджень у вигляді збору додаткової інформації, консультацій із експертами та замовниками проекту та/або переходу на наступний етап (рівень) для зменшення невизначеності.

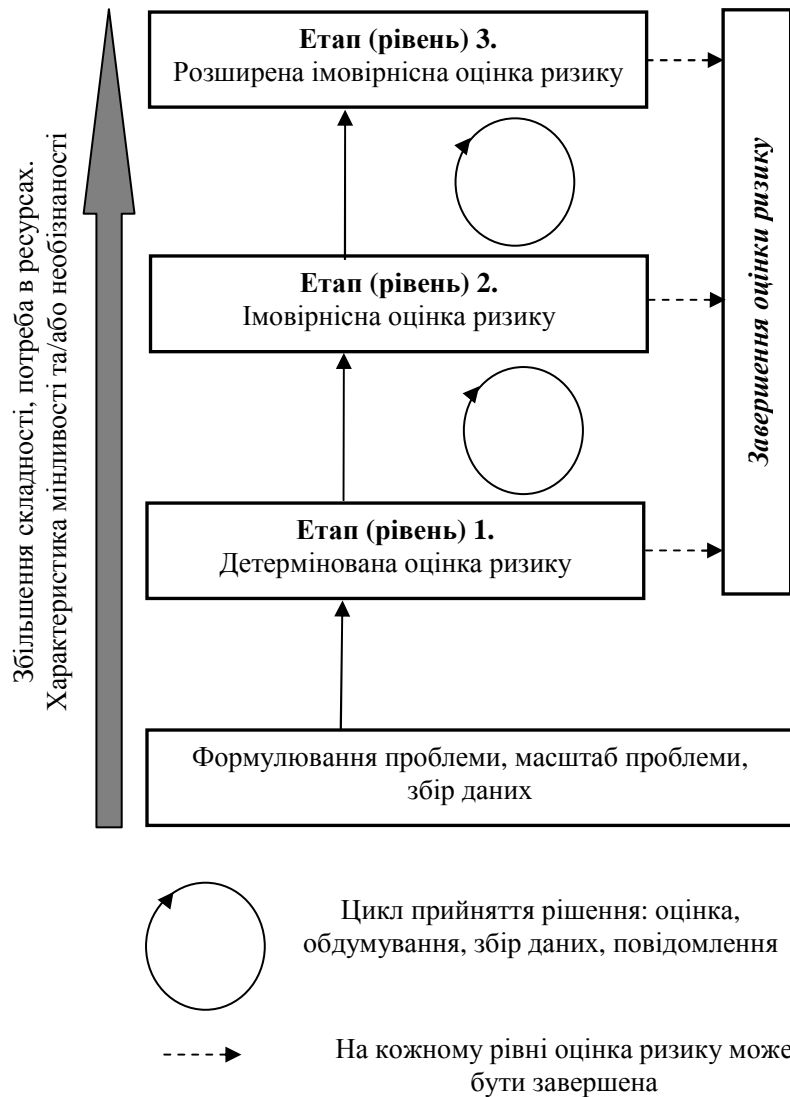


Рис. 3. Схема поетапного підходу до оцінки ризику

Етап 2. На другому етапі з метою зменшення невизначеності проводиться імітаційне випробування моделі. Звичайно другий етап характеризується оцінкою мінливості ризику за допомогою одновимірного методу Монте-Карло. При потребі за допомогою цього методу можна також оцінити необізнаність при визначенні фіксованих значень ризику, наприклад, при середній, розумно обґрунтованій максимальній і максимально можливій експозиціях, тобто, відповідно 50, 95 і 99 процентілях розподілу ризику. Таким чином за допомогою другого етапу оцінки ризику можна отримати відповіді на наступні питання: 1) чи знаходиться значення допустимого ризику у діапазоні прийнятних значень розподілу ризику?; 2) яка величина довірчого інтервалу при певній імовірності (50, 90, 95, 99)% для середнього значення ризику? При цьому слід запобігати сумісного використання імовірнісних розподілів мінливості і необізнаності для отримання розподілу ризику. Можливе використання декількох розподілів ризику, що відображають його мінливість при певних, фіксованих, значеннях якогось параметру, що відображають його необізнаність.

Аналогічно першому етапу, після проведення другого етапу з'являються два результати: 1) інформації достатньо для прийняття природоохоронного рішення; 2) інформації недостатньо.

Якщо інформації достатньо – менеджер ризику припиняє розрахунки і завершує оцінку ризику на другому етапі (див. рис. 3). Рішення відповідно може мати два виходи: 1) потреби у природоохоронних заходах немає; 2) є потреба у природоохоронних заходах. Потреби у природоохоронних заходах немає тоді, коли діапазон значень ризику, або окреме значення на розподілі ризику, значно нижче допустимого рівня. Відповідно, у зворотному випадку виникає потреба у природоохоронних заходах.

Можна вважати, що інформації для прийняття рішення недостатньо, якщо:

1) середнє значення ризику при розумно обґрунтованій максимальній експозиції (звичайно 95 процентиль) близько розташоване до максимально допустимого значення, встановленого природоохоронними органами, а довірчий інтервал значень ризику широкий і перебиває допустиме значення;

2) невизначеність у оцінці ризику залежить не тільки від мінливості одного або декількох параметрів, але і від необізнаності деяких з них;

3) результати детермінованої оцінки ризику на першому етапі значно відрізняються від імовірнісної оцінки ризику (при використанні вихідних величин, що використовуються при розумно обґрунтованій максимальній експозиції, точкове значення ризику повинне бути розташованим в області 90-99 процентіля його розподілу).

В цьому випадку варто перейти до третього етапу оцінки ризику. Знов же слід зауважити, що перехід до наступного етапу має сенс лише тоді, коли затрати на отримання додаткової інформації не перевищують затрат на проведення природоохоронних заходів. Тому рішення про перехід до вищого рівня повинно бути узгодженим з менеджерами ризику і замовниками проекту.

Етап 3. На третьому етапі шляхом використання двовимірного методу Монте-Карло будуються розподіли ризику у довірчих межах, тобто здійснюється відповідь на запитання: чи шукане значення ризику попадає у прийнятний діапазон (наприклад, діапазон, що відповідає розумно обґрунтованій максимальній експозиції) на розподілі ризику з прийнятним рівнем невизначеності?

Як правило, відповідь на таке питання задовольняє більшості вимог до дослідника, що проводить оцінку ризику.

Мета статті. На конкретному прикладі показати важливість та корисність застосування поетапної оцінки ризику для здоров'я населення у випадку забруднення довкілля військовою діяльністю.

Виклад основного матеріалу. Основою для проведення досліджень є матеріали роботи [4] в якій розглянутий стан довкілля після припинення експлуатації ракетної бази.

В Житомирській області в період з 1958 по 1989 роки розташовувались ракетні комплекси колишнього Радянського Союзу (ракети середньої дальності 8К63, в класифікації НАТО–SS-4 «Sandal»). Після припинення діяльності бази територія її не експлуатувалась, з вільним доступом населення, що проживає неподалік бази. З метою визначення ступеня забрудненості території проводився аналіз ґрунту і води підземних джерел, яку місцеве населення використовує в якості питної. Вміст хімічних сполук у досліджуваних об'єктах наведений у табл. 1.

Таблиця 1

Якісна характеристика ґрунтів і води з поверхневих та підземних джерел колишньої ракетної бази

Назва об'єкта, що обстежувався	Вміст елемента, мг/кг					
	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn	Fe
Ґрунт	56,7±14,1	4,75±1,18	26,45±6,6	280,3±69,3	12,8±3,2	21,34±5,3
Вода поверхневих джерел	0,0032±0,0008	0,25±0,06	0,034±0,008	0,026±0,007	0,13±0,03	4,75±1,20
Вода підземних джерел	0,0042±0,001	0,093±0,02	0,00	0,024±0,001	0,089±0,22	5,20±1,3

Очевидно, що максимальний вплив забруднювачів на людину буде мати місце при вживанні забрудненої води з підземних джерел і споживанні рослин, що ростуть на забруднених ґрунтах (невеличкі поверхневі водойми не використовуються ні для господарських, ні для рекреаційних цілей). Розглянемо ризик впливу на здоров'я людини канцерогенних і неканцерогенних сполук.

Етап 1. Детермінована оцінка ризику. Канцерогенний ризик визначається з рівняння:

$$CR = \sum_{i=1}^{N_R} ICR_i, \quad (1)$$

де CR – значення повного індивідуального канцерогенного ризику, викликаного дією N_R канцерогенів;

ICR – значення індивідуального канцерогенного ризику, викликаного дією i -го канцерогену;

N_R – загальна кількість канцерогенів.

$$ICR = ADD \cdot SF, \quad (2)$$

де ADD – середньодобова доза шкідливої хімічної речовини, що споживається реципієнтом;
 SF – фактор ризику для даної речовини, який характеризує ступінь наростання канцерогенного ризику із збільшенням дози на одну одиницю.

Неканцерогенний ризик визначається індексом небезпеки HI :

$$HI = \sum_{j=1}^N HQ_j, \quad (3)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки j -тої речовини;

N – загальна кількість небезпечних речовин.

$$HQ = ADD/RfD, \quad (4)$$

де RfD – референтна доза, величина, що характеризує добову дію хімічної речовини протягом всього життя і, ймовірно, не приводить до виникнення неприйняттого ризику для здоров'я чутливих груп.

Середньодобова доза ADD визначається з рівняння (5):

$$ADD = \frac{(C_w \cdot CW_w \cdot EF_w \cdot ED_w) + (C_f \cdot CW_f \cdot EF_f \cdot ED_f)}{BW \cdot AT}, \quad (5)$$

де C – концентрація хімічної речовини;

CW – кількість питної води та продуктів харчування, що споживає людина у добу;

EF – частота дії, число днів за рік;

ED – тривалість дії, число років;

BW – середня маса тіла людини у період експозиції;

AT – період осереднення експозиції у добах.

Індекси « w » і « f » відносяться до питної води і продуктів харчування відповідно.

Очевидно, що при розрахунку ризику від вживання продуктів харчування, мова йде про додатковий ризик, викликаний вживанням тих продуктів, що виростили на колишній території ракетної бази.

Культурне землеробство на землях колишньої бази не практикується, але відбувається збір і вживання дикоростучих ягід та грибів. Концентрація хімічних речовин у продуктах харчування C_f визначалась з рівняння (6):

$$C_f = C_s \cdot UF_p, \quad (6)$$

де C_s – концентрація хімічної речовини у ґрунті;

UF_p – фактор біоаккумуляції хімічних речовин рослиною із ґрунту.

Значення UF_p запозичені із [5] наведені в таблиці 2.

Таблиця 2

Вихідні дані для детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки і канцерогенних ризиків

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe
CW_w , мг/л	0,0042	0,089	0,024	0,00	0,093	5,20
C_s , мг/кг	56,7	4,75	26,45	280,3	12,8	21,34
UF_p	0,4	0,123	0,123	0,045	0,032	0,123
RfD хрон., мг/кг	0,019	0,14	0,3	0,0035	0,02	0,3
SF , (мг/(кг·добу)) ⁻¹	---	---	---	0,047	0,91	---
	Діти			Дорослі		
CW_w , л/добу	1			2		
CW_f , мг/(кг·добу)	Ягоди – 35, гриби – 2			Ягоди – 35, гриби – 10		
EF , доба	350			350		
EF_f , доба	Ягоди – 90, гриби – 150			ягоди – 90, гриби – 150		
ED , років	6			30		
BW , кг	15			70		
AT , доба	2190 (6 років), канцерогени – 25550 (70 років)			10950 (30 років), канцерогени – 25550 (70 років)		

Розрахунки ризику проводились окремо для дорослих і дітей. Вихідні дані наведені у таблиці 2, у таблиці 3 – результати розрахунків.

Разом з тим, споживання води з підземних горизонтів має значну канцерогенну небезпеку. Значення ризику знаходиться в межах 10^{-4} – 10^{-5} і в принципі недопустимий для цивільного населення. Зрозуміло, що в такому випадку доцільним є проведення більш складної імовірнісної оцінки ризику, оскільки рішення, що ґрунтується на результатах детермінованої оцінки потребує додаткових витрат на зниження рівня ризику.

З наведених розрахунків видно, що з токсикологічної точки зору вода підземних джерел і рослини, що виростили на забрудненому ґрунті, практично не представляють небезпеки для людей, що її споживають (основну небезпеку складають сполуки заліза, але за даними [4] останні не є продуктом військової діяльності, а пояснюються наявністю залізо-марганцевих конкрецій у водоносних горизонтах).

Разом з тим, споживання води з підземних горизонтів має значну канцерогенну небезпеку. Значення ризику знаходиться в межах 10^{-3} – 10^{-4} і в принципі є неприпустимим для цивільного населення. Зрозуміло, що в такому випадку доцільним є проведення більш складної імовірнісної оцінки ризику, оскільки рішення, що ґрунтується на результатах детермінованої оцінки потребує додаткових витрат на зниження рівня ризику.

Таблиця 3

Результати детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки і канцерогенних ризиків від хімічного забруднення ґрунту і підземних джерел

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe	Σ
Споживання води із підземних джерел							
<i>HQ</i> (діти)	0,05	0,04	0,01	0,00	0,30	1,11	<i>HI</i> = 1,47
<i>HQ</i> (дорослі)	0,0061	0,0174	0,0022	0,00	0,127	0,475	<i>HI</i> = 0,63
<i>ICR</i> (діти)	---	---	---	0,00	4,64E-04	---	<i>CR</i> = 4,64E-04
<i>ICR</i> (дорослі)	---	---	---	0,00	9,94E-04	---	<i>CR</i> = 9,94E-04
Споживання рослин, що виростили на забрудненому ґрунті							
<i>HQ</i> (діти)	1,70E-05	4,58E-06	1,38E-06	1,04E-06	8,35E-07	2,11E-05	<i>HI</i> = 0,0013
<i>HQ</i> (дорослі)	1,2E-03	4,0E-05	6,22E-06	4,01E-04	5,6E-05	9,0E-05	<i>HI</i> = 0,0018
<i>ICR</i> (діти)	---	---	---	4,20E-09	6,51E-08	---	<i>CR</i> = 6,93E-08
<i>ICR</i> (дорослі)	---	---	---	2,83E-08	4,39E-07	---	<i>CR</i> = 4,67E-07

Етап 2. При імовірнісній оцінці ризику, замість точкових значень вихідних величин для його оцінки використовуються їх імовірнісні розподіли, які підставляються в моделі для оцінки ризику, і за допомогою методу Монте-Карло в кінцевому рахунку визначається імовірнісний розподіл значень ризику.

Імовірнісний підхід повинен охоплювати всі складові процесу оцінки, на практиці ж, як правило, використовується лише складова оцінки експозиції, щонайменше при оцінці впливу забруднювачів на здоров'я людини, тобто значення *RfD* і *SF* до отримання додаткових даних рекомендується використовувати як точкові значення [2].

Таким чином, для визначення імовірнісних значень ризику (рівняння (1) і (3)), необхідно визначити розподіл середньодобової дози *ADD* хімічної речовини, що потрапляють в організм людини із питною водою. Це можна зробити, підставляючи в рівняння (5) імовірнісні значення вихідних величин і визначаючи за методом Монте-Карло розподіл *ADD*. За винятком концентрації хімічної речовини *C_w*, решта величин є звичайними фізіологічними показниками організму людини і в їх якості можна використати сурогатні дані, визначені в іншому місті. Так, наприклад, згідно [6]:

$$ADD = (C_w \cdot IRW) / 1000, \quad (7)$$

де *ADD* – нормована на одиницю маси середньодобова доза хімічної речовини, мг/(кг·добу);

C_w – концентрація хімічної речовини у питній воді, мг/л;

IRW – нормована на одиницю маси кількість питної води, спожитої людиною за добу, мл/(кг·добу).

Встановлено [6], що *IRW* має форму логнормального розподілу з параметрами, що залежать від віку людини, що споживає воду. Роблячи припущення, що розкид даних по концентрації шкідливих речовин у воді має нормальний розподіл і визначається лише мінливістю в часі, за рівнянням (6) можна визначити розподіл *ADD*, і, відповідно, за рівнянням (1) визначити розподіл *CR*. Вихідні дані для логнормальних розподілів *IRW* наведені у таблиці 4, для

нормальних розподілів C_w наведені у таблиці 1 (для кожної речовини наведені величини середнього значення концентрації та його стандартного відхилення).

Оцінка ризику проводилась для дітей 1-6 років і дорослих 20-75 років. Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel® та надбудови над ними Crystal Ball®. Графічно розподіли ризиків відображені на рис. 4. На рис. 4 також наведені значення ризиків при використанні детермінованих величин для дітей і дорослих. З рисунку видно, що використання детермінованих значень експозиції дає занадто консервативну оцінку ризику, особливо для дорослих людей. Більш імовірні значення знаходяться в області менших значень. Так можна стверджувати, що для 90% дітей, що споживають воду, значення ризику не перевищує $4,16E-4$, для 90% дорослих $3,21E-4$. Разом з тим значення канцерогенного ризику знаходиться в недопустимих межах. Має сенс провести уточнений розрахунок з використанням двовимірного методу Монте-Карло.

Таблиця 4

Значення параметрів для логнормальних розподілів кількості питної води, спожитої людиною за добу (IRW), мл/(кг·добу) [6]

Вікова група, роки	Середнє значення натурального логарифму IRW	стандартне відхилення натурального логарифму IRW	Нижня межа	Верхня межа
1-3	3,49	0,75	5,81	186,49
4-6	3,33	0,68	5,80	135,78
7-10	2,97	0,68	4,04	94,71
11-14	2,66	0,71	2,77	74,24
15-19	2,43	0,74	2,02	63,93
20-44	2,61	0,68	2,77	67,11
45-64	2,92	0,52	5,45	62,71
65-74	2,92	0,49	5,92	58,47
75+	2,88	0,50	5,61	56,84

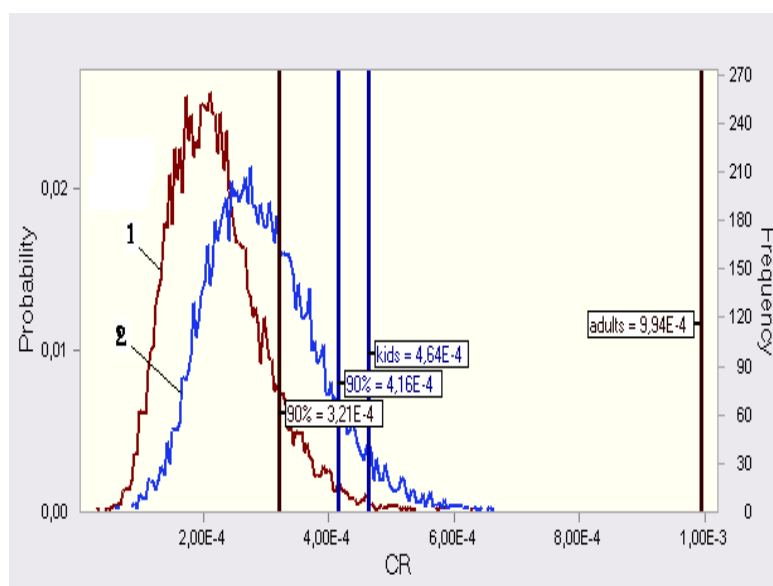


Рис. 4. Імовірнісні розподіли канцерогенного ризику при вживанні води підземних джерел:
1 – діти; 2 – дорослі

Етап 3. При проведенні імовірнісної оцінки ризику будемо вважати, що невизначеність концентрації хімічної речовини у воді ґрунтується на необізнаності (наприклад через недосконалість засобів вимірювання), а невизначеність решти величин – мінливістю, визначеною мінливістю організму людини. Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel® та надбудови над ними Crystal Ball® двовимірним методом Монте-Карло при 10 000 ітераціях для невизначеності і 10 ітераціях для необізнаності.

Для імовірнісної оцінки ризику, що здійснюється за допомогою двовимірного методу Монте-Карло зручно користуватися трендовими діаграмами. На рис. 5 наведені тренди для оцінки значення канцерогенного ризику для всіх категорій населення. На трендових діаграмах

відображені зони рівної імовірності досягнення певних значень канцерогенного ризику (вісь ординат) для певного відсотка населення (вісь абсцис).

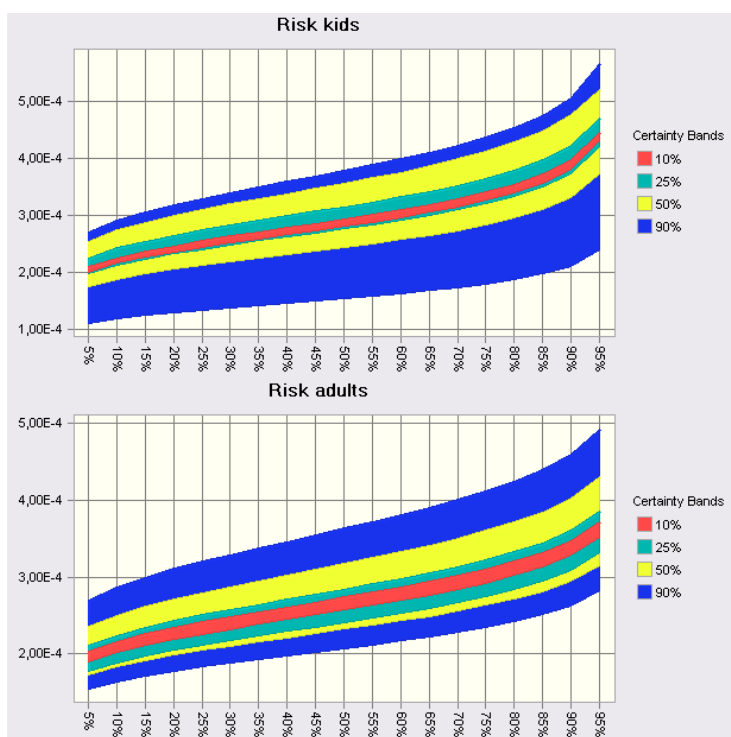


Рис. 5. Тренди значень канцерогенного ризику для дітей (верхній) і дорослих (нижній)

Канцерогенний ризик для 95% дітей з імовірністю в 90% знаходиться в межах $(2,4-5,7) \cdot 10^{-4}$, при чому з імовірністю 50% ці межі становлять $(3,7-5,2) \cdot 10^{-4}$, тобто розподіл знаходиться в межах $(2,8-4,9) \cdot 10^{-4}$ при 90% імовірності і $(3,1-4,3) \cdot 10^{-4}$ при 50%. В цьому випадку розподіл ймовірностей зсунуто в зону менших величин.

Значення канцерогенного ризику для всіх категорій населення знаходиться в межах $10^{-3}-10^{-4}$. Таке значення ризику є недопустимим для цивільного населення і потребує природоохоронних заходів.

Висновки.

1) Оцінка і подальший аналіз екологічного ризику забезпечує набагато більше корисної інформації для прийняття природоохоронного рішення порівняно з методологією порогових концентрацій.

2) Оцінку ризику слід проводити поетапно, від простої (детермінованої) до більш складної (використання одновимірного, а пізніше і двовимірного методу Монте-Карло), тоді, коли виникають наступні потреби:

- необхідно встановити пріоритети серед територій, забруднювачів, маршрутів переносу забруднювачів, категорій населення та інших факторів ризику;
- ресурси для виконання природозахисних заходів обмежені;
- значні наслідки від прийняття неправильних рішень;
- отриманої або доступної інформації недостатньо для прийняття достовірного рішення.

3) Що ж стосується питання вживання розглянутої забрудненої води, то однозначно дана вода не придатна для вживання.

Література

1 Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice Dennis J. Paustenbach (Ed.). – New York, NY: Wiley, 2002. – 1586 p.

2 EPA/540/1-89/002. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. [Електронний ресурс] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 1989. – Режим доступу до ресурсу: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf.

3 EPA 540-R-02-002. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment [Електронний ресурс] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 2001. – Режим доступу до ресурсу: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf.

4 Надточій П.П. Проблеми реабілітації ґрунтово-земельних ресурсів Житомирської області, забруднених унаслідок військової діяльності / П.П. Надточій, Ю.А. Білявський, Т.М. Мислива, Ю.Б. Шмагала // Загальна екологія та агроекологія. – 2009. – №2. – С.3-32.

5 EPA 530-D-99-001C. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. [Електронний ресурс] // US Environmental Protection Agency. Solid Waste and Emergency Response. – 1999. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/ScreeningLevelEcologicalRiskAssessmentProtocolHazardousWasteCombustionFacilitiesVolume3.pdf>.

6 Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments. – Portland, Oreg.: DEQ, 1998. – 158 pp.

Надійшла до редакції 18 жовтня 2018 р.

S. M. Orel, O. V. Ivashchenko

National Ground Forces Academy, Lviv

A STEPPED HEALTH RISK ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL POLLUTION FOLLOWING MILITARY ACTIONS

Military activities resulting in chemical pollution of the environment could produce a long-term impact on human health, whereas under certain conditions even ultra-low concentrations of some substances might provoke cancer, without noticeable toxic effect. According to modern views on carcinogenesis, the effect of carcinogens on human health does not have a threshold level of concentration. With the current deplorable state of the environment and an urgent need to improve it in view, we argue that there is a critical need for the mechanism that could assess the real state of the environment and would be instrumental for optimal decision-making process aimed at reducing environmental costs.

The paper reports a case-study and exemplifies that a stepped health risk assessment is appropriate and helpful in case of environmental pollution following military actions. It also highlights the results of the risk assessment for life of the population living in the vicinity of hostilities. The results of the possible risk calculations concerning the damage non-carcinogenic and carcinogenic compounds could cause to the people living in the vicinity of hostilities were obtained in stages; the simple Monte Carlo error propagation methods and the two-dimensional Monte Carlo procedure were used to estimate the probability of different outcomes due to the intervention of random variables. It is shown that, in comparison with the simple Monte Carlo error propagation methods, the two-dimensional Monte Carlo procedure for estimating the probability of different outcomes provides additional information for the decision-making process, concerning either taking some specific measures or not.

The findings of the study are the following: the assessment and subsequent analysis of environmental risk provide much more relevant information for taking an environmental decision, as compared to the threshold concentration methodology. The risk assessment should be carried out in stages, starting from simple (deterministic) to more complex ones (first the simple Monte Carlo error propagation methods, and later, two-dimensional Monte Carlo method), whenever there arise any of the following needs: if it is necessary to establish priorities among the areas, polluters, pollutants, pollutant transfer routes, categories of population and other risk factors; if resources for environmental conservation are limited; if mistaken decisions could generate destructive results; if there is a lack of information necessary to take a competent decision.

Key words: a stepped risk assessment, Monte Carlo method, military actions, environmental pollution.

References

- 1 Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice Dennis J. Paustenbach (Ed.). – New York, NY: Wiley, 2002. – 1586 p.
- 2 EPA/540/1-89/002. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. [Elektronnij resurs] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 1989. – Rezhim dostupu do resursu: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf.
- 3 EPA 540-R-02-002. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment [Elektronnij resurs] // Office of Emergency and Remedial Response U.S., Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20450. – 2001. – Rezhim dostupu do resursu: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf.
- 4 Nadtochij P.P. Problemi reabilitacii gruntovo-zemel'nih resursiv Zhitomir's'koï oblasti, zabrudnenih unaslidok vijs'kovoï diyal'nosti / P.P. Nadtochij, Yu.A. Bilyavs'kij, T.M. Misliva, Yu.B. Shmagala // Zagal'na ekologiya ta agroekologiya. – 2009. – №2. – S.3-32.
- 5 EPA 530-D-99-001C. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. [Elektronnij resurs] // US Environmental Protection Agency. Solid Waste and Emergency Response. – 1999. – Rezhim dostupu do resursu: <https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/ScreeningLevelEcologicalRiskAssessmentProtocolHazardousWasteCombustionFacilitiesVolume3.pdf>.
- 6 Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments. – Portland, Oreg.: DEQ, 1998. – 158 pp.