

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Іващенко Олексій Віталійович

УДК 504.054.

**ДИСЕРТАЦІЯ
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ХІМІЧНОГО ВПЛИВУ
ВІЙСЬКОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА ДОВКІЛЛЯ**

спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека, галузь знань 101 – екологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

_____ О.В.Іващенко

Науковий керівник Мальований Мирослав Степанович, доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки України

Львів – 2020

Іващенко О.В. Оцінка екологічної небезпеки від хімічного впливу військової діяльності на довкілля. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». – Національний університет «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України, Львів, 2020.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради К35.052.22. Національного університету «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України.

У дисертаційному дослідженні розв'язана актуальна науково-практична задача: підвищення якості і точності оцінки впливу військової діяльності на навколишнє природне середовище та людину за допомогою концепції екологічного ризику. Запропонована концепція оцінки екологічного ризику дозволить зменшити витрати на природоохоронні заходи.

Розглянуті існуючі методи оцінки екологічної небезпеки з встановленням їх переваг та недоліків. Проведений аналіз можливості виникнення екологічного ризику при дії порогового і безпорогового стресора. Показано що існуючі методи оцінки є надзвичайно не гнучкими, більш ресурсозберігаючим методом є концепція екологічного ризику.

Проаналізовано та узагальнено методологічні основи детермінованої, імовірнісної оцінки екологічного ризику на основі концепції екологічного ризику. Запропонована поетапна оцінка ризику впливу на людину і навколишнє природне середовище забруднення довкілля внаслідок військової діяльності за допомогою одновимірного та двовимірного методу Монте-Карло.

На основі досліджень, на прикладі колишньої ракетної бази у Житомирській області та Міжнародного центру миротворчості та безпеки (колишній Яворівський полігон), проведені розрахунки ступенів екологічного ризику для населення та природного середовища даних військових об'єктів.

Ключові слова: екологічна безпека, ризик, небезпека, мінливість, необізнаність, канцерогенні ефекти, неканцерогенні ефекти, детермінована оцінка, імовірнісна оцінка, метод Монте-Карло.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Іващенко О. В. Оцінка ризику перебування військовослужбовців на загальновійськовому полігоні Збройних Сил України. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2014. № 2. С. 134–141.

2. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапна оцінка ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2018. № 2. С. 61–72.

3. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М.С. Парадигма оцінки екологічного ризику у військовій сфері. *Вісник Кременчуцького нац. ун-ту*. 2011. № 2 (67), ч.1. С. 131–136.

4. Орел С. М., Іващенко О. В. Управління екологічною безпекою військ за допомогою оцінки екологічного ризику. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 14–16 травня 2014). Львів, 2014. С. 236–237.

5. Orel S., Ivaschenko O. Ecological safety management of forces through ecological risk assessment. *Science & Military*. 2014. V.9. №1. P. 42–46.

6. Іващенко О.В. Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу забруднювачів на елементи довкілля. Збірник матеріалів 4-го міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 21–23 вересня 2016). Львів, 2016. 43 с.

7. Орел С. М., Іващенко О. В. Основні напрями діяльності в галузі екологічної безпеки Збройних Сил України. Збірник тез доповідей Міжнародної наукової конференції «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (Львів, 16–18 червня 2016). Львів, 2016. С.163–165.

8. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М.С Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу військової діяльності на довкілля при управлінні екологічною безпекою військ. Збірка тез доповідей XVII Міжнародної науково-технічної конференції «*Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки*» (Кременчук, 01–03 червня 2017). Кременчук, 2017. 45 с.

9. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапний підхід до оцінки екологічного ризику. Тези доповідей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції «*Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки*» (Кременчук, 11-13 травня 2018). Кременчук, 2018. 119 с.

10. Orel S., Ivaschenko O., Malyovanyu M. Assessment of the influence of military activity on the environment at the international peacekeeping and security center through the evaluation of environmental risk. *Environmental problems*. 2018. Vol.3. № 2. P. 129–132.

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

11. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінка екологічного ризику впливу діяльності Міжнародного центру миротворчості та безпеки на тваринний світ. Збірник матеріалів III Міжнародного конгресу «*Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*» (Львів, 17–19 вересня 2014). Львів, 2014. 40 с.

12. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on humans through a probabilistic ecological risk assessment. Example of a former missile base. *Journal of Defence Resources Management*. 2015. Vol. 6. № 2. P. 109–115.

13. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on environment using two-dimensional Monte Carlo method. *Science & Military*. 2015. Vol.10. № 2. P. 12–17.

14. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінювання впливу забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет на здоров'я людини та довкілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. № 26.3. С. 287–293.

Які додатково відображають наукові результати дисертації:

15. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка екологічного ризику забруднення довкілля викидами двигунів літаків. Тези доповідей Сьомої наукової конференції «*Новітні технології – для захисту повітряного простору*» (Харків, 13–14 квітня 2011). Харків, 2011. С. 49–50.

16. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка впливу військового підрозділу на довкілля у мирний час. Збірка тез доповідей Четвертої Всеукраїнської науково-технічної конференції «*Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ*» (Львів, 12–13 квітня 2011). Львів, 2011. 279 с.

17. Орел С. М., Іващенко О. В., Вихтинська Т. Г. Прийняття рішень в галузі екологічної безпеки військ за допомогою програми SADA. Збірка тез доповідей П'ятої Всеукраїнської науково-технічної конференції «*Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ*» (Львів, 15–17 травня 2012). Львів, 2012. С. 310–311.

18. Іващенко О. В. Методи оцінки впливу військової діяльності на навколишнє середовище. Збірник тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «*Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ*» (Львів, 14–15 травня 2015). Львів, 2015. 189 с.

19. Орел С. М., Іващенко О. В. Аспекти підготовки військ в галузі екологічної безпеки (на прикладі армії США). Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «*Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ*» (Львів, 18–20 травня 2016). Львів, 2016. 302 с.

20. Іващенко О. В. Війна як причина можливих екологічних катастроф Донбасу. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «*Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ*» (Львів, 11–12 травня 2017). Львів, 2017. С. 266–267.

O.Ivaschenko Environmental risk assessment of the chemical impact of military activity – Qualifying scientific work as manuscript.

Dissertation to obtain the Candidate of Technical Sciences Degree (PhD) specialty 21.06.01 – Ecological Safety. – Lviv Polytechnical National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2019.

This research addresses an actual practical scientific task: improving the quality and accuracy of assessing the impact of military activity on the environment and individuals through the concept of environmental risk. The proposed concept of the environmental risk assessment will reduce the cost of environmental protection measures.

The existing methods of environmental risks assessment with their advantages and disadvantages had been considered in this dissertation. The analysis of environmental risk possibility under the action of threshold and non-threshold stressor has been done. It is determined that the existing assessment methods are extremely inflexible, and the concept of environmental risk is more resource-efficient.

Methodological basis of deterministic probabilistic environmental risk exposure estimation based on the concept of the environmental risk was analyzed and summarized. According to the one-dimensional and two-dimensional Monte-Carlo Method, a phased risk assessment of the environmental impact on humans and the environment due to military activities was proposed.

Based on the case studies of the former missile base in the Zhytomyr region and the International Peacekeeping and Security Center (former Yavoriv Training Area), the level of environmental risk for the population and the environment of these military sites was estimated.

Keywords: ecological safety, risk, danger, variability, ignorance, cancerogenic effects, non-cancerogenic effects, deterministic estimation, probabilistic estimation, the Monte Carlo method.

LIST OF PUBLICATIONS

Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published:

1. Ivaschenko O. V. Ocinka ryzyku perebuвання vijs'kovosluzhbovciv na zagal'novijs'kovomu poligoni Zbrojnyh Syl Ukrainy. Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokorystuvannja. 2014. № 2. S. 134–141.
2. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Poetapna ocinka ryzyku vplyvu na ljudynu zabrudnennja dovkillja vnaslidok vijs'kovoji dijal'nosti. Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokorystuvannja. 2018. № 2. S. 61–72.
3. Orel S. M., Ivaschenko O. V., Mal'ovanyj M.S Paradygma ocinky ekologichnogo ryzyku u vijs'kovij sferi. Visnyk Kremenčuc'kogo nac. un-tu. 2011. № 2 (67), ch.1. S. 131–136.
4. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Upravlinnja ekologichnoju bezpekoju vijs'k za dopomogoj ocinky ekologichnogo ryzyku. Zbirka tez dopovidej Mizhnarodnoji naukovo-tehnicnoji konferenciji «Perspektyvy rozvytku ozbrojennja ta vijs'kovoji tehniki suhoputnyh vijs'k» (L'viv, 14–16 travnja 2014). L'viv, 2014. S. 236–237.
5. Orel S., Ivaschenko O. Ecological safety management of forces through ecological risk assessment. Science & Military. 2014. V.9. №1. P. 42–46.
6. Ivaschenko O.V. Osoblyvosti provedennja imovirnisnoji ocinky ekologichnogo ryzyku vplyvu zabrudnjuvachiv na elementy dovkillja. Zbirnyk materialiv 4-go mizhnarodnogo kongresu «Zahyst navkolyshn'ogo seredovyscha. Energooschadnist'. Zbalansovane pryrodokorystuvannja» (L'viv, 21–23 veresnja 2016). L'viv, 2016. 43 s.
7. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Osnovni naprjamy dijal'nosti v galuzi ekologichnoji bezpeky Zbrojnyh Syl Ukrainy. Zbirnyk tez dopovidej Mizhnarodnoji naukovoji konferenciji «Vyklyky polityky bezpeky: istorija ta suchasnist'» (L'viv, 16–18 cherevnja 2016). L'viv, 2016. S.163–165.
8. Orel S. M., Ivaschenko O. V., Mal'ovanyj M.S Osoblyvosti provedennja imovirnisnoji ocinky ekologichnogo ryzyku vplyvu vijs'kovoji dijal'nosti na dovkillja pry upravlinni ekologichnoju bezpekoju vijs'k. Zbirka tez dopovidej HVII Mizhnarodnoji naukovo-tehnicnoji konferenciji «Ideji akademika V.I. Vernads'kogo

ta problemy stalogo rozvytku osvity i nauky» (Kremenčuk, 01–03 chervnja 2017). Kremenčuk, 2017. 45 s.

9. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Poetapnyj pidhid do ocinky ekologichnogo ryzyku. Tezy dopovidej HVIII Mizhnarodnoji naukovo-praktyčnoji konferenciji «Ideji akademika V. I. Vernads'kogo ta problemy stalogo rozvytku osvity i nauky» (Kremenčuk, 11-13 travnja 2018). Kremenčuk, 2018. 119 s.

10. Orel S., Ivaschenko O., Malyovanyy M. Assessment of the influence of military activity on the environment at the international peacekeeping and security center through the evaluation of environmental risk. *Environmental problems*. 2018. Vol.3. № 2. P. 129–132.

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:

11. Orel S. M., Ivaschenko O. V., Mal'ovanyj M. S. Ocinka ekologichnogo ryzyku vplyvu dijtal'nosti Mizhnarodnogo centru myrotvorčosti ta bezpeky na tvarynnyj svit. Zbirnyk materialiv III Mizhnarodnogo kongresu «Zahyst navkolyshn'ogo seredovyscha. Energooschadnist'. Zbalansovane pryrodokorystuvannja» (L'viv, 17–19 veresnja 2014). L'viv, 2014. 40 s.

12. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on humans through a probabilistic ecological risk assessment. Example of a former missile base. *Journal of Defence Resources Management*. 2015. Vol. 6. № 2. P. 109–115.

13. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on environment using two-dimensional Monte Carlo method. *Science & Military*. 2015. Vol.10. № 2. P. 12–17.

14. Orel S. M., Ivaschenko O. V., Mal'ovanyj M. S. Ocynjuvannja vplyvu zabrudnennja gruntu v rajoni bojovyh startovyh pozycij balistychnyh raket na zdorov'ja ljudyny ta dockillja. *Naukovyj visnyk NLTU Ukrainy*. 2016. № 26.3. S. 287–293.

Scientific works, which additionally reflect the scientific results of the dissertation:

15. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Ocinka ekologichnogo ryzyku zabrudnennja dockillja vykydamy dvyguniv litakiv. Tezy dopovidej S'omoji naukovoji konferenciji

«Novitni tehnologiji – dlja zahystu povitrjanogo prostoru» (Harkiv, 13–14 kvitnja 2011). Harkiv, 2011. S. 49–50.

16. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Ocinka vplyvu vijs'kovogo pidrozdilu na dovkillja u myrnyj chas. Zbirka tez dopovidej Chetvertoji Vseukrajins'koji naukovotehnichnoji konferenciji «Perspektyvy rozvytku ozbrojennja ta vijs'kovoji tehniky suhoputnyh vijs'k» (L'viv, 12–13 kvitnja 2011). L'viv, 2011. 279 s.

17. Orel S. M., Ivaschenko O. V., Vyhtyns'ka T. G. Pryjnattja rishen' v galuzi ekologichnoji bezpeky vijs'k za dopomoguju programy SADA. Zbirka tez dopovidej P'jatoji Vseukrajins'koji naukovotehnichnoji konferenciji «Perspektyvy rozvytku ozbrojennja ta vijs'kovoji tehniky suhoputnyh vijs'k» (L'viv, 15–17 travnja 2012). L'viv, 2012. S. 310–311.

18. Ivaschenko O. V. Metody ocinky vplyvu vijs'kovoji dijal'nosti na navkolyshnje seredovysche. Zbirnyk tez dopovidej Mizhnarodnoji naukovotehnichnoji konferenciji «Perspektyvy rozvytku ozbrojennja ta vijs'kovoji tehniky suhoputnyh vijs'k» (L'viv, 14–15 travnja 2015). L'viv, 2015. 189 s.

19. Orel S. M., Ivaschenko O. V. Aspekty pidgotovky vijs'k v galuzi ekologichnoji bezpeky (na prykladi armiji SShA). Zbirka tez dopovidej Mizhnarodnoji naukovotehnichnoji konferenciji «Perspektyvy rozvytku ozbrojennja ta vijs'kovoji tehniky suhoputnyh vijs'k» (L'viv, 18–20 travnja 2016). L'viv, 2016. 302 s.

20. Ivaschenko O. V. Vijna jak prychna mozhlyvyh ekologichnyh katastrof Donbasu. Zbirka tez dopovidej Mizhnarodnoji naukovotehnichnoji konferenciji «Perspektyvy rozvytku ozbrojennja ta vijs'kovoji tehniky suhoputnyh vijs'k» (L'viv, 11–12 travnja 2017). L'viv, 2017. S. 266–267.

З М І С Т

	С.
Перелік умовних позначень	12
Вступ	14
Розділ 1 Огляд методів оцінки стану навколишнього природного середовища	19
1.1 Аналіз існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки	19
1.2 Оцінка ступеня екологічної небезпеки за допомогою концепції екологічного ризику	23
1.3 Постановка завдання дослідження	37
Висновки до розділу 1	38
Розділ 2 Методологія оцінки ризику	40
2.1 Вплив стресора на здоров'я людини	40
2.1.1 Ідентифікація небезпеки	41
2.1.2 Характеристика експозиції	43
2.1.3 Характеристика залежності "доза-відгук"	48
2.1.4 Характеристика ризику	49
2.2 Вплив стресора на довкілля	55
2.2.1 Ідентифікація небезпеки	56
2.2.2 Характеристика експозиції	63
2.2.3 Характеристика "доза-відгук"	72
2.2.4 Характеристика ризику	76
2.3 Результати оцінки екологічного ризику	82
2.3.1 Оцінка впливу військової діяльності на довкілля	82
2.3.2 Оцінка впливу військової діяльності на здоров'я людини	91
Висновки до розділу 2	97
Розділ 3 Особливості імовірнісної оцінки	99

3.1	Вплив стресора на здоров'я людини	99
3.1.1	Поняття про невизначеність	99
3.1.2	Характеристика невизначеності	102
3.2	Вплив стресора на навколишнє середовище	112
3.2.1	Моделювання мінливості відгуку рецептора на дію стресора	112
3.2.2	Моделювання мінливості при оцінці екологічного ризику	114
3.2.3	Моделювання необізнаності при оцінці екологічного ризику	117
3.3	Чутливість	122
3.4	Доцільність проведення імовірнісної оцінки	123
Висновки до розділу 3		126
Розділ 4	Поетапний підхід до оцінки ризику	127
4.1	Приклад поетапної оцінки ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності	131
4.2	Приклад поетапної оцінки ризику впливу на навколишнє середовище забруднення довкілля внаслідок військової діяльності	140
Висновки до розділу 4		145
Висновки		146
Список використаних джерел		148
Додатки		163

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ
СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ**

ГДВ	Гранично допустимих величин
ГДК	Гранично допустимих концентрацій
ЕН	Екологічна небезпека
НС	Навколишнє середовище
ЛК	Летальних концентрацій
ОБРВ	Орієнтовно безпечних рівнів впливу
ПК	Порогова концентрація
ТДК	Тимчасово допустимих концентрацій
AD	Скореговане значення порогової дози
ADD/ADC	Середньодобова доза/концентрація
$C_{\text{доп}}$	Допустима гранична концентрація
D	Доза стресора
HI	Індекс небезпеки
HQ	Коефіцієнт небезпеки
LADD	Середньодобова доза протягом життя
LOAEL	Виявлена дослідним шляхом якнайменша доза, яка призводить до появи статистично або біологічно значущих несприятливих ефектів
LOEL	Виявлена дослідним шляхом якнайменша доза, яка призводить до появи статистично або біологічно значущих ефектів
NOAEL	Найбільша доза, яка не призводить до появи статистично або біологічно значущих несприятливих ефектів
NOEL	Найбільша доза, яка не призводить до появи яких би не було статистично або біологічно значущих ефектів
P	Значення імовірності впливу стресора
R	Значення ризику
RfD (RfC)	Референтна доза (концентрація)

SF	Фактор ризику
SSD	Розподіл чутливості видів
TRV	Референтна величина токсичності
UF	Фактор біоаккумуляції
USEPA	Американське агентство з охорони навколишнього середовища

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Глобальність сучасної екологічної проблеми виявляється у тому, що антропогенна діяльність, яка зрівнялася нині за своєю потужністю з геологічними процесами, вже почала вносити суттєві порушення у відрегульовані протягом тисячоліть механізми планетарної рівноваги природного середовища. Природа сьогодні вже не в змозі самостійно аналювати результати господарсько-економічної діяльності людського суспільства. Загроза глобального апокаліпсису свідчить про вичерпність можливостей саморегуляції біосфери в умовах зростання інтенсивності людської діяльності в природі. Функцію регулятора має відтепер виконувати суспільство.

Свій внесок у виникнення і розвиток глобальної екологічної кризи вносить і військова діяльність. Деякі автори відносять її вплив до діяльності галузі промисловості середніх масштабів [43], тобто вагомість військової діяльності у загальному забрудненні довкілля сягає 8 – 10% [82].

Для забезпечення екологічної безпеки військ важливим є прийняття правильних і аргументованих рішень командирами і начальниками, для чого бажано мати певні критерії оцінки загрози для життя і здоров'я військовослужбовців та стану навколишнього природного середовища у процесі здійснення військової діяльності.

Концепція оцінки ризику в даний час практично у всіх країнах світу і міжнародних організаціях розглядається як головний механізм розробки і ухвалення управлінських рішень як на міжнародному, державному або регіональному рівнях, так і на рівні окремого потенційного джерела забруднення навколишнього середовища в тому числі і військового призначення [83].

Таким чином, актуальним є наукове завдання за допомогою концепції оцінки ризику показати можливість отримання даних, що сприяють прийняттю аргументованих рішень в галузі забезпечення екологічної безпеки військ. При цьому важливо розглянути обидві складові екологічної безпеки: ризик впливу компонентів довкілля на здоров'я людей (військовослужбовців) і ризик впливу

людської діяльності, в тому числі і військової, на навколишнє природне середовище (екологічний ризик).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана в межах досліджень кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення Національної академії сухопутних військ ім. П. Сагайдачного згідно з науково-технічною програмою Міністерства оборони України за держбюджетною темою «Удосконалення системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України», №ДР 0101U001896, в якій здобувач був співвиконавцем.

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є проведення оцінки впливу військової діяльності на довкілля та людину, використовуючи концепцію екологічного ризику.

Для досягнення поставленої мети визначено наступні завдання дослідження:

– аналіз і систематизація сучасних методичних підходів з оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення для прийняття рішення про доцільність і масштабність проведення природоохоронних заходів і вибір найбільш перспективного;

– розробка теоретичних положень детермінованої оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні скринінгових досліджень;

– розробка теоретичних положень імовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні поглиблених досліджень;

– розробка цілісної концепції екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину.

Об'єкт досліджень – процес комплексного оцінювання впливу військової діяльності на навколишнє середовище із застосуванням концепції екологічного ризику.

Предмет досліджень – рівень екологічної безпеки людини та навколишнього природного середовища при проведенні військової діяльності.

Методи дослідження. Засновані на комплексному використанні положень системного аналізу і теорії ризиків щодо екологічної безпеки людини та навколишнього природного середовища при проведенні військової діяльності. В роботі були використані методи математичної статистики, методи системного аналізу, статистичні методи обробки інформації, теорія ризиків. Для прогнозування та моделювання екологічних ситуацій в межах об'єктів дослідження використовувалось програмне забезпечення Microsoft Excel, Crystal Ball 7.2.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у теоритичної розробці методології застосування концепції екологічного ризику для поглибленого оцінювання впливу військової діяльності на людину та навколишнє середовище, а саме:

1) вперше систематизовані і науково обґрунтовані методологічні аспекти визначення впливу військової діяльності на людину та довкілля за допомогою концепції екологічного ризику;

2) набули подальшого розвитку наукові підходи до визначення впливу військової діяльності на людину та довкілля за допомогою імовірнісної оцінки екологічного ризику, що дозволило врахувати невизначеності притаманні вихідним величинам при оцінці ризику;

3) удосконалено систему прийняття рішень відносно мінімізації витрат на оцінку негативного впливу на довкілля шляхом поетапного підходу до оцінки екологічного ризику.

Практичне значення отриманих результатів. Розроблені алгоритми оцінки впливу військової діяльності на людину та довкілля використовувались при удосконаленні системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України.

Результати дисертаційної роботи використовуються: Головним управлінням підготовки Збройних Сил України під час заходів оперативної підготовки в

органах військового управління (акт про використання наукових результатів від 22.08.2019 року); військовою частиною А2667 при оцінювання ступеня небезпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення (акт про використання наукових результатів від 12.02.2019 року).

Результати дисертаційної роботи впроваджені в навчальний процес на кафедрі управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення Національної академії сухопутних військ імені гетьмана П.Сагайдачного при викладанні дисципліни «Управління повсякденною діяльністю підрозділів» (акт впровадження від 15.01.2020).

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є результатом досліджень автора у галузі екологічної безпеки і охорони довкілля від техногенного впливу військової діяльності. У наукових публікаціях, виконаних особисто та у співавторстві, здобувачеві належать основна ідея, здійснення аналізу результатів попередніх наукових і практичних досліджень, проведення розрахунків і формування висновків.

У роботах [85, 93, 94, 99, 100, 101, 139] автором проведений аналіз впливу військової діяльності на людину та довкілля та визначені шляхи оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення для прийняття рішення про доцільність і масштабність проведення природоохоронних заходів і вибір найбільш перспективного.

У роботах [84, 88, 89, 95] автором розглянуті основні положення використання методології екологічного ризику для оцінки впливу військової діяльності на людину та довкілля і розроблені теоретичні положення детермінованої оцінки екологічного ризику при проведенні скринінгових досліджень.

У роботах [87, 91, 92, 96, 97, 138] автором розроблені теоретичні положення імовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні поглиблених досліджень.

У роботах [90, 93, 94, 98, 137] виконана розробка цілісної концепції екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину і наведені приклади оцінки, використовуючи

реальні дані про стан природного середовища, забрудненого військовою діяльністю.

Апробація результатів досліджень. Основні положення та результати дисертаційної роботи доповідалися і обговорювалися на таких конференціях: Міжнародна науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 2011 –2017 р.р.), Сьома наукова конференція «Новітні технології – для захисту повітряного простору» (Харків, 2011), Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 2014, 2016, 2018 р.р.), Міжнародна наукова конференція «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (Львів, 2016), XVII Міжнародна науково-технічна конференція «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 2017, 2018 р.р.), Міжнародна наукова конференція "Людина і техніка у визначних битвах світових воєн ХХ століття" (Львів, 2017).

Публікації. За результатами досліджень, представлених у дисертаційній роботі, опубліковано 20 наукових праць, з яких: 5 статей у наукових фахових виданнях України, 1 стаття у виданні, що входить до наукометричної бази даних Index Copernicus, 3 статті опубліковані у зарубіжних виданнях, 12 тез доповідей на конференціях.

Структура дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел, додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 180 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 33 рисунками, текст містить 24 таблиці, у бібліографії наведено 139 літературних джерел, дисертація містить 4 додатка.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД МЕТОДІВ ОЦІНКИ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1 Аналіз існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки

Оцінювання стану навколишнього природного середовища є необхідною передумовою прийняття рішення, а в подальшому виконання певних дій для забезпечення його захисту. Важливо оцінити ступінь екологічної небезпеки (ЕН), тому що розраховані дані мають бути основою для розробки та реалізація стратегії з метою її мінімізації.

Спроба провести аналіз та систематизувати існуючі методи оцінки ступеня ЕН зроблена у роботі [1]. Відповідно до розробленої класифікації всі методи оцінки стану ЕН поділяються на два типи: інтегральні та диференціальні.

Диференціальні методи засновані на використанні одиночних показників стану довкілля і полягають у порівнянні їх з відповідним показником, що характеризує задовільну якість (екологічну безпеку).

Інтегральна оцінка являє собою поєднання декількох диференціальних показників у процесі їх взаємодії, в один комплексний показник [2].

Диференціальні методи

Оцінка екологічної безпеки об'єктів навколишнього середовища (НС), яка базується на використанні диференціальних показників, зазвичай проводиться за допомогою порівняння спостережуваних (вимірюваних) станів з нормами, нормативами, хімічними, біологічними, фізичними стандартами чистоти ґрунтів, вод, наявністю в них технічних і токсичних речовин [4]. Нормативні показники встановлюються у результаті спеціальних досліджень. Усі чинні нормативно-законодавчі обмеження техногенного навантаження на навколишнє природне середовище є прийнятим компромісом для соціально-економічної системи між допустимим і реальним рівнем забруднення НС. Норми якості об'єктів НС встановлюються на основі визначення величин гранично допустимих впливів на системи спостережуваних (вимірюваних) станів з встановленими стандартами, які

гарантують екологічну безпеку для живих організмів і людини із збереженням генетичного фонду, забезпечують раціональне використання та відтворення природних ресурсів в умовах сталого розвитку господарської діяльності [5, 6].

На практиці в системі моніторингових спостережень використовуються дві основні групи нормативних показників: санітарно-гігієнічні та екологічні.

Санітарно-гігієнічні показники встановлюються з позиції гарантії екологічної безпеки населення. Гігієнічний норматив – це максимальний фізіологічно безпечний кількісний рівень, який встановлюється для шкідливих факторів. Він гарантує збереження здоров'я загалом, включаючи генетичне і репродуктивне здоров'я як окремої особистості, так і всієї людської популяції [7]. В основу наукової концепції гігієнічного нормування покладено вивчення загальних властивостей та особливостей впливу факторів НС різної природи на організм людини. Екологічні показники встановлюються з позиції гарантії екологічної безпеки біоти.

Відповідно до цієї концепції, ступінь забруднення НС прийнято оцінювати за кратністю перевищення гранично допустимих величин (ГДВ) [8]. ГДВ – показник рівня деякого негативного фактору, який ні негайно, ні в майбутньому не має шкідливого впливу на теперішнє і майбутнє покоління. ГДВ може бути представлена у вигляді: величини гранично допустимих концентрацій (ГДК), тимчасово допустимих концентрацій (ТДК), летальних концентрацій (ЛК), порогових концентрацій (ПК), орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) та ін. До останнього часу при визначенні ГДВ застосовувався антропоцентричний підхід, але поступово має місце перехід до врахування міри впливу забруднювальних речовин не тільки на здоров'я людини, а й на дикі тварини, рослини, гриби, мікроорганізми та на природні угруповання в цілому. Якщо речовина має шкідливий вплив на навколишнє середовище в менших концентраціях, ніж на людину або інші живі організми, то при нормуванні необхідно виходити з порогу впливу цієї речовини на навколишнє природне середовище (так званий екологічний норматив).

Сутність методу ГДВ полягає у звичайному порівнянні справжньої (вимірної) величини із граничними значеннями. Для оцінки стану ЕН різних видів (природи) використовуються безрозмірні нормовані величини A_{ij} :

$$A_{ij}=a_{ij}/a_{ndvij}, \quad (1.1)$$

де a_{ij} – фактичне значення i -ої характеристики, яка визначає j -ий вид факторів; a_{ndvij} – гранично допустиме значення цієї характеристики.

Для будь-якого фактора (будь-якої природи забруднювача) прийнятні стани екологічної безпеки системи будуть реалізовані за умов

$$A_{ij} \leq 1$$

Переваги методу:

- легкість використання;
- нормативно-правова база України та інших країн в основному ґрунтується на цьому методі;
- створений значний банк даних ГДВ для різноманітних шкідливих факторів, певних середовищ та різних умов.

Недоліки методу:

- здійснює тільки якісну оцінку небезпеки, тобто ми отримуємо всього два результати: «безпечно» або «небезпечно»;
- поняття ГДВ є внутрішньо суперечливе, науково необґрунтоване малоінформативне (для різних держав ГДВ може змінюватися від 10 до 100%);
- невизначеність величини ГДВ може викликати «фобії» або навпаки благодушне ставлення до «шкідливості»;
- з'являється можливість виникнення імперативних рішень, щодо змінення величини ГДВ;
- метод фактично не враховує вплив шкідливих факторів, які сумуються, в першу чергу ті що мають різне походження.

Інтегральні методи

Інтегральна оцінка являє собою поєднання декількох показників стану навколишнього середовища, у процесі їх взаємодії, у один комплексний показник.

Міжнародне співтовариство розглядає його в якості комплексного інструментарія для виміру та представлення еколого-економічного напрямку розвитку в країні. У світовій практиці для інтегрованих показників стану довкілля визначаються наступні завдання:

- оцінка місця й ролі екологічних проблем, які супроводжують економічне зростання держави;
- визначення стратегічних пріоритетів у короткотермінових та довготермінових програмах соціально-економічного розвитку, які зорієнтовані на сталий розвиток суспільства та його рівновагу з динамічними процесами навколишнього середовища;
- визначення джерел фінансування та політичних пріоритетів природоохоронних стратегій;
- визначення пріоритетних екологічних проблем, які потребують першочергових вирішень на підставі реалістичних, ефективних та економічно зрівноважених рішень [10].

Інтегровані показники виконують роль кількісних цільових завдань на кожному етапі їх впровадження. Основним джерелом цих показників є первинна інформація про стан довкілля (дані моніторингу), що підлягає обробці та аналізу на наступному рівні і є підставою для розробки екологічних показників або індикаторів. Термін “індикатор” в перекладі з латині *indicare* означає розкриття, доведення до відома громадськості, а в сучасному трактуванні репрезентує емпіричну модель реальності, яка слугує основою для розробки індексів [11].

Індекси являються вершиною інформаційної піраміди, це найбільш агреговані чисельні показники для визначення заходів екологічної політики та прийняття відповідних рішень. Індекс являє собою співвідношення реального стану до оптимального стану навколишнього середовища. Оптимальний стан навколишнього середовища, в свою чергу, це науково обґрунтовані оптимальні параметри природних екосистем з точки зору їх асиміляційної ємності щодо антропогенного впливу в регіональних природних умовах [12].

Суть індексних методів інтегральної оцінки стану ЕН зводиться до встановлення індексу у вигляді конкретного виду функції, значення якої може змінюватись у певних межах, і до якої входять показники стану окремих компонент довкілля (гідросфери, атмосфери та літосфери). Такий показник претендує на комплексну оцінку стану ЕН регіону, промислового чи іншого об'єкту [1]. Індексні методи інтегральної оцінки стану ЕН використовувались у цілій низці робіт [11–19].

Індексна інтегральна оцінка стану ЕН має суттєвий недолік – внаслідок індивідуального вибору кожним дослідником виду функції, яка б (за переконанням цього дослідника) адекватно описувала стан ЕН через його диференціальні показники, індексні методи оцінки є суб'єктивними, функцію залежності між комплексними розрахунковими оцінками стану ЕН, введених різними дослідниками, знайти важко, а, здебільшого, і неможливо. Значення цих показників не допоможуть також вибрати стратегію застосування організаційних чи технічних заходів із метою мінімізації рівня ЕН [1].

Тому для оцінки стану ЕН довкілля використовуються й інші методи, так, наприклад, методологічним прийомом оцінки виступили два статистичних методи: рангів і питомої участі, що дозволяє стандартизувати екологічні ознаки з різними одиницями вимірювання. Сутність першого методу полягає в заміні абсолютних показників ранговими номерами, другого — відносними показниками структури, вираженими у відсотках до підсумку по об'єкту досліджень [2, 9, 10].

1.2 Оцінка ступеня екологічної небезпеки за допомогою концепції екологічного ризику

Концепція абсолютної безпеки (концепція нульового ризику), яка домінувала до початку 80-х років минулого століття, теоретично припускала можливість за допомогою використання інженерних засобів захисту виключити будь-яку небезпеку для людини й навколишнього природного середовища. Певна фетишизація інженерних засобів захисту від загроз екологічного характеру була

можлива тільки за порівняно невисокого рівня продуктивних сил. У міру розвитку технічного прогресу вартість інженерних систем захисту неухильно зростала, але при цьому внаслідок їхнього ускладнення, відповідно, знижувалася їхня надійність. Усі ці фактори поставили під сумнів концепцію абсолютної безпеки, яка стала неадекватною внутрішнім законам техносфери й біосфери [20, 31].

У цих умовах (унаслідок обмеженості матеріальних ресурсів, з одного боку, а з другого – у зв'язку з необхідністю подальшого свого прогресу) суспільство змушене було перейти від концепції абсолютної безпеки до концепції допустимого ризику, що, по суті, означає констатацію факту недосяжності абсолютної безпеки. Знаючи величину ризику і порівнюючи її з якоюсь певною величиною (прийнятний або допустимий ризик), робиться висновок про рівень небезпеки даної діяльності. Тут під терміном "прийнятний ризик" будемо розуміти ту величину ризику, з якою суспільство погоджується, враховуючи положення, що абсолютної безпеки досягти неможливо, виходячи з економічних, технічних, етнічних та інших умов (концепція ненульового ризику) [20, 21].

Екологічний ризик може в певному розумінні умовно корелювати й виражати відношення екологічної небезпеки, оскільки він припускає настання певної складності події в якийсь прогнозований проміжок часу. Оцінка екологічного ризику за своєю суттю означає прогноз настання несприятливих наслідків певного ступеня важкості є зрештою рекомендацією для розробки превентивних заходів.

Ставлення до концепції екологічного ризику в деякій мірі суперечливе, воно змінюється від ствердження «оцінка ризику – це інструмент наукового аналізу, скринінгова гігієнічна діагностика, а не міра контролю й управління» [22] до «стара концепція екологічної безпеки, яка бере до уваги тільки показники ГДК, у тому числі ГДС і ГДВ, повинна поступитися місцем концепції екологічного ризику» [23]. Істина, як завжди, знаходиться десь посередині. Незважаючи на наявні проблеми, ця концепція дедалі ширше впроваджується в екологічний менеджмент. Є численні приклади ефективного використання концепції ризику в різних сферах людської діяльності [67, 68].

Концепція екологічного ризику [69, 70] набула значного поширення в багатьох країнах: ЕС [29, 56], Канаді [27], Австралії [38] особливо в США [24–26, 28, 30]. В Україні зроблені лише деякі кроки по оцінці ризику впливу атмосферного повітря на здоров'я людини [32, 34–37].

Традиційно в англomовній літературі здійснюється розподіл понять ризиків здоров'ю людини (human health risk) і ризиків стану навколишнього природного середовища (environmental risk) [39–41, 50]. У російсько- та україномовній літературі ці поняття об'єднуються за загальною назвою «екологічний ризик», що, очевидно, має певний сенс, тому що, як правило, стан навколишнього природного середовища цікавить нас в плані його впливу на здоров'я та благополуччя людини. Разом з тим у багатьох випадках екологічні ризики, пов'язані із загрозою здоров'ю і життю людей, необхідно розглядати окремо від ризиків, що обумовлені загрозою стану навколишнього середовища.

Впливу військової діяльності на людину та стан навколишнього середовища останнім часом приділяється значна увага, враховуючи екологічні проблеми та їх оцінку, які така діяльність викликає. Наприклад, за оцінками експертів екологічних служб оборонних відомств різних держав, узагальнений ефект від впливу збройних сил на довкілля в мирний час можна порівняти із впливом однієї з галузей промисловості середнього масштабу [42–44].

Це обумовлює необхідність вивчення проблеми наявності екологічного ризику в діяльності Збройних Сил України, зокрема в результаті утримання та експлуатації авіаційних і військово-морських баз, військових полігонів, навчальних центрів, баз і складів пально-мастильних матеріалів, військово-ремонтних підприємств, парків бойової і автотракторної техніки, військових лісгоспів, об'єктів тепло-, водо-, енергопостачання, зливних і очисних споруд, місць збору та утилізації відходів, а також внаслідок неможливості дотримання вимог екологічної безпеки під час проведення заходів бойової підготовки військ (сил). Стурбованість щодо наявності екологічного ризику викликають арсенали, бази і склади боєприпасів та озброєння, бази і склади пального, особливо ті, на

яких зберігаються компоненти ракетного палива, склади військ радіаційного, хімічного та біологічного захисту [45–47].

Аналізуючи екологічний ризик у діяльності Збройних Сил України, слід зазначити деякі його властиві риси, пов'язані насамперед із особливостями цього виду діяльності. Це виражається в тому, що діяльність Збройних Сил України необхідно розглядати в мирний і воєнний час, при яких її зміст, умови, а тому, і прояви екологічного ризику, будуть різними. Повсякденна діяльність Збройних Сил України проявляється в проведенні навчань, випробовувань, спеціальних робіт, господарської діяльності, забезпеченні життєдіяльності підрозділів. Така діяльність супроводжується певними небезпеками, ризик яких, в першу чергу екологічний, повинен бути оцінений і при перевищенні допустимого, повинно бути прийнято необхідне рішення, яке б забезпечувало безпечну діяльність протягом всього життя людей. Інший вид діяльності – ведення дій в умовах бойового розгортання та в умовах надзвичайних ситуацій, спричинених аваріями на військових об'єктах та об'єктах господарської діяльності. Така діяльність завдає найбільшу шкоду життю та здоров'ю військовослужбовців, але ціна невиконання бойової задачі дуже висока, оскільки призводить до загрози ураження ще більшого числа військовослужбовців, мирного населення та навколишнього природного середовища. У цьому випадку критерієм допустимого ризику є виконання бойової задачі з мінімальним впливом на здоров'я військовослужбовців як безпосередньо, так і у віддаленому майбутньому [48].

Військова діяльність супроводжується використанням і зберіганням значної кількості різних хімічних речовин: пально-мастильних матеріалів, антифризів, розчинників, вибухових речовин, компонентів ракетного палива і т.п. Певна частина цих речовин або продуктів їх згоряння потрапляє в повітря, ґрунти, в поверхневі або ґрунтові води. Багато забруднювачів є небезпекою для здоров'я і життя людей та довкілля, тому в подальшому основний акцент при оцінці ризику будемо робити на вплив саме хімічних речовин на них.

На підставі наведеного вище визначення ризик впливу певної небезпеки (стресора) на людину та/або природне середовище (рецептора) відображається за допомогою рівняння [49, 51, 52, 53]

$$R = P \cdot PC, \quad (1.2)$$

де R – значення ризику;

P – значення імовірності впливу стресора;

PC – значення імовірності настання негативних наслідків.

Значення P можна встановити теоретично шляхом побудови імовірнісної математичної моделі впливу стресора на рецептор. Однак побудова такої моделі становить великі труднощі, і на практиці, наприклад, для хімічних речовин використовують або токсикологічний підхід, тобто визначають вплив речовини на піддослідних тварин з подальшим переносом отриманих результатів на людину, або епідеміологічний підхід, тобто використовують статистичні дані із впливу речовини на людину у виробничих умовах, або при аварійних викидах речовини у довкілля. Обидва методи не забезпечують достатньої точності через відмінності фізіологічних показників тварини і людини та складності екстраполяції впливу значних доз хімічної речовини у виробничих умовах на малі при довгостроковому хронічному впливі. Все ж епідеміологічний підхід вважається більш придатним, і йому надають перевагу за наявності статистичних даних [49, 51, 52]. У цьому випадку при дії однакової дози речовини на групу людей імовірність її впливу визначається рівнянням

$$P = n/N, \quad (1.3)$$

де n – кількість людей, що отримали ураження;

N – кількість людей, на яких впливала речовина.

Якщо дія дози хімічної речовини призводить до однакових наслідків з приблизно однаковою імовірністю, тоді в першому наближенні

$$R \sim P = n/N. \quad (1.4)$$

На практиці часто доводиться говорити не про значення ризику дії того чи іншого стресора на організм людини та/або навколишнє природне середовище, а про значення його додаткового ризику [49–51, 53]. Це відбувається тому, що дослідження негативних дій стресорів показують, що такі самі дії можуть спостерігатися, як правило, в значно менших масштабах, і там, де даний стресор відсутній, тобто в контрольних групах, які використовуються для порівняння. Так, випадки захворювання раком легенів, що викликаються типовим представником поліароматичних вуглеводнів — бензо(а)піреном, доводиться виявляти на фоні випадків раку легенів, обумовлених зовсім іншими причинами [54]. Отже, треба враховувати, що пов'язаний з даною речовиною ризик звичайно накладається на вже існуючий ризик, тому його і називають додатковим.

Значення додаткового ризику визначається рівнянням

$$R_e = (R_r - R_c)/(1 - a \cdot R_c), \quad (1.5)$$

де R_e – значення додаткового ризику ураження від дії даного стресора;

R_r і R_c – ризик появи таких же негативних ефектів у групі ризику і в контрольній групі відповідно;

a – коефіцієнт, що характеризує частку проявлених в контрольній групі ефектів, що вивчаються, пов'язаних з незалежними механізмами їх формування.

Коефіцієнт a може змінюватися від 0 до 1. Якщо механізми формування шкідливих дій в досліджуваній і контрольній групах однакові, то $a = 0$, і формула (1.5) спрощується:

$$R_e = R_r - R_c, \quad (1.6)$$

Якщо ж ці механізми різні, то $a = 1$ і формула (1.5) приймає вигляд

$$R_e = (R_r - R_c)/(1 - R_c), \quad (1.7)$$

Точне значення коефіцієнта a встановити дуже важко, тому звичайно приймають $a = 1$. Це призводить до дещо завищених оцінок додаткового ризику, тобто в порівнянні з рівнянням (1.5) співвідношення (1.7) є більш консервативним.

Очевидно, що додатковий ризик, зумовлений присутністю в оточуючому середовищі стресора, залежить від величини експозиції E (наприклад, дози чи концентрації хімічних речовин, дози радіоактивного опромінення, тощо) рецептора [52, 55]. Тобто $R_e = f(E)$, таку залежність ще називають «залежність «експозиція – відгук». Існують різні види залежності R_e від E , основні з яких надані на рисунку 1.1.

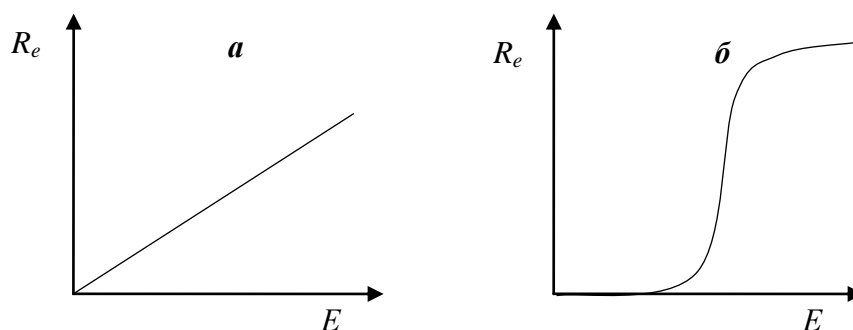


Рисунок 1.1 – Співвідношення між експозицією (E) і відгуком на неї (значенням додаткового ризику R_e):

a — лінійний зв'язок для безпорогового стресора;

b — складний зв'язок для порогового стресора.

Як функція $f(E)$, що описує ефекти дії порогових забруднювачів, використовується одна з математичних моделей, вигляд і параметри якої визначаються в результаті спеціальних досліджень (як вже наголошувалося, ними можуть бути як польові спостереження, так і досліди на лабораторних рослинах та тваринах). Призначення математичної моделі — відображення основних закономірностей співвідношення між експозицією і відгуком (реакцією) на неї, встановлені в процесі попередніх досліджень. Моделі використовують для опису

залежності $R_e = f(E)$ різні функції: розподіл Вейбулла–Гнеденко, лінійно-квадратичну та ін., але частіше функція $f(E)$ має вигляд емпіричної кривої [49, 51].

1.2.1 Екологічний ризик від дії безпорогового стресора

Якщо в процесі встановлення залежності «експозиція – відгук» величина експозиції знаходиться в межах вивченого інтервалу значень, то використання одержаної моделі є виправданим. У цьому випадку залежність $R_e = f(E)$ має, як правило, вигляд, подібний до рисунку 1.1б. У разі ж експозиції, величина якої менше нижньої межі досліджених значень і довготривалих термінів дії стресора, доводиться проводити екстраполяцію. При цьому для особливо небезпечних стресорів, наприклад, канцерогенів, очікується, що у сфері малих величин експозиції співвідношення між останньою і реакцією на неї є лінійним [57–60]. Крім того вважається, що дія стресора не має порогу, тобто розглядається випадок a на рисунку 1.4. Насправді це далеко не завжди вважається коректним, дуже багато стресорів проявляють свою негативну дію тільки після того, як їх доза перевершила порогове значення. Припущення про відсутність порогу призводить до деякого завищення ефектів і ризику, це робиться свідомо для перестраховки оцінок, що розраховуються.

Таким чином, гіпотеза про лінійний і безпороговий характер залежності «експозиція – відгук» у області малих (субекспериментальних) значень порогу дозволяє оцінювати значення ризику за допомогою простого співвідношення

$$R_e = SF \cdot D, \quad (1.8)$$

де SF – фактор ризику, або фактор нахилу, який характеризує ступінь наростання ризику із збільшенням дози стресора D на одну одиницю.

Величину SF отримують, наприклад, шляхом поділу значення ризику R_{\min} , відповідного мінімальній дослідженій дозі (нижній межі інтервалу значень доз, що вивчався) на величину мінімальної з досліджених доз D_{\min} (звідси і термін «фактор нахилу» [57, 61]) (рис. 1.2).

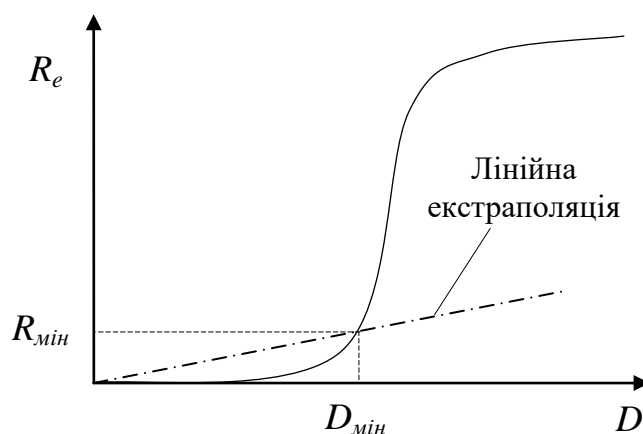


Рисунок 1.2 – Залежність "доза-відгук" для хімічного канцерогену

$$SF = R_{\min} / D_{\min}, \quad (1.9)$$

Оскільки значення ризику – величина безрозмірна, то очевидно, що величина фактора ризику має розмірність, обернену до розмірності дози. Доза D визначається добутком концентрації речовини C , швидкості її надходження в організм IR і повним часом надходження ED .

$$D = C \cdot IR \cdot ED, \quad (1.10)$$

Концентрацію C звичайно виражають в $\text{мг}/\text{м}^3$ (для повітря), в $\text{мг}/\text{л}$ (для води) або в $\text{мг}/\text{кг}$ (для продуктів харчування). Швидкість (інтенсивність) надходження IR вимірюється в $\text{л}/\text{хв}$ або $\text{м}^3/\text{день}$ (повітря), $\text{л}/\text{добу}$ (вода), $\text{кг}/\text{добу}$ (продукти харчування). Коли йдеться про час надходження, що охоплює все життя людини, то як ED зазвичай беруть 70 років [62]. Таким чином, SF має розмірність мг^{-1} .

Відгук на дію однакої дози стресора, скажімо, хімічної речовини, що впливає на рецептори з різною вагою, очевидно, буде відрізнятися один від одного, і для зменшення цієї невизначеності часто використовують нормоване на одиницю маси значення дози. Тобто в цьому випадку під дозою розуміють

кількість стресора, що віднесена до 1 кг маси тіла рецептора, що діє протягом 1 доби експозиції. І, таким чином, величину D у рівнянні (1.8) слід виражати в мг/(кг·добу), а фактор ризику SF в зворотних одиницях, тобто в [мг/(кг·добу)]⁻¹ [57, 61].

Таблиця 1.1 – Класифікація рівнів ризику

Рівень ризику	Ризик протягом життя
Високий (De Manifestis) – не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику	$>10^{-3}$
Середній – допустимий для виробничих умов. За впливу на все населення, необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком	$10^{-3} - 10^{-4}$
Низький – допустимий ризик (рівень, на якому, як правило, встановлюються гігієнічні нормативи для населення)	$10^{-4} - 10^{-6}$
Мінімальний (De Minimis) – бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів	$< 10^{-6}$

На підставі значення допустимого ризику (R_{don}) встановлюють допустиму граничну концентрацію (C_{don}) для певної речовини, для якої відомий фактор ризику, з рівнянь (1.8), (1.10), враховуючи нормоване значення D_n [48]

$$D_n = D / (BW \cdot ED); \quad (1.11)$$

$$C_{don} = R_{don} \cdot BW / (SF \cdot IR), \quad (1.12)$$

де BW – маса тіла людини.

В Україні, як і в інших державах прийняті наступні значення ризиків (табл. 1.1) [61, 63, 64].

1.2.2 Екологічний ризик від дії порогового стресора

Надійність оцінювання ризику дії порогових стресорів залежить від того, як узгоджуються експериментальні дані (встановлені в досліджах або отримані із польових досліджень) з результатами спостережень над групами ризику.

Практика досліджень залежності між значенням дози стресора і його дією (ефектом) показала, що доцільно розглядати чотири наступні величини дози. Ці чотири величини є різними підходами до вираження порогової дози [57, 60, 65]:

- *NOEL* – виявлена дослідним шляхом найбільша доза, яка не призводить до появи *будь-яких* статистично або біологічно значущих ефектів (*NOEL* означає “no-observed-effect level”, тобто рівень, при якому ефекти не спостерігаються);

- *NOAEL* – найбільша доза, яка не призводить до появи статистично або біологічно значущих *несприятливих* ефектів (*NOAEL* означає “no-observed-adverse-effect level”, тобто рівень, при якому не спостерігаються *несприятливі* ефекти);

- *LOEL* – виявлена дослідним шляхом якнайменша доза, яка призводить до появи статистично або біологічно значущих ефектів (*LOEL* означає “lowest-observed-effect level”, тобто найнижчий рівень, при якому спостерігаються ефекти);

- *LOAEL* – виявлена дослідним шляхом якнайменша доза, яка призводить до появи статистично або біологічно значущих *несприятливих* ефектів (*LOAEL* означає “lowest-observed-adverse-effect level”, тобто найнижчий рівень, при якому спостерігаються *несприятливі* ефекти).

Всі чотири величини вимірюються кількістю стресора, що поступає в одиницю часу в організм людини або тварини, нормованого на одиницю маси тіла. Звичайно кількість забруднювача вимірюється в міліграмах, одиницею часу служить доба, а одиницею маси тіла — кілограм; отже, розмірність перерахованих величин – мг/(кг·доба).

Порогова доза D (залежно від підходу як D береться будь-яка з величин: *NOEL*, *NOAEL*, *LOEL*, *LOAEL*) обчислюється за експериментальними даними за допомогою простої формули:

$$D = C \cdot IR / BW, \quad (1.13)$$

де C – вміст стресора в одиниці маси або об'єму забрудненого компонента середовища;

IR – щоденне надходження в організм рецептора забрудненого компонента середовища, виражене його масою або об'ємом;

BW – маса тіла.

Оптимальне узгодження експериментальних даних і результатів спостережень за групами ризику означає, що є достатня інформація по всіх перерахованих вище чинниках. Проте на практиці таке узгодження забезпечити не вдається. Тому доводиться вводити коефіцієнти невизначеності, які виконують роль своєрідного “запасу надійності” в процесі обчислення дози. Зазвичай використовують три коефіцієнти: $F1$, $F2$ і $F3$, на їх добуток ділять величину порогової дози [49, 55, 62]

$$AD = D / (F1 \cdot F2 \cdot F3), \quad (1.14)$$

де AD – скореговане значення порогової дози.

Коефіцієнт $F1$ використовується для врахування можливих міжвидових варіацій у прояві ефектів від однієї і тієї ж дози, тобто він характеризує міжвидові відмінності в чутливості до дії стресора. Якщо біокінетичні особливості забруднювача і механізми його токсичності в експериментальних тварин і рецептора значно розрізняються, то коефіцієнту $F1$ приписують максимальне значення, рівне 10. Якщо біокінетика і механізми токсичності схожі, то $F1 = 1$.

Коефіцієнт $F2$ відповідає за внутрішньовидові відмінності у дії стресора, які обумовлені індивідуальною чутливістю. Його значення можуть змінюватися від 1 до 10. Якщо істотні індивідуальні відмінності в чутливості до даного стресора не виявлені, зазвичай вважають $F2 = 1$.

Коефіцієнт $F3$ підвищує надійність розрахунків, пов'язаних з переходом від порівняно короткочасних спостережень до оцінок ефектів за значно більший період часу. Значення цього коефіцієнта змінюється від 10 до 100. У випадку

наявності даних тільки по короткочасних експериментах і необхідно оцінити *NOEL* або *NOAEL* для всього періоду життя стресора, то приймають $F3 = 10$. Для оцінки ж *LOEL* або *LOAEL* за тих же умов використовується максимальне значення $F3 = 100$.

Таким чином, застосування коефіцієнтів невизначеності $F1$, $F2$ і $F3$ істотно знижує значення порогової дози.

Рівняння (1.14) використовується для формування дуже важливого поняття «*референтна доза (концентрація) RfD або RfC*» – величини, що характеризує добову дію стресора протягом всього життя і, імовірно, не призводить до виникнення неприйняттого ризику для здоров'я чутливих груп населення [55, 62]. Для отримання значення *RfD* значення *NOAEL*, або якщо воно невідоме, то значення *LOAEL*, ділиться на добуток коефіцієнтів невизначеності за рівнянням (1.15) [71].

$$RfD = NOAEL / (F1 \cdot F2 \cdot F3), \quad (1.15)$$

Принцип визначення значення *RfD* наведений на рисунку 1.3.

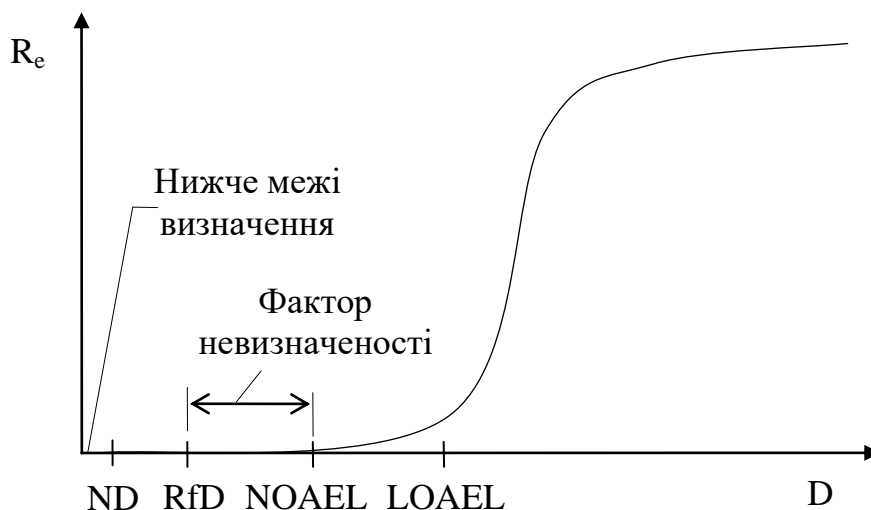


Рисунок 1.3 – Встановлення референтного рівня дії на основі порогової дози
(ND – найменша доза, яка вимірюється)

Наслідки дії порогових стресорів можуть виникати після короткочасного або тривалого їх впливу. Наслідки можуть з'являтися через декілька днів, тижнів, місяців, років або безпосередньо після дії першої дози. Короткочасні дії тривають

близько 0,5 – 1,0 години і викликають гостру реакцію. Вважають, що короткочасна дія відбувається або одноразово, або через такий час, що організм людини встиг відновитися після попередньої дії. Короткочасні (гострі) дії характеризуються своїми значеннями референтних доз або концентрацій [72, 77].

Тривалі дії забруднювачів супроводжуються хронічними захворюваннями. Під тривалими діями слід розуміти дії, які тривають понад 12% тривалості життя, тобто близько 8 років для людини. Тривалі (хронічні) дії характеризуються своїми значеннями референтних доз або концентрацій [72, 77].

Екологічний ризик від дії порогового стресора оцінюється шляхом визначення коефіцієнта небезпеки (HQ), який є відношенням визначеної дози D або концентрації C забруднювача до їх референтних значень, тобто

$$HQ = D / RfD, \text{ або } HQ = C / RfC, \quad (1.15)$$

Залежно від значення HQ рівень ризику для людини становить (табл. 1.2) [73].

Таблиця 1.2 – Класифікація рівнів ризику

HQ	Рівень ризику
<1,0	Мінімальний – бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів
1,0–10,0	Середній – допустимий для виробничих умов. За впливу на все населення, необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком
10,0–100,0	Значний – недопустимий для населення, для виробничих умов необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком
>100,0	Високий – не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику

У випадку впливу декількох забруднювачів, які впливають на той самий орган, їх дія додається, і ризик визначається за індексом небезпеки (HI), який являє собою суму коефіцієнтів небезпек

$$HI = \sum HQ_i, \quad (1.16)$$

Таким чином, для прийняття оцінки щодо рівня екологічного ризику від дії факторів військової діяльності необхідним є розробка комплексного застосування методів аналізу стану об'єктів навколишнього середовища та їх моделей для визначення рівнів екологічної небезпеки.

1.3 Постановка завдання дослідження

Основною проблемою при аналізі стану екологічної безпеки об'єкта будь-якого рівня складності є кількісна оцінка ступеня впливу певного негативного фактора системи та імовірності виникнення негативних наслідків взаємодії «об'єкт – навколишнє середовище». У повній мірі дане ствердження стосується об'єктів військової діяльності. Постає питання – яким методом провести оцінку ступеня впливу?

На даний час в Україні в основному використовуються диференціальні та інтегральні методи оцінки екологічної небезпеки. Сутність цих методів полягає у порівнянні значень однієї або декількох величин тих параметрів, які впливають на людину та довкілля із зразковими, тобто з такими величинами які, впливаючи на людину або об'єкти довкілля тривалий час, не викликають негативних змін у організмі. Натомість ризик-орієнтований підхід дає кількісну характеристику загрози на відміну від потенційної небезпеки, яка може виникнути, а може й ні [78]. Тому більшість держав при оцінці екологічної небезпеки все частіше використовують концепцію екологічного ризику. На жаль розкиданість літературних джерел і навіть закордонних нормативних документів [27, 38, 79–81] не дозволяє їх безпосереднього використання для оцінки впливу військової діяльності на довкілля та людину за допомогою концепції екологічного ризику.

Таким чином, виникає наукова проблема розробки й апробації науково-методичних підходів для вирішення цієї задачі.

Звідси метою дисертаційної роботи є розробка такої концепції екологічного ризику за допомогою якої можна провести оцінку впливу військової діяльності на довкілля та людину. Це зумовило розв'язання таких теоретичних і практичних завдань:

1) аналіз і систематизація сучасних методичних підходів з оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення для прийняття рішення про доцільність і масштабність проведення природоохоронних заходів і вибір найбільш перспективного;

2) розробка теоретичних положень детермінованої оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні скринінгових досліджень;

3) розробка теоретичних положень імовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні поглиблених досліджень;

4) розробка цілісної концепції екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину.

Висновки до розділу 1

У даному розділі розглянуті існуючі методи оцінки стану навколишнього природного середовища, які є необхідною передумовою прийняття рішення, а в подальшому виконання певних дій для забезпечення його захисту і надані такі висновки.

1. В Україні для оцінювання стану навколишнього природного середовища використовуються в основному інтегральні та диференціальні методи. У розділі надані основні характеристики цих методів. Диференціальні методи засновані на використанні одиночних показників стану довкілля і полягають у порівнянні їх з відповідним показником, що характеризує задовільну якість (екологічну безпеку).

Інтегральна оцінка являє собою поєднання декількох диференціальних показників у процесі їх взаємодії, у один комплексний показник.

2. Визначено недоліки цих методів, а саме, їх орієнтованість на небезпеку, тобто при досягненні певних показників якості довкілля вважається, що небезпечний вплив відсутній, тобто небезпека або є, або її немає. Очевидно, що для прийняття природоохоронного рішення, а це можуть бути багатомільйонні витрати, такі методи є надзвичайно не гнучкі. Більш гнучким, більш ресурсозберігаючим методом є концепція екологічного ризику.

3. У розвинутих країнах ця концепція часто не має вигляду закінченої методології оцінки впливу діяльності людини, в тому числі і військової діяльності, на довкілля рівно як і впливу забрудненого довкілля на організм людини. Таким чином розробка подібної методології становить завданням даної дисертаційної роботи.

Матеріали першого розділу висвітлені в опублікованих працях [16, 18–20], згідно переліку у додатку Д.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ РИЗИКУ

2.1 Вплив стресора на здоров'я людини

Повсякденна діяльність військової частини у мирний час зосереджена в основному на території військового містечка з періодичними виїздами для проведення навчань, тренувань та занять на польовій навчально-матеріальній базі. На території військового містечка, крім військовослужбовців проживають обслуговуючий персонал та члени їх сімей: діти, жінки, люди похилого віку, хворі люди. Очевидно, що критерії оцінки ризику впливу стресора повинні бути достатньо консервативними, щоб враховувати перебування на території військового містечка людей з ослабленим здоров'ям.

Схема аналізу ризику для здоров'я людини, що запропонована Американським агентством з охорони навколишнього середовища (USEPA) приведена на рисунку 2.1 [24].

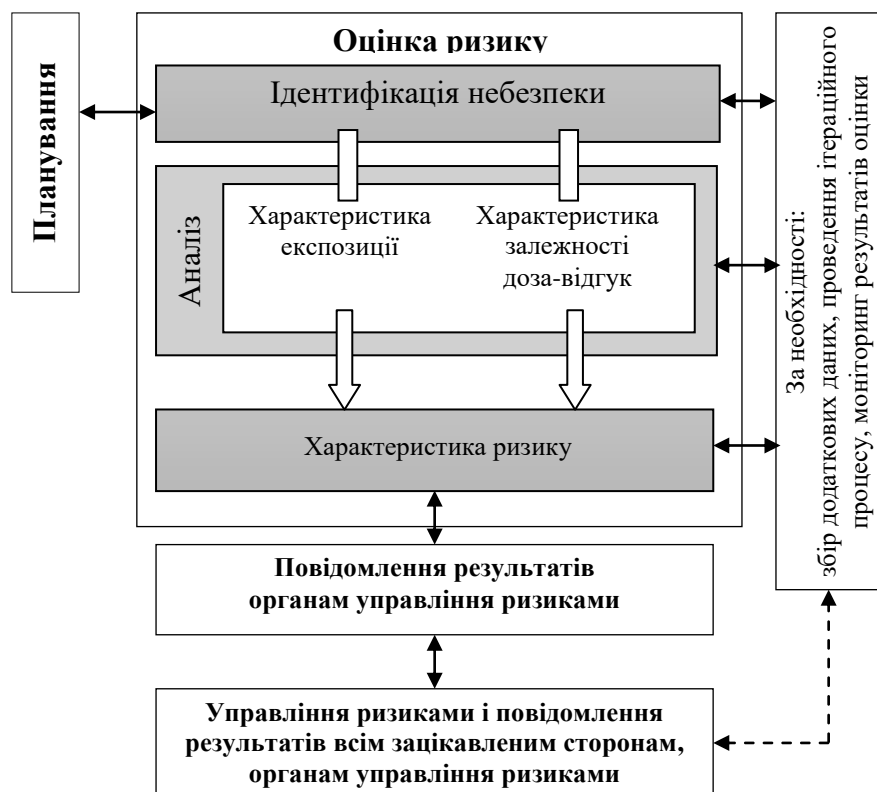


Рисунок 2.1 – Схема етапів аналізу ризику на здоров'я людини

Відповідно до цієї схеми оцінка ризику складається з наступних етапів:

- ідентифікація небезпеки;
- характеристика експозиції;
- характеристика залежності доза – відгук;
- характеристика ризику.

Варто зазначити, що оцінка ризику повинна розпочинатися з процесу планування, який полягає у формуванні групи необхідних фахівців. До складу цієї групи повинні входити фахівці з оцінки ризику, а також особи, які будуть приймати управлінські рішення на основі результатів дослідження. Розглянемо послідовно етапи оцінки ризику [61].

2.1.1 Ідентифікація небезпеки

Під небезпекою розуміється здатність хімічного, фізичного, біологічного агента (стресора) або їх сукупності завдавати шкоди живому організму, що існує незалежно від умов їхньої дії. Ідентифікація небезпеки полягає у встановленні здатності агентів, щодо нанесення будь-якої шкоди людині. Загально відомо, що стресором є хімічні речовини.

Головним завданням ідентифікації небезпеки є вибір індикаторних хімічних речовин, вивчення яких дозволяє з необхідною імовірністю встановити ступінь ризику загрози здоров'ю людини та джерела його виникнення. Ідентифікація небезпеки, як відомо, включає:

- оцінку наявних даних про рівень забруднення об'єктів навколишнього середовища або можливість їх отримання;
- оцінку даних про вплив аналізованих агентів (стресорів) на здоров'я людини;
- уточнюється мета, завдання і межі оцінки ризику;
- встановлюються невизначеності, які здатні вплинути на результати дослідження;
- розробляється план проведення необхідних досліджень.

Етап ідентифікації небезпеки проходить декілька стадій:

- 1) збір і аналіз даних;
- 2) вибір показників небезпеки;
- 3) вибір пріоритетних для дослідження речовин.

Ідентифікація розпочинається зі складання повного переліку хімічних речовин, спроможних впливати на людину на досліджуваній території на підставі літературних даних, наявних результатів санітарно-хімічних досліджень, технологічних регламентів виробництв, форми державної статистичної звітності про викиди у довкілля «2-ТП (водгосп)», «2-ТП (повітря)» і т.п.

Слід зауважити, що у разі наявності не визначеної речовини у відібраній пробі замість нуля приймається величина концентрації, що становить половину межі кількісного значення цієї хімічної сполуки. Такий спосіб дозволяє уникнути суттєвої асиметрії кривої розподілу концентрацій, яка виникає у разі прийняття нульової концентрації. І навпаки, якщо взята проба збільшує середню концентрацію до рівня перевищення максимальної концентрації, яка визначається у даній точці, її виключать з подальшого аналізу. Крім цього, концентрація хімічних речовин приймається за нуль, якщо речовина виявляється в менш ніж 5% відібраних проб і не є характерним компонентом забруднення навколишнього природного середовища на досліджуваній території.

Наступним кроком ідентифікації є відбір показників небезпеки потенційно шкідливих чинників, який визначає канцерогенні або неканцерогенні властивості досліджуваних речовин. Для канцерогенів встановлюються показники: фактор канцерогенного потенціалу (SF) при інгаляційному (SF_i) і пероральному (SF_o) впливах, для неканцерогенів – значення референтної дози (RfD) або концентрації (RfC) при гострих і хронічних впливах.

На завершальному етапі ідентифікації небезпеки проводиться безпосередньо сам аналіз пріоритетних (індикаторних) речовин, які найкращим чином характеризують реальний ризик для здоров'я людей, що перебувають на досліджуваній території. На жаль, провести оцінку всіх потенційно шкідливих речовин неможливо, в зв'язку з великим обсягом досліджень, необхідних

матеріальних ресурсів, а також відсутністю достовірних даних по цілому ряду досліджуваних речовин.

Побудова концептуальної моделі закінчує етап ідентифікації небезпеки досліджуваної території. Модель відображає гіпотези, що описують ефекти, які можуть виникнути у довкіллі внаслідок забруднення хімічними речовинами та встановлює причинно-наслідкові зв'язки між забруднювачем та організмом людини. Далі розробляються сценарії впливу хімічних речовин на організм людини.

2.1.2 Характеристика експозиції

Характеристика експозиції є етапом оцінки, який встановлює кількісне надходження стресора до організму людини різними шляхами (пероральним, інгаляційним, наскірним) в результаті контакту з різними об'єктами навколишнього природного середовища (повітря, вода, ґрунти, продукти харчування). Оцінка експозиції полягає у якісному і кількісному визначенні частоти, тривалості і шляхів дії хімічних речовин на організм людини.

Основними складовими при оцінці експозиції є:

- визначення маршрутів дії стресора;
- ідентифікація середовища, що переносить забруднювач;
- визначення концентрації забруднювача;
- визначення частоти, часу і тривалості дії забруднювача;
- ідентифікація популяції людей, що піддається дії забруднювача.

Загальний сценарій експозиції, який відображає дію хімічних речовин на людину в фактичних умовах, містить оцінку їх надходження в організм людини водночас з різних середовищ (продукти харчування, вода поверхневого водоймища, атмосферне повітря, ґрунти, питна вода) різними шляхами (інгаляційний, пероральний, наскірний). Даний тип експозиції характеризується як комплексна дія різних хімічних речовин у декількох середовищах. Кількісна характеристика ризику дії забруднювачів у декількох середовищах дозволяє розробити оптимальні управлінські рішення щодо його зниження, відповідно

оцінки усіх середовищ і шляхів надходження речовин з урахуванням їх часткового внеску в дію на людину.

Відповідно до мети проекту сценарій дії забруднювача може передбачати оцінку надходження речовин тільки з одного середовища і одним шляхом. В окремих випадках сценарій дії може обмежуватися оцінкою надходження хімічних речовин тільки від певних джерел викидів.

У всіх випадках з метою створення сприятливих умов для подальшого процесу управління ризиком, під час оцінки експозиції обов'язковим є визначення:

- безпосереднього місця контакту людини з хімічною речовиною;
- внеску кожного джерела забруднення цим агентом у даному місці;
- чинників довкілля, які впливають на характер дії забруднювача.

Загалом на етапі оцінки експозиції проводиться аналіз:

- джерел забруднення довкілля;
- механізмів утворення і надходження шкідливих речовин;
- транспорту, накопичення і трансформації забруднювачів в різних об'єктах довкілля;
- середовищ, в яких знаходиться людина і шляхів надходження забруднювачів з кожного із них;
- концентрацій забруднювачів або продуктів їх трансформації в різних середовищах в місці дії на людину.

Процес оцінки експозиції переважно складається з наступних основних етапів.

Перший етап – характеристика довкілля, що передбачає аналіз основних фізичних параметрів середовища і характеристику популяцій, потенційно схильних до дії хімічних речовин.

Другий етап – оцінка джерел забруднення, маршрутів дії, потенційних шляхів розповсюдження і характеру дії речовин на людину.

Третій етап – кількісна характеристика експозиції, що передбачає встановлення величини, частоти і тривалості дії для кожного шляху, що

досліджується, який ідентифікований на другому етапі. Зазвичай даний етап складається з двох стадій: здійснення оцінки концентрацій, які впливають на людину, і розрахунку надходження хімічних речовин.

2.1.2.1 Оцінка концентрації

Визначена концентрація в місці перебування людини може бути визначена як середньо арифметична величина концентрації протягом усієї експозиції або максимальною концентрацією у визначений період часу.

Середньо арифметична величина концентрації застосовується у разі:

- оцінки ризику, який зумовлений хронічними діями шкідливих речовин.

Використовуються середньорічні концентрації, як правило за трьох річний період спостережень, але не менше ніж за 12 місяців;

- скринінгових досліджень з метою оцінки хронічних дій.

Максимальна величина концентрації застосовується, як правило у разі:

- оцінки гострих дій, включно з аварійними діями (період експозиції не більше 24 годин);

- скринінгових досліджень з метою оцінки гострих дій за період спостереження;

- мінливості або наявності всього двох значень концентрацій;

- оцінки канцерогенного ризику.

Оцінка обґрунтованої максимальної експозиції здійснюється виходячи з верхніх 95% довірчих меж середніх величин.

2.1.2.2 Розрахунок надходження хімічних речовин

Загальна формула для розрахунку надходження хімічної речовини має наступний вигляд:

$$I = \frac{C \cdot CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}, \quad (2.1)$$

де I – надходження (кількість хімічної речовини на межі впливу), міліграм/кг маси тіла в день;

C – концентрація хімічної речовини, середня концентрація, що впливає на людину за період експозиції (наприклад, міліграм/л води);

CR – величина контакту, кількість забрудненого середовища, яке контактує з тілом людини за одиницю часу або за один випадок дії (наприклад, л/день);

EF – частота дії, число днів за рік;

ED – тривалість дії, число років;

BW – маса тіла, середня маса тіла за період експозиції, кг;

AT – час усереднення, період усереднення експозиції, число днів.

Кількісне надходження хімічної речовини, яка має потенційний ефект відносно об'єкта характеризуються дозою, а мірою експозиції в оцінці ризику прийнято використовувати потенційну дозу.

При оцінці ризику потенційні дози, як правило, усереднюються з врахуванням маси тіла і часу дії. Доза має назву середньої добової потенційної дози (ADD_{pot}) або середньої добової дози (ADD). Середньодобова доза (ADD) як правило розраховується шляхом поділу потенційної дози на масу тіла (BW) і час усереднення дії (AT)

$$ADD_{pot} = C \cdot IR \cdot ED / (BW \cdot AT), \quad (2.2)$$

При оцінці канцерогенних ризиків використовують середньодобові дози, усереднені з урахуванням очікуваної середньої тривалості життя людини (70 років) та розраховується за формулою:

$$LADD = [C \cdot CR \cdot ED \cdot EF] / [BW \cdot AT \cdot 365], \quad (2.3)$$

де $LADD$ – середня добова доза або надходження (I), мг/(кг·день);

C – концентрація речовини в забрудненому середовищі, міліграм/л, мг/м³, мг/см², міліграм/кг;

CR – швидкість надходження середовища (питної води, повітря, продуктів харчування і т.д.), л/день, м³/день, кг/день тощо;

ED – тривалість дії, років;

EF – частота дії, днів/рік;

BW – маса тіла людини, кг;

AT – період усереднення експозиції (для канцерогенів $AT = 70$ років);

365 – число днів у році.

На підставі формули (2.3) розробляється зведена таблиця для аналізу багатосередовищної, багатомаршрутної експозиції, яка відображає надходження шкідливої речовини з досліджуваних середовищ, а також сумарні дози для шляхів надходження, окремих середовищ і загальну величину сумарної дози (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Зведена таблиця для аналізу багатомаршрутної, багатосередовищної експозиції

Шлях надходження	Об'єкти навколишнього середовища					
	повітря	ґрунт	питна вода	відкрите водоймище	продукти	сума
Інгаляція	D_{ai}	D_{si}	D_{wi}	D_{ri}		D_i
Пероральний		D_{so}	D_{wo}	D_{ro}	D_{fo}	D_o
Нашкірний		D_{sd}	D_{wd}	D_{rd}		D_d
Сума	D_a	D_s	D_w	D_r	D_f	D_{sum}

Примітка: D – доза. Індeksi відносяться до різних об'єктів і шляхів надходження речовини: i – інгаляція, o – пероральний, d – нашкірний, a – повітря, s – ґрунт, w – питна вода, r – відкрите водоймище (рекреаційне використання), f – продукти харчування. Величина D_{sum} відображає сумарне надходження речовини з різних середовищ і різними шляхами.

2.1.3 Характеристика залежності "доза – відгук"

Аналіз залежності "доза – відгук" полягає у встановленні мінімальної дози хімічної речовини, яка здатна спровокувати виникнення шкідливого ефекту та інтенсивність його зростання при збільшенні дози.

Метою даного етапу є збір та аналіз усіх наявних даних хімічної речовини, які стосуються організму людини, а також оцінка, щодо можливості їх використання при оцінці ризику. На цьому етапі здійснюється спільний аналіз даних щодо показників небезпеки досліджуваної хімічної речовини, отриманих під час ідентифікації небезпеки і відомостей щодо кількісних параметрів залежностей "концентрація (доза) – відгук".

2.1.3.1 Параметри для оцінки неканцерогенного ризику

Для оцінки неканцерогенного ризику використовуються референтні дози і концентрації, а також отримані в епідеміологічних дослідженнях параметри залежності "концентрація – відгук". У разі відсутності цих даних застосовуються гранично допустимі концентрації (ГДК) або максимально недіючі дози (МНД) і концентрації (МНК), встановлених за прямими впливами на здоров'я.

При короткочасних діях хімічних речовин для оцінки ризику встановлюються безпечні рівні для здоров'я людини та розподіляються за:

- тривалістю експозиції;
- контингентом експонованих осіб;
- тяжкістю можливих несприятливих наслідків для здоров'я людини.

Дані рівні встановлені з метою запобігання виникненню неприємних суб'єктивних відчуттів, розвитку гострих отруєнь різного ступеня тяжкості або смертельних наслідків.

Особливістю встановлення безпечного рівня для оцінки неканцерогенного ризику є нетривале, але інтенсивне забруднення навколишнього середовища, яке може з'явитися в разі виникнення аварійних ситуацій, несприятливих метеорологічних умов та ін. Тривалість рівнів для умов короткочасної безперервної хімічної дії, як правило становить від 5–30 хв. до 6–8 і 24 годин.

Оцінка не передбачає повторної гострої дії на людину або час її можливого настання значно перевищує тривалість відновного періоду.

2.1.3.2 Параметри для оцінки канцерогенного ризику

Оцінка залежності "доза – відгук" у канцерогенів з безпороговим механізмом дії здійснюється шляхом лінійної екстраполяції реально спостережених в епідеміологічно досліджених залежностях або отриманих в експерименті в області малих доз і нульового канцерогенного ризику.

Основними параметрами для оцінки ризику дії канцерогенного агента з безпороговим механізмом дії є фактор нахилу (SF) або фактор канцерогенного потенціалу (CPF), а також величина так званого одиничного ризику (UR).

Фактор нахилу (SF) характеризує ступінь наростання канцерогенного ризику із збільшенням дози на одну одиницю. Цей показник відображує верхню, консервативну оцінку канцерогенного ризику за передбачувану тривалість життя людини. Значення SF встановлюються окремо для перорального (SF_o) та інгаляційного (SF_i) надходження хімічних канцерогенів.

Величина одиничного ризику (UR) є верхньою, консервативною оцінкою канцерогенного ризику у людини, яка підпадає впродовж усього життя постійній дії досліджуваного канцерогену в концентрації 1 мкг/л (питна вода) або 1 мкг/м³ (атмосферне повітря). Одиничний ризик розраховується з використанням величини SF і стандартних значень маси тіла людини (70 кг), добового споживання повітря (20 м³/добу) і питної води (2 л/добу) (формули 2.4 і 2.5):

$$UR_i[\text{м}^3/\text{мг}] = SF_i[(\text{кг} \cdot \text{добу})/(\text{мг})] \cdot 1/70 [\text{кг}] \cdot 20 [\text{м}^3/\text{добу}], \quad (2.4)$$

$$UR_o[\text{мг}/\text{л}] = SF_o[(\text{кг} \cdot \text{добу})/(\text{міліграм})] \cdot 1/70 [\text{кг}] \cdot 2 [\text{л}/\text{добу}]. \quad (2.5)$$

2.1.4 Характеристика ризику

Характеристика ризику концентрує дані про небезпеку аналізованих хімічних речовин, параметри залежності "доза – відгук", величину експозиції, які

отримані на всіх попередніх етапах досліджень з метою якісної і кількісної оцінки ризику, а також виявлення і оцінки значущості існуючих проблем для здоров'я людей. На даному етапі проводиться розгляд всіх припущень, невизначеностей і наукових гіпотез, що здатні спотворити результати аналізу ризику і кінцеві висновки. Характеристика ризику забезпечує зв'язок між оцінкою ризику та його управлінням.

Характеристика ризику здійснюється в наступній послідовності:

- узагальнення результатів оцінки експозиції і залежностей "доза (концентрація) – відгук";
- розрахунок значень ризику для різних окремих маршрутів надходження забруднювачів;
- розрахунок ризиків для умов агрегованої та кумулятивної експозиції;
- виявлення і аналіз невизначеностей оцінки ризику;
- узагальнення результатів оцінки ризику і їх представлення особам, що беруть участь в управлінні ризиками.

Ризик добре характеризується поняттям "прийнятного ризику", тобто ймовірністю настання події, негативні наслідки якої настільки незначні, що заради отриманої вигоди від фактора ризику окрема людина, або група людей, або суспільство в цілому готові піти на цей ризик.

2.1.4.1 Оцінка ризику канцерогенних ефектів

Оцінка ефектів канцерогенного ризику здійснюється в наступній послідовності:

- а) збирається та узагальнюється уся наявна інформація про негативні чинники та їх вплив на людину;
- б) розраховується індивідуальний канцерогенний ризик для:
 - кожної речовини, що поступає в організм людини аналізованими шляхами;
 - кожного канцерогенного компоненту досліджуваної суміші хімічних речовин.

- в) розраховуються сумарні канцерогенні ризики для:
- усієї суміші хімічних речовин;
 - кожного з аналізованих шляхів надходження;
 - усіх речовин і аналізованих шляхів їх надходження в організм.
- г) розраховуються канцерогенні ризики популяцій;
- д) узагальнюються і надаються результати характеристики ризику.

Розрахунок індивідуального канцерогенного ризику (CR) може здійснюватися за допомогою SF – фактор нахилу або використанні величини одиничного ризику (UR) за наступними формулами:

$$CR = LADD \cdot SF, \quad (2.6)$$

де $LADD$ – середньодобова доза протягом життя, мг/(кг·день);

SF – фактор нахилу, [мг/(кг·день)]⁻¹.

$$CR = LADC \cdot UR, \quad (2.7)$$

де $LADC$ – середня концентрація речовини в досліджуваному об'єкті навколишнього середовища за весь період усереднювання експозиції (питна вода, мг/л; повітря, мг/м³);

UR – одиничний ризик для води (ризик на 1 мг/л) або повітря (ризик на 1 мг/м³).

Розрахунок величин канцерогенних ризиків (PCR) популяцій, проводиться за формулою:

$$PCR = CR \cdot POP, \quad (2.8)$$

де CR – індивідуальний канцерогенний ризик;

POP – чисельність досліджуваної популяції, чол.

Результати оцінки канцерогенного ризику, головним чином, відображають довгострокову тенденцію до зміни онкологічного фону, що формується за умови дотримання всіх прийнятих початкових умов (тривалість і інтенсивність дії, незмінність експозиції в часі і ін.). Дані результати найефективніше використовуються для порівняльної оцінки дії чинників навколишнього середовища на різних територіях, в різні тимчасові періоди, до і після проведення оздоровчих заходів, для порівняння ефективності і можливого впливу на здоров'я людини різних технологічних процесів і природоохоронних заходів.

2.1.4.2 Оцінка ризику неканцерогенних ефектів

Розрахунок ефектів неканцерогенного ризику для окремих речовин здійснюється на основі розрахунку коефіцієнта небезпеки за відповідною формулою.

$$HQ = AD/RfD \text{ або } HQ = AC/RfC, \quad (2.9)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки;

AD – середня доза, міліграм/кг;

AC – середня концентрація, мг/м³;

RfD – референтна (безпечна) доза, мг/кг;

RfC – референтна (безпечна) концентрація, мг/м³.

Коефіцієнт небезпеки визначається роздільно для умов короткочасних (гострих) і тривалих дій хімічних речовин.

Вплив хімічної речовини на організм людини може здійснюватися за одним маршрутом або одночасно декількома шляхами, що досить важливо для визначення ступеня небезпеки.

У разі надходження декількох речовин за одним маршрутом характеристика ризику розвитку неканцерогенних ефектів проводиться на основі розрахунку індексу небезпеки (HI) (2.10), а у випадку надходження хімічної речовини в організм людини одночасно декількома шляхами на основі сумарного індексу небезпеки (THI) (2.11).

$$HI = \sum HQ_i, \quad (2.10)$$

де HQ_i – коефіцієнти небезпеки для окремих компонентів суміші речовин.

$$THI = \sum HI_j, \quad (2.11)$$

де HI_j – індекси небезпеки для окремих шляхів надходження.

Оцінка небезпеки при комплексному надходженні хімічних речовин інгаляційним та пероральним шляхом здійснюється без урахування коефіцієнтів поглинання речовин органами дихання і шлунково-кишкового тракту. Це зумовлено тим, що значення безпечних рівнів дії хімічних речовин (RfD , RfC) завжди встановлюються як експозиційні (тобто ті, що впливають), а не поглинені дози.

Під час оцінки нашкірної дії хімічних речовин, як правило, застосовується коефіцієнт абсорбції в шлунково-кишковому тракті ($GIABS$) та референтна доза ($RfDo$) для перорального шляху надходження

$$RfDd = RfDo \cdot GIABS, \quad (2.12)$$

$RfDd$ – поглинута доза при нашкірній дії, мг/кг.

Розрахунок індексів небезпеки доцільно проводити з урахуванням найбільш вразливих органів/систем, так званих «сигналізаторів», які мають низький пороговий рівень, щодо ураження хімічної речовини, тому що найвірогіднішим типом їх комбінованої дії є адитивність. Даний підхід може перевищувати небезпеку для здоров'я, проте є переважаючим перед іншими підходами.

2.1.4.3 Загальні дані про ризик

При оцінці ризику для здоров'я людини, а в подальшому прийняття рішення з управління ризиком на основі цієї оцінки доцільно орієнтуватися на систему критеріїв прийнятності ризику.

Перший діапазон — індивідуальний ризик впродовж усього життя, рівний або менший $1 \cdot 10^{-6}$, що становить один додатковий випадок важкого захворювання або смерті на 1 млн. експонованих осіб. Рівнем даного ризику можна знехтувати, тому що він прирівнюється до повсякденних ризиків (рівень *De minimis*), але його рівень потребує періодичного контролю.

Другий діапазон — індивідуальний ризик впродовж усього життя більший $1 \cdot 10^{-6}$, але менший $1 \cdot 10^{-4}$, що є гранично допустимим ризиком, або верхньою межею прийняттого ризику і підлягає постійному контролю. У цьому діапазоні, в багатьох країнах світу, встановлено допустимий ризик. Наприклад для питної води $1 \cdot 10^{-5}$, а для атмосферного повітря – $1 \cdot 10^{-4}$. У разі необхідності при такому рівні ризику можуть проводитися додаткові заходи щодо його зниження.

Третій діапазон — індивідуальний ризик впродовж усього життя в діапазоні від $1 \cdot 10^{-4}$ до $1 \cdot 10^{-3}$. Величина цього ризику є прийнятною для професійних груп і не прийнятною для населення в цілому. Ризик цього рівня потребує розробки і проведення планових оздоровчих заходів. Заходи повинні ґрунтуватися на поглибленій оцінці існуючих проблем.

Четвертий діапазон — індивідуальний ризик впродовж усього життя, який дорівнює або більший $1 \cdot 10^{-3}$. Величина даного ризику (*De manifestis Risk*) є категорично не прийнятною для усіх верст населення. Наявність цього ризику передбачає проведення екстрених заходів щодо зниження ризику.

Результати розрахунків можуть бути складні для сприйняття посадовими особами, що ухвалюють рішення з управління ризиками, тому доцільно провести їх ранжування. Фактично, це означає розробку шкали вагомості ризиків для довкілля, здоров'я людини з урахуванням величин ризиків, соціальної значущості можливих шкідливих ефектів, експонованих груп населення, оцінюваних зон дії шкідливих речовин.

Разом з розрахунком ризику потрібно обов'язково охарактеризувати властиву його невизначеність оцінки. Невизначеність характеризується двома основними поняттями: мінливість і необізнаність.

Мінливість є неоднорідністю або непостійністю параметрів популяції тварин, рослин або людей, фізичних властивостей природного середовища тощо і не піддається зниженню шляхом проведення додаткових досліджень або вимірювань [53].

Необізнаність – це часткова відсутність даних, яку можна в деяких випадках зменшити за допомогою додаткових досліджень або вимірювань.

2.2 Вплив стресора на довкілля

Існує розповсюджена думка, що оцінку ризику впливу стресорів на людину розглядають як альтернативу оцінці екологічного ризику, тому що захищаючи людини ми також турбуємося про безпеку навколишнього світу. Нажаль, але з цілого ряду причин це невірна точка зору, тому що "нелюдські" форми життя доволі часто більш чутливі до забруднювачів і більше піддаються забрудненню. В основному це обумовлено відмінністю ступеня метаболізму, маршрутів експозиції та більша чутливість ніж у людини.

Підтвердженням такого ствердження є те, що чисельність населення Землі з кожним роком збільшується, а кількість інших біологічних видів зменшується або зовсім зникає. Тому оцінку ризику для здоров'я людини не слід розглядати як альтернативу екологічному, а скоріше лише як доповнення до останнього.

Оцінка екологічного ризику здійснюється в тій же послідовності що й оцінка ризику для людини: ідентифікація небезпеки, характеристика експозиції, характеристика "доза – відгук", характеристика ризику [25].

Однак, оцінка екологічного ризику є більш складною, тому що об'єктом оцінки є організм, вид, популяція рослин або тварин, спільнота (скупчення популяцій) або екосистема, а не єдиний вид – *Homo sapiens*. Зокрема екологічним показником (об'єктом турботи) для людини є стан здоров'я найбільш уразливих верств населення, а для довкілля можуть бути декілька показників: чисельність, продуктивність, збільшення маси тіла і т.п.

2.2.1 Ідентифікація небезпеки

Ідентифікація небезпеки для довкілля полягає у визначенні природи виникнення проблеми. Головними результатами ідентифікації небезпеки є створення плану аналізу експозиції і залежності «доза – відгук» (рис.2.2), визначення об'єктів турботи та побудова концептуальної моделі для оцінки ризику.

2.2.1.1 План аналізу експозиції

Визначення природи виникнення небезпеки для довкілля необхідно розпочати з процесу планування оцінки екологічного ризику та процесу збору і узагальнення існуючої інформації, оскільки частина необхідних інформаційних даних є у вигляді наказів, розпоряджень про недопущення ушкодження довкілля в цілому, а не у вигляді точних даних та фактів.

По-перше, необхідно сформулювати мету оцінки, яка повинна відповідати меті управління ризиком, тобто включати в себе інформацію про ризики, що загрожують визначеним біологічним видам у визначеному місці, та бути зрозумілими для осіб, що приймають рішення на основі оцінки.

По-друге, розглянути характер військової діяльності. Проаналізувати послідовність певних дій, їх частоту та інтенсивність.

По-третє, здійснити опис території оцінки, яка включає в себе: рельєф місцевості, ґрунти, наявність водойм і якість води в них, рослинний і тваринний світ. Особливу увагу необхідно звернути на рідкісних, вимираючих та цінних представників флори та фауни.

По-четверте, визначити просторові та часові зони. Зони розподіляються на [83]:

основна – територія на якій відбувається безпосередня дія військової діяльності на навколишнє природне середовище в даний період часу;

впливу – територія, де відбувається опосередкована військова діяльність, що впливає на навколишнє природне середовище в даний період часу;

турботи – територія, де знаходяться об'єкти турботи (об'єкти довкілля, що підлягають захисту) в даний період часу.

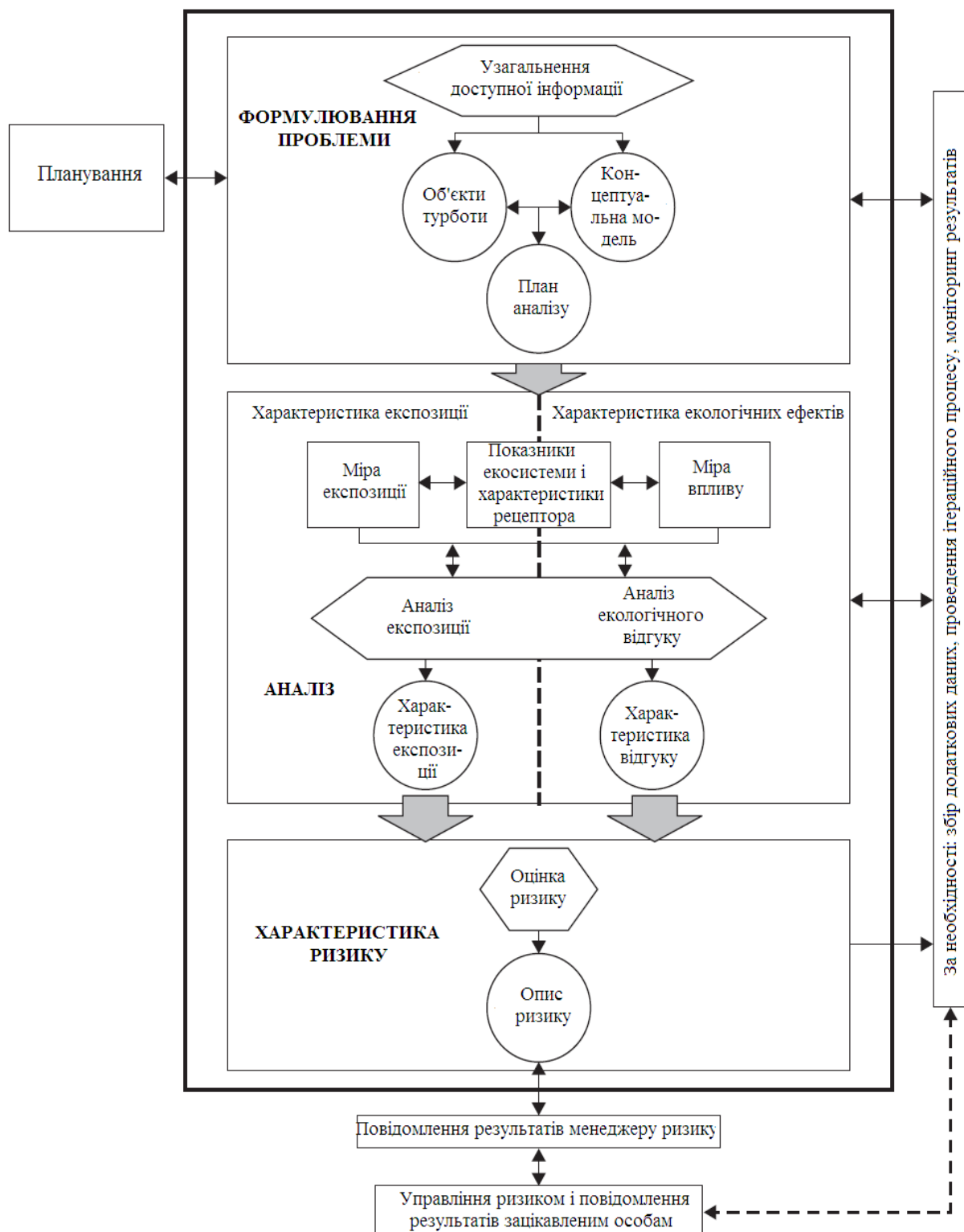


Рисунок 2.2 – Схема етапів аналізу екологічного ризику

Взаємозв'язок між зонами може мати різноманітну конфігурацію (рис. 2.3), але, очевидно, що оцінка ризику відбувається лише на території, яка є спільною із зоною турботи.

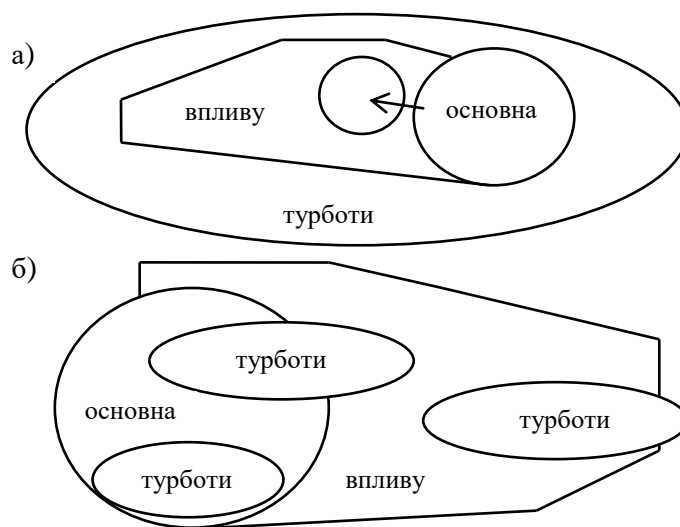


Рисунок 2.3 – Приклади взаємозв'язку між зонами: основною, впливу та турботи [84]

Потрібно визначати мінімальну територію і час достатніх для впливу на об'єкт турботи. Об'єкт турботи знімається з розгляду у випадку, якщо спільна територія між основною зоною, зонами впливу і турботи та час менше мінімальних.

2.2.1.2 Об'єкти турботи

Найважливішою складовою ідентифікації небезпеки є вибір об'єкту турботи. Відбір об'єкту полягає у визначенні тих об'єктів, які є найбільш цінними для довкілля (людства) та найбільш вразливими від військової діяльності. До таких об'єктів можуть належити [102]:

1. *Ґрунти*. Важливість оцінки ступеня забруднення ґрунтів важко піддати сумніву, тому що вони підтримують усе життя на нашій планеті. Стан ґрунтів визначається оцінкою їх біогеохімічних властивостей, але ця оцінка може бути не однозначною, так як забруднювач може бути як органічним субстратом, так і токсикантом [103]. На практиці, в процесі військової діяльності, найчастіше

оцінюються фізичні зміни стану ґрунтів, які піддається впливу з боку військової техніки та боєприпасів.

2. *Рослини*. Одним із основних об'єктів турботи є рослини, тому що вони найбільше піддаються фізичному та частково хімічному впливу з боку військових стресорів, і є важливою складовою біологічного та соціального життя.

3. *Ґрунтова фауна*. На превеликий жаль, ґрунтови безхребетні не є соціально важливими елементами довкілля, хоча вони відповідають за створення ґрунтів і є потенційно чутливими до забруднення ґрунтів. Тому як об'єкти турботи вони використовуються достатньо рідко [103].

4. *Наземні хребетні*. Птахи та ссавці найчастіше визначаються як об'єкти турботи, тому що є найбільш соціально важливими елементами нашого життя. Однак, слід зазначити, що в цілому вони в основному мають менше екологічне значення для довкілля ніж рослини, безхребетні та мікроорганізми, оскільки проживають на значно більшій території, ніж зона військової діяльності. Об'єктом турботи для хребетних, за звичай, є ступінь їх виживання і розмноження.

5. *Водні хребетні*. Об'єктом турботи, як правило, стає риба, тому що інші водні хребетні рідко використовуються через їх меншу кількість, цінність і більшу складність для спостереження і дослідження. Об'єктом турботи, як правило, є чисельність і продуктивність популяції риб.

6. *Водні безхребетні*. В основному, в якості об'єкту турботи, використовуються придонні безхребетні. Звертається увага на кількість видів, кількість особин та їх різноманіття.

7. *Водна рослинність*. При виборі об'єкта турботи рослинності, враховуються такі її показники як площа розташування екзотичних рослин та їх біомаса, які потрапляють під вплив військової діяльності під час подолання водних перешкод.

До критеріїв з вибору об'єктів турботи належать [25, 104]:

1. *Екологічна політика держави та суспільна корисність*. Враховуючи те, що на основі оцінки ризику приймаються управлінські рішення щодо захисту

об'єктів турботи, зрозуміло, що в першу чергу необхідно враховувати об'єкти які перебувають під захистом держави та/або мають велике значення для суспільства. Такими об'єктами можуть бути: вимираючі види і ті, що перебувають під загрозою вимирання, рідкісні види, мисливські та комерційні види, види, що мають місцеве значення, водно-болотні угіддя, а також рідкісні екосистеми.

2. *Екологічна важливість.* В першу чергу необхідно визначити об'єкти, які є визначальними складовими екосистеми. До них належать:

- головні вкладники в енергетичну та харчову динаміку;
- постачальники найважливішого середовища проживання;
- модифікатори структури середовища проживання;
- регулятори фізичних та біохімічних процесів;
- консументи, які регулюють відносну кількість особин різних видів у екосистемі;
- сприйнятливі об'єкти, що значно реагують на втручання військової діяльності.

3. *Важливість для військової діяльності.* Критично важливо зберегти об'єкти, які відіграють значну роль в ході виконання різного виду завдань, а також вміти використовувати їх в своїх інтересах. Тому доцільно розглянути наступні складові:

Екологічна реальність. Розташування підрозділів на місцевості, проведення заходів бойової підготовки та підготовки до ведення бойових дій не повинно змінювати ландшафт місцевості, тому що це може призвести до виявлення своїх військ військами противника. Використання існуючого природного ландшафту дозволяє мати додаткову тактичну перевагу та засіб прихованості дій.

Вплив на пересування військ. Під час розрахунку маршу, щоденного пересування техніки слід знати та враховувати властивості і обмеження місцевості. Не раціональне прокладання маршрутів може створити додаткові труднощі для організації військових перевезень.

Навігація і розвідка. Дані види військового забезпечення напряму залежать від природних особливостей ландшафту прибережної зони та водної акваторії.

Фахівці з навігаційного забезпечення повинні чітко розуміти відмінності живої природи від не живої, а розвідка, в свою чергу, збирати інформацію не тільки про противника, а й про структуру ландшафту майбутнього театру воєнних дій.

4. *Безпека військовослужбовців та бойової техніки.* Під час виконання завдань військової служби необхідно враховувати можливий вплив довкілля на безпеку виконання цих завдань.

5. *Важливість для культурної та історичної спадщини.* Доволі часто елементи довкілля бувають частиною пам'ятників культури, тому важливо не допустити пошкодження та руйнації таких об'єктів.

Після визначення об'єктів турботи за допомогою зазначених критеріїв необхідно встановити рівень їх організації. Рівень організації має відображати ті властивості об'єктів, які підлягають захисту і розглядається на рівнях:

Організмів. Захист індивідуальних організмів, як правило, здійснюється для вимираючих видів, або тих кому загрожує вимирання. Захисту підлягають властивості виживання та здатності розмноження організмів.

Популяцій. На цьому рівні здійснюється захист промислових видів та видів, що мають особливу екологічну та культурну цінність. Захисти підлягають такі властивості як достатність і продуктивність.

Спільнот. Деякі скупчення організмів можуть розглядатися як спільнота, особливо коли неможливо виокремити важливість якогось з видів. Даний рівень дослідження вартує застосовувати тоді, коли проблема біорізноманіття є домінуючою, але не сфокусована на окремих видах, які знаходяться в зоні ризику. В цілому, основними властивостями спільнот, які підлягають захисту, є багатство видів та їх достатність. Прикладом можуть бути великі водні безхребетні та риби.

Екосистеми. Деякі екосистеми є цінними саме як екосистеми, а не скупчення спільнот, такі як водно-болотні угіддя. До того ж збереження екосистеми в цілому є важливим з тактичної точки зору. Під час підготовки військ підбирається місцевість найбільш наближена до місцевості зони проведення військових операцій.

2.2.1.3 Концептуальна модель

Одним з головних результатів ідентифікації небезпеки є побудова концептуальної моделі для оцінки ризику.

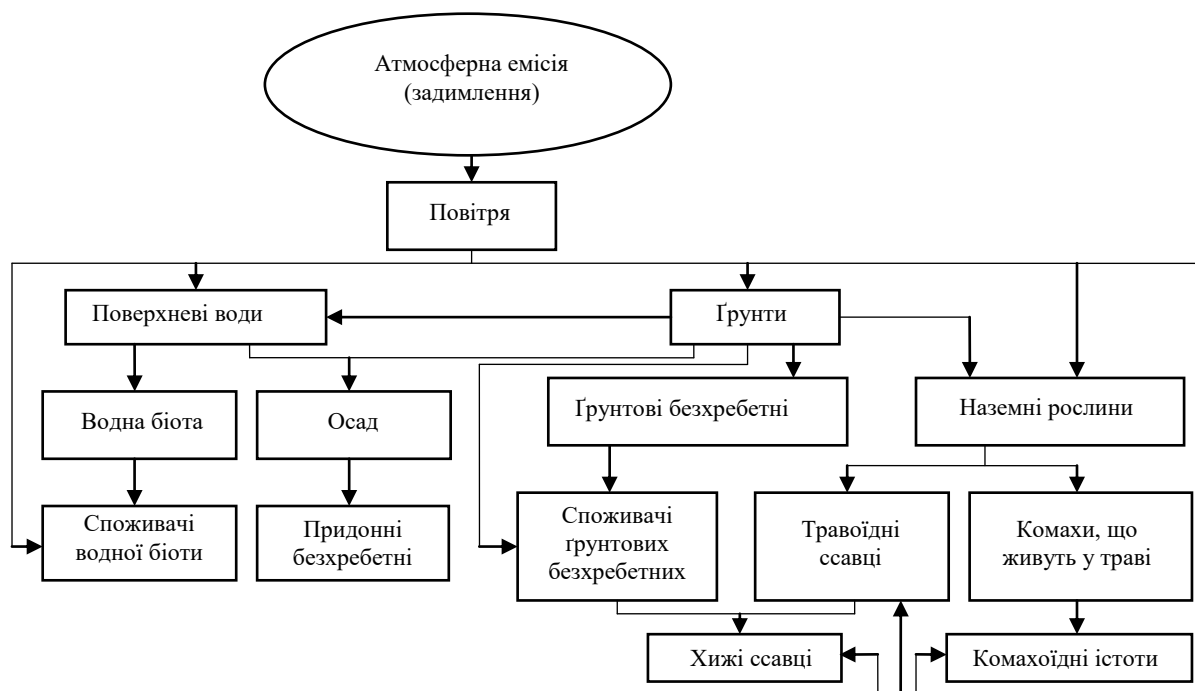


Рисунок 2.3 – Концептуальна модель впливу на довкілля військової діяльності на прикладі задимлення місцевості під час польових навчань

Стратегія побудови моделі складається з п'яти складових [83]:

1) визначення механізму впливу військової діяльності на довкілля, тобто представлення його у вигляді послідовності процесів стану довкілля, викликаних цими процесами, і самих процесів, які є наслідками цих станів;

2) визначення об'єктів довкілля, на які впливає військова діяльність;

3) встановлення залежності між реакцією на неї об'єкта довкілля (рецептора) та експозицією стресора;

4) побудова ієрархічних моделей, які повинні мати вигляд ієрархічної системи укрупнених моделей для спрощення розуміння концептуальної моделі;

5) модульність моделі, для її побудови, як правило, використовуються три модулі: модуль впливу військової діяльності на довкілля; модуль (модель)

середовища, наприклад модель розповсюдження стресора; модуль впливу стресорів на об'єкти довкілля, в першу чергу на об'єкти турботи.

На рисунку 2.4 відображена концептуальна модель впливу на довкілля військової діяльності на прикладі задимлення місцевості в ході польових навчань.

2.2.2 Характеристика експозиції

Характеристика експозиції включає ідентифікацію рецептору, визначення джерела забруднення, опис шляху розповсюдження стресора в навколишньому середовищі, оцінку очікуваної інтенсивності, часу і ступеня взаємодії стресора і рецептора. Інтенсивність зазвичай відображається як величина концентрації або дози стресора, що знаходиться у контакті із рецептором (у тому числі і нормалізована на масу рецептора і час контакту).

Для хімічних стресорів інтенсивність взаємодії — це концентрація або доза, для нехімічних це можуть бути наступні величини [26]:

- небезпечні організми — кількість на одиницю площі або об'єму;
- шум — децибели;
- літальний апарат — відстань до апарату в метрах, причому фізіологічний стрес у тварин може викликати не тільки рух апарату, а й вигляд його самого;
- тепло — температура в градусах;
- зміна середовища проживання — площа або довжина зміненого середовища в одиницях виміру;
- світло — величина освітленості в люксах;
- радіація — величина поглинутої або еквівалентної дози в одиницях виміру (Грей, Зіверт).

Результатом повної характеристики експозиції є отримання належного взаємозв'язку між експозицією і відгуком рецептора на дію стресора для отримання характеристики ризику.

2.2.2.1 Характеристика джерел забруднення

Джерела забруднення визначають як місця походження і розповсюдження забруднювача або як певний вид діяльності, що викликає появу стресора. В деяких випадках генерація забруднювача припиняється, але розповсюдження його триває (аерозольне маскування військ).

Характеристика джерела забруднення може здійснюватися шляхом визначення впливу відомого джерела забруднення на об'єкт турботи, або пошуками джерела забруднення по дії відомого стресора на об'єкт турботи.

Зміст характеристики джерела забруднення, за можливістю, повинна включати в себе наступне [25]:

- місце розташування джерела забруднення;
- навколишнє середовище (повітря, вода, ґрунт), в яке здійснюється поступлення стресора;
- кількісний склад стресорів, які продукує джерело забруднення;
- кількість джерел забруднення;
- активність джерела забруднення на момент оцінки.

2.2.2.2 Розповсюдження стресора

Наступним кроком у характеристиці експозиції є опис просторового та часового розподілу стресора у навколишньому середовищі. Розподіл стресора у довкіллі визначається через його переміщення від джерела забруднення, а також через утворення та подальший розподіл вторинних стресорів. Під час визначення розподілу стресора необхідно відповісти на наступні питання [25]:

яким є найбільш важливий шлях розповсюдження стресора?

які характеристики стресора впливають на його розповсюдження?

які характеристики довкілля впливають на розповсюдження стресора?

які вторинні стресори можуть утворитися?

якими шляхами можуть розповсюджуватися вторинні стресори?

Зрозуміло, що усі стресори розповсюджуються через повітря, поверхневі та підземні води, ґрунти. Але слід пам'ятати, що хімічні стресори переважно

розповсюджуються через харчові ланцюги, а біологічні переважно через людську активність (перебування військ в інших країнах) та за рахунок пасивного переносу іншими біологічними істотами (паразити на тварині, завезеної з іншої країни).

Вторинні стресори також можуть збільшувати і зменшувати значення ризику від впливу початкового стресора. Так мікробіологічна дія на металеву ртуть призводить до утворення органічних сполук ртуті, які краще засвоюються вищими біологічними істотами, ніж металева, підвищуючи ризик її впливу. З іншого боку мікробіологічна біодеградація нафтопродуктів знижує ризик їх впливу на вищі істоти.

2.2.2.3 Кількісна характеристика експозиції

Кількісна характеристика експозиції передбачає кількісну оцінку параметрів стресора, які впливають на об'єкти турботи, протягом періоду експозиції для кожного аналізованого маршруту дії, ідентифікованого на попередньому етапі.

Кількісна оцінка параметрів стресора може здійснюватися шляхом прямих або непрямих вимірювань, моделювання та комбінації цих методів. Якщо стресор вже розповсюджується, бажано використовувати вимірювання його параметрів або комбінацію вимірювання та моделювання. Переваги та недоліки використання методів вимірювання та моделювання розглянуті у таблиці 2.2 [53].

Таблиця 2.2 – Порівняння моніторингу якості атмосферного повітря і моделювання розсіювання атмосферних забруднювачів для оцінки концентрацій в точці дії

Задача	Рівень надійності, що відноситься до:	
	моніторингу	моделювання
Оцінка істинності концентрацій	високий	низький*
Системи тривоги	високий	низький
Оцінка відмінностей в часі	високий	високий
Оцінка відмінностей в просторі	низький**	високий
Оцінка концентрацій в майбутньому (прогноз)	низький	високий
Визначення внеску джерел забруднень	низький	високий

* Результати моделювання повинні бути порівняні з декількома заміряними рівнями для підтвердження надійності і коректності моделі.

** Збільшення числа постів спостережень може істотно поліпшити просторове уявлення про концентрації.

Моделювання підвищує здатність дослідження наслідків при прийнятті різних управлінських рішень і є по суті єдиним методом визначення параметрів стресора, коли їх вимірювання неможливі або надзвичайно дорогі.

2.2.2.4 Моделі експозиції

Для визначення дійсної експозиції об'єкта турботи до забруднювача використовують моделі експозиції відповідно до поставлених задач і результатів вимірювань концентрації забруднювача у навколишньому середовищі. Для більшості випадків оцінки екологічного ризику експозиція визначається концентрацією стресора у безпосередній близькості до рецептора, осередненою за деякий часовий інтервал.

Експозиція наземних рослин. Більшість забруднювачів потрапляє у рослини через повітря та ґрунти. На забруднених місцях експозиція рослинного співтовариства може розглядатися як розподіл експозицій окремих рослин, що ростуть на території, яка є об'єктом турботи. При визначенні концентрації забруднювачів у ґрунті зазвичай досліджується прикореневий його шар, який становить 10 см для трав'янистих рослин і 30 см для інших [105].

Дія атмосферних забруднювачів на рослини здійснюється через дію атмосферних джерел та через речовини, що випаровуються з ґрунтів. Для визначення експозиції від атмосферних джерел визначається концентрація стресора на рівні крони; для речовин, що випаровуються з ґрунтів найкращою мірою експозиції є концентрація речовин в ґрунтах, при цьому вважається, що існує рівновага між концентрацією речовини у повітрі і ґрунті.

Експозиція тваринного світу. Експозиція тваринного світу характеризується зазвичай багатьма середовищами впливу і багатьма маршрутами дії стресорів. Ссавці, птахи, рептилії та амфібії можуть плавати у забрудненій воді або пити її,

вживати забруднену їжу або ґрунт, дихати забрудненим повітрям або поглинати забруднювач через шкіру. Крім того, оскільки тварини є мобільними істотами, експозиція не обмежується одним забрудненим місцем. На них можуть діяти забруднювачі від декількох просторово рознесених джерел.

Експозиція тваринного світу може бути визначена через зовнішню або внутрішню міри експозиції. Внутрішня міра експозиції визначається через концентрацію забруднювача у певних органах або в цілому у тілі тварини, що є об'єктом турботи. Внутрішня міра експозиції має декілька переваг, оскільки дає інтегроване значення експозиції при перебуванні тварини на різних забруднених ділянках та за різні періоди часу і усуває похибки моделі та невизначеність параметрів. Зокрема, якщо відома концентрація забруднювача у місці розташування тварини, то внутрішня міра експозиції дає можливість оцінити токсичність забруднювача. Внутрішня міра експозиції визначається у процесі польових досліджень та аналізів, правда недоліком таких досліджень є можлива загибель піддослідної тварини.

Зовнішня міра експозиції визначається як концентрація забруднювача у середовищі або міра його сприйняття, що виміряна або оцінена у точці дії на тварину, включаючи шкіру, легені та травний тракт. Для оцінки зовнішньої міри експозиції використовують прості моделі.

Загальна експозиція для тварини (E_{tot}) визначається як сума оральної (E_o), нашкірної (E_d) і інгаляційної (E_i) експозицій (рівняння 2.13).

$$E_{tot} = E_o + E_d + E_i \quad (2.13)$$

Інгаляційна і нашкірна експозиції зазвичай набагато менші ніж оральна і часто нехтуються [26, 106]. Це пояснюється тим, що наземні тварини проживають, як правило, у лісах та чагарниках, які є природними фільтрами для повітря і тому вплив інгаляційної експозиції є вкрай малим. Нашкірна експозиція також зазвичай приймається незначною для тварин і птахів, оскільки хутро у тварин і пір'я у птахів обмежують ступінь контакту шкіри із забрудненим середовищем. Нашкірна експозиція може відігравати значну роль лише за

наявності значної спорідненості із шкірою (наприклад, розлиті нафтопродукти для тварин, що проживають у норах та плавають по поверхні води). У цілому доза забруднювача, що поглинається організмом тварини через шкіру, визначається за рівнянням (2.14)

$$D = (A \times P \times S \times C \times F \times B) / W, \quad (2.14)$$

де D – середньодобова доза забруднювача, мг/(кг·добу);

A – площа поверхні організму тварини, см²;

P – забруднена частка площі поверхні організму тварини;

S – фактор адгезії до поверхні шкіри, мг/см²;

C – концентрація забруднювача у ґрунті, мг/кг;

F – конверсійний параметр (10^{-3}), мг/кг;

B – густина ґрунту, кг/см³;

W – маса організму тварини, кг.

Фактор адгезії ґрунту до поверхні шкіри S для тварин як правило є невідомим. У першому наближенні його значення приймається рівним значенню фактора адгезії ґрунту до поверхні шкіри людини, а саме $0,52 \pm 0,9$ мг/см² [26].

Нехтуючи інгаляційною та нашкірною експозиціями, рівняння (2.13) набуває вигляду (2.15)

$$E_{tot} \sim E_o. \quad (2.15)$$

Оральна експозиція для тварин складається із забруднених їжі (рослинної та тваринної), води та ґрунту. Вживання ґрунту здійснюється випадково при харчуванні та чищенні або спеціально для харчових потреб. Загалом оральну експозицію відображають таким рівнянням:

$$E_o = E_f + E_w + E_s + E_d \quad (2.16)$$

де E_f – експозиція від споживання їжі;

E_w – експозиція від споживання води;

E_s – експозиція від споживання ґрунту;

E_d – експозиція від прямого (безпосереднього) споживання забруднювача.

Зазвичайно значення експозиції нормалізується на одиницю маси тіла тварини в одиницю часу (як правило, добу), має розмірність мг/(кг·добу) і носить назву «надходження I».

Базова форма відображення оральної експозиції має вигляд рівняння (2.17)

$$I_{oj} = \sum_{i=1}^m (IR_i \times C_{ij}), \quad (2.17)$$

де I_{oj} – оральна експозиція рецептора до дії стресора j , мг/(кг·добу);

m – кількість видів спожитої речовини i (наприклад, їжа, вода, ґрунт);

IR_i – величина надходження спожитої речовини i , кг/(кг·добу) або л/(кг·добу);

C_{ij} – концентрація стресора j у спожитій речовині i , мг/кг, або мг/л.

Зрозуміло, що E_{oj} відображає добову експозицію осереднену на час експозиції, який для хронічного впливу становить місяці або роки.

Тварини дуже рідко споживають лише один вид їжі, п'ють воду з одного джерела і для врахування різної кількості забруднювача, що поступає в організм тварини від різних видів їжі або із різних джерел питної води, рівняння (2.17) приймає вигляд (2.18)

$$I_{oj} = \sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^n p_{ik} (IR_i \times C_{ijk}), \quad (2.18)$$

n – кількість типів спожитої речовини i (наприклад їжі);

p_{ik} – частка типу k спожитої речовини i (наприклад, м'яса у їжі), безрозмірна величина;

C_{ijk} – концентрація стресора j у спожитій речовині i типу k , мг/кг, або мг/л.

Залежно від розмірів, умов проживання та розмноження тварині необхідна певна територія, на якій вона може знайти достатньо їжі, води та надійне укриття. Таку територію умовно називають «домашньою» територією. Якщо розміри забрудненої території перевищують розміри «домашньої», для оцінки експозиції використовують рівняння (2.17), (2.18). Якщо ж розміри забрудненої території знаходяться в середині «домашньої» і тварина рівноймовірно перебуває на цих територіях, тоді експозиція пропорційно залежить від розмірів цих територій

$$I_{oj} = \frac{A}{HR} \left[\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^n p_{ik} (IR_i \times C_{ijk}) \right], \quad (2.19)$$

де A – площа забрудненої території, m^2 ;

HR – площа «домашньої» території, m^2 .

У реальному житті забруднена територія часто буває нерівно доступна для тварини внаслідок розташування певних об'єктів (склади, вартові приміщення, парки техніки) які відлякують її або є недоступними для неї. У цьому випадку рівняння (2.19) набуває вигляду

$$I_{oj} = P_h \left(\frac{A}{HR} \left[\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^n p_{ik} (IR_i \times C_{ijk}) \right] \right), \quad (2.20)$$

де P_h – частина забрудненої території, придатної для проживання тварини.

Наведені вище моделі експозиції передбачають рівномірне розташування стресора по забрудненій території або рівноймовірно перебування тварини на всіх її частинах, тобто вплив стресора на рецептор в усереднених концентраціях. При невиконанні наведених умов моделі значно ускладнюються. Забруднена територія розділяється на ряд ділянок з однаковими властивостями, визначається імовірність перебування тварини на ділянках і загальна експозиція визначається як сума експозицій.

На відміну від людини, яка здійснює діяльність практично незмінно протягом всього року, поведінка тварини значно залежить від пори року, від чого в свою чергу значно залежить імовірність контакту із стресором. Деяка їжа є

доступною і споживається лише в окремі сезони і на окремих ділянках «домашньої» території. Крім того, деякі тварини залягають в сплячку або мігрують у холодну пору року, що різко зменшує експозицію. Тому період усереднення експозиції слід обирати, виходячи із біологічних властивостей «об'єкта турботи» з метою оцінки максимального ризику для нього.

2.2.2.5 Моделі біоаккумуляції

Як було сказано вище експозиція тваринного світу може бути визначена через зовнішню або внутрішню міри експозиції [26, 27]. Зовнішня міра експозиції визначається як концентрація забруднювача у середовищі, що виміряна або оцінена у точці дії на тварину. Внутрішня міра експозиції визначається через концентрацію забруднювача у певних органах або в цілому у тілі тварини, що є об'єктом турботи. Внутрішня міра експозиції має декілька переваг, оскільки дає інтегроване значення експозиції при перебуванні тварини на різних забруднених ділянках та за різні періоди часу, а також дає значення біоаккумуляції забруднювача, що поступає із зовнішнього середовища, в тілі тварини.

На жаль використання внутрішньої експозиції не завжди прийнятно. По-перше, визначення концентрації забруднювача в органах тварини часто призводить до її загибелі. По-друге, визначення концентрації неможливе при здійсненні прогнозової оцінки. У цьому випадку використовуються моделі біоаккумуляції, що дозволяють оцінити концентрацію забруднювача у тілі тварини, знаючи його концентрацію у зовнішньому середовищі.

Існують три типи моделей, кожна з яких має певні переваги і недоліки [26, 27, 28].

1. Фактор біоаккумуляції (UF) – представляє собою відношення концентрації речовини у біоті (C_b) до концентрації цієї ж речовини у відповідному середовищі (C_x), тобто

$$UF = C_b / C_x \quad (2.21)$$

Значення UF наводяться у літературі, наприклад [28, 107], при цьому передбачається, що фактор біоаккумуляції є простою лінійною функцією концентрації у зовнішньому середовищі. Однак, особливо при високих концентраціях, залежність є суттєво нелінійною, що призводить до переоцінки реальних концентрацій забруднювача у біоті.

2. Емпіричні регресійні моделі. Ці моделі визначають залежність між концентрацією речовини у біоті і навколишньому середовищі при різних параметрах довкілля і тому є більш гнучкими і точнішими, ніж просто значення фактору біоаккумуляції, враховуючи нелінійність залежності. Зазвичайно концентрація речовини у біоті визначається з рівняння виду

$$C_b = a(C_x)^B, \quad (2.22)$$

де a і B – емпіричні коефіцієнти.

3. Механістичні моделі біоаккумуляції – це моделі, які базуються на деталях фізіології організму тварини і властивостях забруднювача. Ці моделі, так звані токсикокінетичні моделі, потребують значної кількості вихідних даних, доволі складні і є більш перспективними, ніж корисними при оцінці екологічного ризику в реальних умовах [27]. Більше того такі моделі мають зазвичай більший рівень невизначеності через неминучу формалізацію фізичної моделі при опису її за допомогою математичних рівнянь.

Рівняння розрахунку добових доз для оцінки зовнішньої та внутрішньої міри експозиції при споживанні їжі, води та ґрунту твариною з урахуванням фактору біоаккумуляції наведені в додатку А.

2.2.3 Характеристика "доза – відгук"

При аналізі відгуку рецептора на дію стресора необхідно визначити природу токсичних ефектів при дії забруднювача на об'єкти довкілля та величину їх

впливу як функцію експозиції. Вплив стресора на рецептор визначають одним із зазначених нижче способів, або їх комбінацією:

- визначенням токсичності певної хімічної речовини на рецептор в лабораторних умовах (переважно аналізуючи літературні джерела);
- визначенням дії забрудненої складової довкілля (повітря, води, ґрунту) на рецептор в лабораторних умовах або при натурних випробуваннях (літературні дані у тому числі і сурогатні);
- безпосереднім вивченням дії забруднювачів на організми, популяції, спільноти в польових умовах на забруднених територіях.

При аналізі відгуку рецептора на дію стресора обов'язково необхідно враховувати часові і територіальні масштаби впливу забруднювача.

2.2.3.1 Тривалість дії стресора

Вплив стресора на «нелюдські» організми оцінюється аналогічно оцінці тривалості впливу на людину, як гострий і хронічний. Гострий вплив триває протягом короткого періоду життя організму (< 10%) і здійснює сильну дію (як правило, загибель) на значну частину експонованих організмів (зазвичайн 50%). Хронічний вплив триває більшу частину або усе життя організму і здійснює слабшу дію, ніж загибель організму (зазвичай зниження плодючості або зменшення ваги і розмірів) [28]. Однак у літературі зустрічаються й інші визначення дії стресора, які об'єднують гострий та хронічний вплив, в такому випадку говорять про підгостру або субхронічну дію.

Так для суб'єктів довкілля ці категорії поділяються наступним чином [108]:

- 1) гостра дія – визначається як одна або множинна доза, що діє короткий період часу (добу або менше);
- 2) підгостра дія – визначається як експозиція, що триває від одного до трьох місяців, або 10% тривалості життя організму;
- 3) субхронічна і хронічна дія – експозиція, що триває більше трьох місяців, або більшу частину тривалості життя організму.

Зазвичайно для хребетних тварин (риби, птахи, ссавці) хронічна експозиція триває більше, ніж 90 діб, субхронічна – 14 – 90 діб, гостра – менше, ніж 14 діб. Для інших рецепторів хронічний вплив триває від 7 діб, субхронічний – 3 – 6 діб, гострий – менше, ніж 3 доби.

2.2.3.2 Характеристика дії стресора на рецептор

При детермінованій, переважно скринінговій оцінці ризику, відбувається порівняння концентрації або дози стресора, що впливає на рецептор (об'єкт турботи) з певною величиною (також концентрацією або дозою), перевищення якої призведе до появи неприйнятної рівня дії стресора на рецептор. Така величина отримала назву референтної величини токсичності *TRV* (Toxicity Reference Value) [109] і має значення референтної дози (концентрації) в оцінці ризику впливу забруднювачів на здоров'я людини. Не перевищення стресором *TRV* для даного об'єкта турботи дозволяє виключити його з подальшого розгляду при оцінці ризику.

Значення *TRV* залежить від типу стресора, виду рецептора і, очевидно, від місця взаємодії стресора і рецептора, тобто від фізико-хімічних властивостей середовища.

Залежно від обчислення та застосування *TRV*, останні поділяються на три типи [110]:

1) референтна доза (*RfD*) – визначається у мг/[кг(маси тіла)·добу] і застосовується, як правило, до тварин при визначенні орального поступлення стресора через харчовий ланцюг, включно їжу, воду і випадкове споживання ґрунту;

2) референтна концентрація (*RfC*) – визначається у мг/[кг або м³ (середовища)] і застосовується, як правило, до рецепторів, що знаходяться на нижніх ланках харчового ланцюга і безпосередньо контактують із забрудненим середовищем (повітрям, водою чи ґрунтом). Однак *RfC* може використовуватись і для рецепторів, що знаходяться і на вищих щаблях харчового ланцюга шляхом зворотного перерахунку від *RfD* рецептора через рух стресора по харчовому

ланцюгу до такого значення RfC середовища, яке не призведе до появи неприйняттого рівня дії стресора на рецептор.

3) критичний залишок у організмі (Critical Body Residue, CBR) – відображає концентрацію стресора у організмі рецептора, визначається у мг/[кг (тканини)] і застосовується до стресорів, що акумулюються в організмі рецептора. Цей показник може застосовуватися до будь-якого виду рецептора (рослин, безхребетних, риб, тварин) і є тією граничною концентрацією, перевищення якої призводить до виникнення токсикологічного відгуку з боку рецептора.

Для визначення TRV слід використовувати наступні джерела (в порядку преференції) [108]:

- величини, затверджені регуляторними агенціями (в Україні такими є документи [111–114]);
- величини, наведені у науковій літературі;
- сурогатні величини, тобто величини, що стосуються подібних за фізико-хімічними властивостями речовин та/або подібних об'єктів турботи.

Скринінгова оцінка ризику стосується зазвичай хронічного впливу стресора на рецептори, тому в якості TRV використовується значення хронічного NOAEL (рівень, при якому не спостерігаються несприятливі ефекти). Однак в літературі не завжди знаходяться дані, що стосуються величин саме хронічного NOAEL, тому для приведення літературних даних до необхідних значень NOAEL використовується система коефіцієнтів невизначеності F [79, 115], тобто для отримання значення хронічного NOAEL необхідно літературні дані по токсичності певної речовини помножити на цей коефіцієнт (табл. 2.3).

Очевидно, що значення TRV , що не перевищують NOAEL, відповідають повній відсутності впливу стресора на рецептор, однак деяке перевищення NOAEL ще не означає наявності неприйняттого впливу і часто допустимі значення TRV для менш важливих «об'єктів турботи» лежать в межах NOAEL – LOAEL (найнижчий рівень, при якому спостерігаються несприятливі ефекти), що в принципі відповідає десятикратному діапазону значень NOAEL, однак через нелінійність залежності «доза – ефект» це ствердження не завжди є справедливим

і тому по можливості в таблицях наводять значення NOAEL і LOAEL як нижнє і верхнє значення *TRV*.

Таблиця 2.3 – Таблиця значень коефіцієнту невизначеності F для отримання значень хронічного NOAEL

Вихідна величина	Значення NOAEL (<i>TRV</i> для особливо чутливих видів), F	Значення LD ₅₀ або LC ₅₀ (<i>TRV</i> для популяцій), F
Хронічний NOEL або NOAEL	1	100
Хронічний LOAEL	0,2	20
Субхронічний NOAEL	0,1	10
Субхронічний LOAEL	0,05	5
Гострий NOAEL	0,03	3
Гострий LOAEL	0,02	2
LD ₅₀ або LC ₅₀	0,01	1
Додаткові множники		
Для видів іншої родини, але того ж ряду, що і об'єкти турботи	0,5	0,5
Для видів іншого ряду, але того ж класу, що і об'єкти турботи	0,5	0,5
Для видів, що не підлягають захисту у порівнянні до тих, що підлягають	0,5	0,5

2.2.4 Характеристика ризику

Аналогічно етапу оцінки ризику для здоров'я людини даний етап інтегрує дані, які отримані на усіх попередніх етапах досліджень з метою якісної і кількісної оцінки ризику, виявлення і оцінки порівняльної значущості існуючих проблем для благополуччя біоти.

Характеристика ризику здійснюється в наступній послідовності:

- узагальнення результатів оцінки експозиції і залежностей "доза – відгук";
- розрахунок значень ризику для окремих маршрутів надходження стресора;
- розрахунок ризиків за умов агрегованої (надходження одного стресора в організм рецептора усіма можливими шляхами з різних об'єктів навколишнього середовища) і кумулятивної (одночасна дія декількох стресорів) експозиції;
- виявлення і аналіз невизначеностей при оцінці ризику;

– узагальнення результатів оцінки ризику і надання одержаних даних особам, що беруть участь в управлінні ризиками.

2.2.4.1 Оцінка ризику за допомогою коефіцієнту та індексу небезпеки

Для визначення ступеня впливу канцерогенів на «нелюдські» організми на теперешній час не існує достатньої кількості даних, в зв'язку з цим оцінка ризику впливу стресорів на біоту, особливо при детермінованій, скринінговій, оцінці відбувається аналогічно оцінці ризику при дії неканцерогенних речовин на здоров'я людини шляхом визначення так званого «коефіцієнта небезпеки», що дорівнює відношенню концентрації або дози стресора, який діє на рецептор, до референтної величини токсичності, тобто

$$HQ = AD(AC) / TRV, \quad (2.23)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки;

AD – середня доза, міліграм/кг;

AC – середня концентрація, мг/м³;

TRV – значення референтної величини токсичності у відповідній розмірності.

Коефіцієнт небезпеки розраховується окремо для умов короткочасних (гострих) і тривалих дій стресора. При цьому період усереднювання експозиції і відповідних безпечних рівнів дії повинен бути аналогічним.

Характеристика ризику розвитку шкідливих ефектів при комбінованій і комплексній дії стресорів проводиться на основі розрахунку індексу небезпеки (HI).

Індекс небезпеки для умов одночасного надходження декількох стресорів тим самим шляхом (наприклад, пероральним або інгаляційним) розраховується за формулою

$$HI = \sum HQ_i, \quad (2.24)$$

При комплексному надходженні стресорів в організм біоти з навколишнього природного середовища одночасно декількома шляхами, а також при багатомаршрутній і багатосередовищній дії критерієм ризику є сумарний індекс небезпеки (TNI), що розраховується за формулою

$$TNI = \sum HI_j, \quad (2.25)$$

де HI_j – індекси небезпеки для окремих шляхів надходження або окремих маршрутів дії.

Значення параметрів експозиції (чисельник у рівнянні 2.23), що використовується для визначення коефіцієнта небезпеки може складатися з таких етапів:

- визначене у польових дослідженнях значення концентрації забруднювача у навколишньому середовищі (наприклад, мг/кг свинцю у ґрунті, або мг/л кадмію у воді);
- змодельовані значення концентрації забруднювача у довкіллі або тканинах біоти, отримані при використанні моделей розповсюдження забруднювача;
- змодельована доза надходження забруднювача, мг/(кг·добу), отримана при використанні моделі харчового ланцюга.

Відповідно до обраних значень параметрів експозиції використовуються значення референтної величини токсичності TRV . Так для перерахованих вище параметрів експозиції в якості TRV використовуються:

- референтна концентрація (RfC);
- референтна концентрація (RfC) або критичний залишок у організмі (CBR);
- референтна доза (RfD).

Недоліком використання для оцінки ризику значень HQ або HI є те, що ці величини не містять інформації про величину цієї загрози та про імовірність реалізації загрози впливу стресора на рецептор. Використовуючи в якості TRV консервативну величину, наприклад $NOEL$ або $NOAEL$, можна лише відмітити, що

при $HQ \leq 1$ немає загрози впливу стресора, а при $HQ > 1$ – є. Не можна також стверджувати, що для даного стресора збільшене, наприклад, вдвічі значення HQ означає вдвічі більше значення ризику.

Таблиця 2.4 – Класифікація рівнів екологічного ризику

HQ	Рівень ризику
<1,0	Мінімальний – бажана (цільова) величина ризику при проведенні природоохоронних заходів
1,0–10,0	Незначний – припустимий для більшості суб'єктів біоти але необхідне поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком
10,0–100,0	Значний – неприпустимий для більшості суб'єктів біоти, необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком
>100,0	Високий – не прийнятний для біоти. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику

Для орієнтовної оцінки ризику за допомогою HQ можна використати наступні передумови. Значення $LOAEL$ для різних суб'єктів біоти зазвичай в 5–20 (в середньому в 10), а значення LD_{50} в середньому в 100 раз перевищує значення $NOAEL$. Отже при HQ порядку 10 спостерігається слабкий, але виразний вплив стресора на рецептор. При HQ порядку 100 спостерігається загибель близько 50% популяції, що є вже значною загрозою. Тому для орієнтовної оцінки ризику за допомогою HQ можна використовувати таблицю 2.4 [73].

2.2.4.2 Послідовність оцінки екологічного ризику

Обираючи певні значення параметрів експозиції та референтної величини токсичності, визначають значення HQ , а, значить, і проводити оцінку ризику з бажаним ступенем консервативності. Так значення концентрації забруднювача відображають у вигляді максимально можливого значення, 95, 90 процентіля,

середнього значення, тощо. Відповідно в якості значення *TRV* використовують *NOEL*, *NOAEL* або *LOEL*. Індикаторним організмом можна також обрати найбільш чутливий до дії забруднювача організм у даному виді, родині, ряду або класі. Одночасно передбачається, що забрудненою є вся територія перебування рецептора.

Таким чином, за необхідності, рухаючись від простих, консервативних до більш складних, зрозуміло більш точних, але потребуючих додаткових зусиль по збору необхідних даних оцінок ризику спрощують загальну оцінку екологічного ризику.

Так, за мінімальним значенням *NOEL*, встановивши найбільш чутливий вид серед рослин, безхребетних, риб, птахів та ссавців визначають концентрацію забруднювача у навколишньому середовищі, яка за умов $HQ=1$, буде свідчити про безпеку перебування даного класу біоти у ньому. Очевидно, що для істот, які знаходяться на вищих щаблях трофічного ланцюга, необхідно робити зворотній перерахунок від *NOEL* через фактор біоаккумуляції забруднювача істотами, що знаходяться на нижчих щаблях і є їжею для них, до концентрації забруднювача у навколишньому середовищі. У додатку Б, наведені значення концентрації забруднювачів у ґрунті та воді, не перевищення яких не призводить до загрози зменшення росту або маси, здатності до розмноження і життю рослин, безхребетних, риб, птахів та ссавців. Зрозуміло, що ці значення концентрації відповідають значенню $HQ=1$. Зручність такого підходу очевидна – визначивши дослідним або розрахунковим шляхом значення концентрації забруднювача або забруднювачів, встановлюють значення *HQ* або *HI* і, тим самим, рівень ризику для біоти. Одночасно можна провести ранжування стресорів за небезпекою, виключивши з подальшого розгляду ті, вклад яких мінімальний.

Якщо ж значення *HQ* або *HI* знаходяться в діапазоні, який не задовольняє замовника оцінки ризику, слід перейти до уточненого способу визначення ризику. Даний спосіб стосується, як правило, тварин, що знаходяться на вищих щаблях трофічного ланцюга. У цьому випадку визначається середня добова доза забруднювача, що поступає в організм тварини (Додаток А). Дані, необхідні для

розрахунків відбираються із літератури. При відсутності необхідних даних використовують сурогатні дані, що стосуються подібних тварин, при цьому вибір тварини слід здійснювати за напрямком: вид → рід → родина → ряд. Значення дози порівнюється із значенням *TRV* для об'єкта турботи шляхом обчислення *HQ* або *HI*. Нижні значення *TRV* у таблиці відповідають *NOEL*, верхні – *LOAEL*. Більш точні значення *TRV*, що стосуються окремих видів тварин слід використовувати з літературних джерел, наприклад [116, 117].

Послідовність детермінованої (скринінгової) оцінки екологічного ризику наведена на рисунку 2.4.

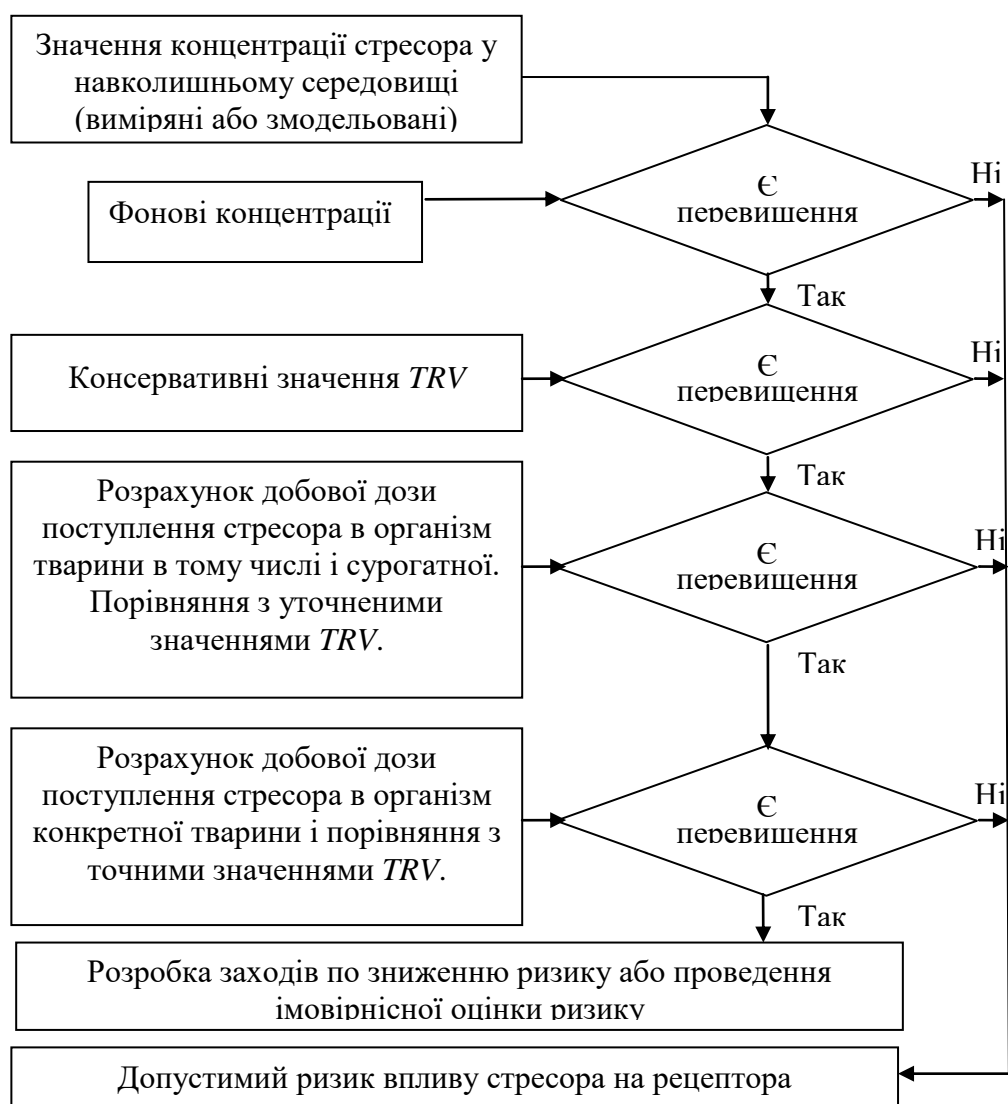


Рисунок 2.4 – Схема детермінованої (скринінгової) оцінки екологічного ризику

2.3 Результати оцінки екологічного ризику

Наведені вище теоретичні передумови були використані при оцінці впливу військової діяльності на людину та довкілля при оцінці використання для навчальних цілей полігону Сухопутних військ (Міжнародного центру миротворчості та безпеки, МЦМБ) Національної академії сухопутних військ, розташованого у Яворівському районі Львівської області (рис. 2.5).



Рисунок 2.5 – Схема території міжнародного центру миротворчості та безпеки

2.3.1 Оцінка впливу військової діяльності на довкілля

Міжнародний центр миротворчості та безпеки (МЦМБ) призначений для навчання сухопутних військ Збройних сил України. Для проведення тактичної підготовки військ на полігоні практикується застосування танків, бронетранспортерів, бойових машин піхоти, крім того на території полігону розташовані учбові поля зв'язку, артилерії, підготовки ракетних та артилерійських підрозділів, стрілецько-артилерійський полігон. Частина військових підрозділів знаходяться на території МЦМБ тільки під час навчань (зона А), частина – постійно (зона Б).

Територія МЦМБ належить до західних теренів гряди Розточчя – одного із найцікавіших фізико-географічних районів Західної України, яка є межевою областю Східно-Європейської платформи та Передкарпатського крайового прогину [45]. Територія полігону характеризується плосковершинними пагорбами висотою до 350 м над рівнем моря, розсіченими річковою долиною та системою озер після льодовикового утворення. Більшість території полігону зайнята лісом, решта – луко-болотними ценозами. По території полігону протікає річка Верещиця з півдня на північ. Крім того розташовані 10 озерець, які живляться підземними джерелами. Водоймища формують стік річки Верещиці і відіграють суттєву роль у формуванні фіто- і зооценозів.

Різноманіття рослинного і тваринного світу МЦМБ визначається природними умовами регіону Розточчя, і в першу чергу його розташуванням, що сприяє обміну флористичним і фауністичним матеріалом з Поліссям і Карпатами. Не дарма південно-східна частина полігону межує із територією Яворівського національного природного парку, який, з нову ж, у своїй південній частині межує із природним заповідником «Розточчя».

Рослинний світ. На території МЦМБ знаходять до 700 видів судинних рослин, з яких 15 занесені в Червону книгу України. Поширені також наступні формації деревно-чагарникової рослинності, які є переважаючими у рослинному покриві: сосни звичайної (*Pineta sylvestris*), бука лісового (*Fageta sylvaticae*), дуба скельного (*Querceta petraea*), дуба звичайного (*Querceta roboris*), дуба північного (*Querceta borealis*), граба звичайного (*Carpineta betuli*), явора (*Acereta pseudoplatani*), клена гостролистого (*Acereta platanoidis*), вільхи клейкої (*Alneta glutinosae*), вільхи сірої (*Alneta incanae*), осики (*Populeta tremulae*), берези звислої (*Betuleta pendulae*), берези пухнастої (*Betuleta pubescentis*), верби вушкатої (*Saliceta auritae*), верби попелястої (*Saliceta cinerea*), вересу звичайного (*Calluneta vulgaris*) [118]. Частина лісових угруповань занесена до Зеленої книги України.

Поєднання водоймищ та боліт із змішаними лісами призвели до формування на території полігону складного комплексу фауни багатого видами, занесеними у Червону книгу України.

Фауна хребетних. Фауна хребетних тварин МЦМБ та його околиць, в першу чергу Яворівського національного природного парку, на сьогодні налічує 24 види риб, 11 видів земноводних, 6 видів плазунів, 199 видів птахів і 46 видів ссавців [118].

Серед представників іхтіофауни найчисельнішим є карась сріблястий (*Carassius auratus*), багаточисельними – пічкур звичайний (*Gohio gohio*), краснопірка звичайна (*Sardinius erythrophthalmus*), гірчак (*Rhodeus sericeus amarus*), окунь звичайний (*Perca fluviatilis*), йорж звичайний (*Gymnocephalus cernuus*), головешка амурська (*Percottus glenii*), рідкісними і дуже рідкісними – карась золотистий (*Carassius carassius*), лин звичайний (*Tinea tinea*), миньок звичайний (*Lota lota*).

Серед амфібій багаточисельними видами є ропуха сіра (*Bufo bufo*) та жаба трав'яна (*Rana temporaria*). Перший вид населяє, головним чином, околиці населених пунктів, приватні сади та городи, другий є домінантним у лісових масивах, а під час розмноження концентрується вздовж берегів річок та каналів. До звичайних видів належать кумка червоночерева (*Bombina bombina*), жаби озерна (*Rana ridibunda*), ставкова (*R. lessonae*) та гостроморда (*R. arvalis*), а також квакша звичайна (*Hyla arborea*). Значно нижча чисельність тритону звичайного (*Triturus vulgaris*).

Серед 135 видів птахів, що гніздуються на території МЦМБ 46 є осілими. Переважають представники лісової орнітофауни. Найчисельнішим видом є зяблик (*Fringilla coelebs*), багаточисельними – кропив'янка чорноголова (*Sylvia atricapilla*), вільшанка (*Erithacus rubecula*), горобець польовий (*Passer montanus*), лиска (*Fulica atra*).

Серед ссавців найвища відносна чисельність характерна для дрібних. Найчисельнішою є миша жовтогорла (*Sylvaeomys tauricus*), багаточисельними – полівка лісова (*Myodes glareolus*), бурозубка звичайна (*Sorex araneus*) і соня горішнікова (*Muscardinus avellanarius*). Найбільш численним видом великих ссавців, який зустрічається на території полігону, є козуля (*Capreolus capreolus*). Звичайними є і заєць-русак (*Lepus europaeus*) та кабан (*Sus scrofa*). Зрідка на

територію із сусідніх масивів заходять олень благородний (*Cervus elaphus*) та лось (*Alces alces*). Зустрічається також вовк (*Canis lupus*). Досить рідкісним видом є єнотовидний собака (*Nyctereutes procyonoides*).

На території полігону та його околиць виявлено 26 видів хребетних тварин, занесених до Червоної книги України, з них 1 вид плазунів, 18 – птахів і 7 – ссавців.

Серед осілих видів птахів, занесених до Червоної книги України, виділяють: лелеку чорного (*Ciconia nigra*), категорія II (уразливі види, які в найближчому майбутньому можуть бути віднесені до категорії «зникаючих», якщо дія чинників, що впливає на їх стан не припиниться [46]); орлана-білохвоста (*Haliaeetus albicilla* L.), категорія II, занесеного додатково і до Європейського Червоного списку; малого підорлика (*Aquila pomarina* C.L. Brehm), категорія III (рідкісні види, популяції яких невеликі і які на даний момент не належать до категорій «зникаючих» або «уразливих», хоча їм і загрожує небезпека) [119].

Серед ссавців виділяють: європейську норку (*M. lutreola* L.), річкову видру (*Lutra Intra* L.). Всі тварини віднесені до II категорії Червоної книги України, річкова видра додатково і до Європейського Червоного списку.

Метою оцінки екологічного ризику будемо вважати оцінку впливу діяльності полігону на особливо рідкісних тварин. Для створення концептуальної моделі розглянемо умови проживання згаданих вище тварин і можливі шляхи впливу на них військової діяльності.

Лелека чорний (*Ciconia nigra*) – оселяється в старих лісах поблизу водойм і боліт, трапляється на полях, пасовищах, луках поряд з водоймами. Прилітає у березені – квітні, відлітає у серпні – жовтні. Споживає водних комах, земноводних, рибу, іноді здобуває мишоподібних гризунів і плазунів. Дорослий птах має масу тіла близько 3 кг. Живе чорний лелека 6–8 років.

Орлан-білохвіст (*Haliaeetus albicilla* L.) – осілий птах, заселяє заплавні або вологі широколистяні ліси, бори. Живиться у гніздовий період переважно дрібними ссавцями, рибою, у зимовий — коловодними птахами, рибою і падаллю.

Раціон дорослого птаха становить: 28% – риба, 44% – птиця, 28% – ссавці [120]. Маса дорослого птаха – 3–4,5 кг. Тривалість життя – близько 30 років.

Малий підорлик (*Aquila pomarina* C.L. Brehm) – гніздиться переважно поблизу вологих долин, у вологих, іноді заплавлених лісах або в лісах, поблизу болотистих місцевостей або річок, гніздиться й у вододільних, сухіших лісах, не уникає сусідства значних відкритих місцевостей. Прилітає наприкінці березня — квітні, відліт у вересні – жовтні. Харчується переважно гризунами і амфібіями, зрідка птахами. Раціон дорослого птаха становить: 54% ссавців (переважно мишей), 3,5% птахів, 0,5% рептилій і 42% амфібій [120]. Маса дорослого птаха – 1-1,5 кг.

Європейська норка (*M. lutreola* L.) – їжа норки: риба (20–35%), жаби (25–73%), раки (5–30%), водоплавні птахи, полівки, миші, комахи та моллюски. Довжина тіла самців — 30–44 см, самиць — 25–35 см, маса, відповідно: 502–949 та 370–700 г. Площа ділянки перебування від 12 до 27 га. Віддає перевагу невеликим, сильно захаращеним проточним водоймам, веде напівводяний спосіб життя. Харчується дрібними мишоподібними гризунами, жабами, річковими раками; поїдає комах, моллюсків, ягоди. Спритно ловить рибу, в основному дрібну. При нагоді нападає на водоплавних та інших птахів, поїдає їхні яйця. Живуть норки близько 10 років.

Річкова видра (*Lutra Intra* L.) – довжина тіла дорослої особини приблизно 55–95 сантиметрів і вага до 10 кілограмів. Їжа видри водна, але почасти й наземна. Вона ловить різноманітну раків, маленьких ссавців, рибу, жуків, жаб і водних птахів. Селиться вздовж берегів невеликих річок, ставків і озер, любить глухі лісові річки з перекатами і вирами, багаті рибою. Основний корм – риба, а також раки, жаби, водяні шури, ондатра, качки. Живуть видри до 15 років. Дорослий звір з'їдає на добу біля 1 кг їжі.

Схема концептуальної моделі впливу військової діяльності МЦМБ на особливо рідкісних тварин наведена на рисунку 2.6.

У ході військових навчань у навколишнє природне середовище потрапляють чорні та кольорові метали, хімічні речовини, що використовуються

при задимленні та імітації бойових отруйних речовин, паливо-мастильні речовини тощо. Ці речовини потрапляють у повітря, воду та ґрунти і безпосередньо або через харчові ланцюги в кінцевому етапі потрапляють у організми тварин, що є об'єктами турботи.

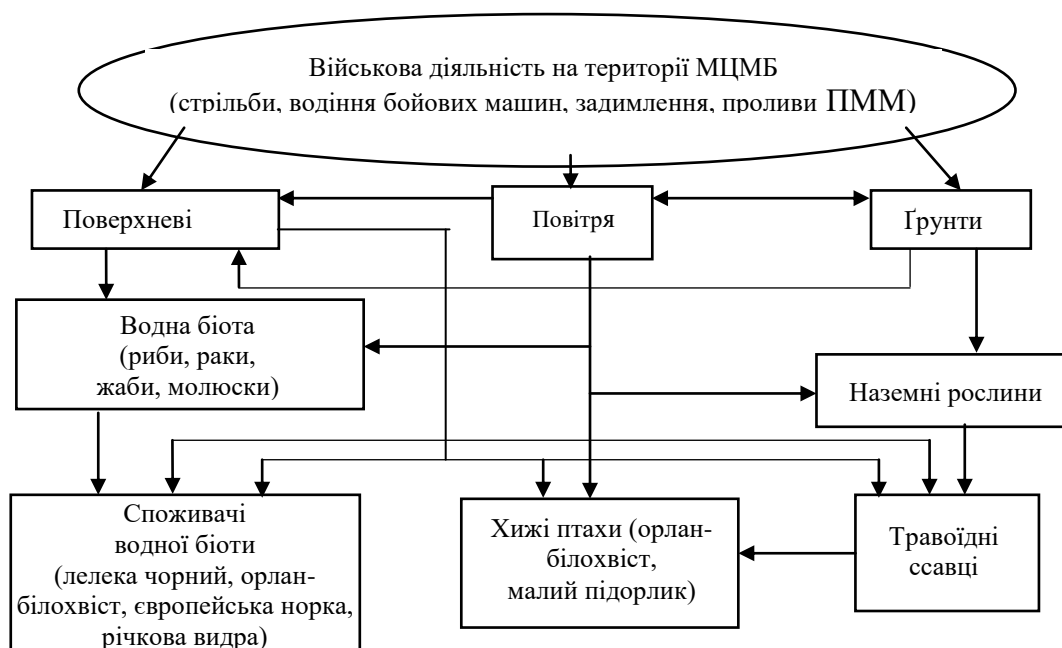


Рисунок 2.6 – Схема концептуальної моделі впливу військової діяльності на Міжнародному центрі миротворчості та безпеки (МЦМБ) на особливо рідкісних представників біоти

Необхідно зауважити, що систематичний моніторинг стану довкілля на території МЦМБ не проводиться. Дослідження, проведені у 1997 році [121], встановили, що існує певне забруднення ґрунтів металами при незначному забрудненні повітря під час навчань.

Обстеження полігону, проведене у 2009 році [122], показало, що ступінь забрудненості ґрунтів лишився приблизно на тому ж рівні з деяким перевищенням максимальних концентрацій по міді та нікелю, забрудненість поверхневих джерел знаходиться в межах державних норм, забрудненість повітря відсутня. Тому в подальшому оцінювався екологічний ризик впливу на біоту забруднених ґрунтів.

Слід зауважити, що тварини, які споживають переважно водну біоту можуть бути виключені з розгляду в силу незабрудненості водних джерел (за винятком орлана-білохвоста, який крім риби споживає також птицю і дрібних ссавців). Таким чином оцінку впливу діяльності полігону на довкілля будемо оцінювати за його впливу на два індикаторних види – орлана-білохвоста та малого підорлика.

Оцінку ризику здійснюємо відповідно до схеми, наведеної на рисунку 2.4. Вихідні дані для проведення оцінки наведені у таблиці 2.5.

Таблиця 2.5 – Концентрації та токсикологічні характеристики забруднювачів ґрунтів полігону

Характеристика	Забруднювачі			
	Свинець	Нікель	Мідь	Цинк
Максимальна концентрація в ґрунтах, мг/кг ґрунту	35	850	64	40
Фонова концентрація, мг/кг ґрунту	4,4	1,2	0,26	4,4
Загальносанітарний стандарт України, мг/кг ґрунту	6,0	4,0	3,0	23,0
Консервативні значення <i>TRV</i> у ґрунті для птахів, мг/кг (табл. Б.1)	16	320	190	60

З таблиці 2.5 видно, що концентрація забруднювачів у ґрунтах перевищує фонові концентрації та загальносанітарні стандарти України, більше того, концентрація свинцю та нікелю перевищує консервативні значення *TRV* для птахів. Тому необхідно визначити дозу забруднювачів, що поступають у організми птахів, які є об'єктами турботи, і оцінити їхні індекси безпеки.

Очевидно, що забруднювачі можуть потрапити в організм птахів лише при споживанні їжі, оскільки водні джерела є незабрудненими. Споживання водної біоти також не привносить небезпечних речовин у раціон птахів. Небезпеку становить лише споживання істот, які в свою чергу вживали забруднений ґрунт та рослини, які виростили на цьому ґрунті. З літературних джерел [120] відомо, що раціон орлана-білохвоста на 44% складається із птахів і 28% дрібних ссавців, раціон малого підорлика складається відповідно з 3,5% птахів і 54% ссавців. Будемо вважати, що в якості птахів переважно споживаються дикі качки, а

савців – польові миші. Тоді надходження забруднювачів у організми об'єктів турботи визначається за рівнянням:

$$I = C_m \cdot IRf \cdot A_F \cdot AUF \cdot TUF / BW, \quad (2.26)$$

де I – величина надходження, мг/(кг·добу);

C_m – концентрація забруднювача у м'ясі здобичі, мг/кг (сухої маси);

IRf – споживання їжі птахами – об'єктами турботи, кг (сухої маси)/добу (нормалізоване на масу тіла значення для орлана становить 0,12, для підорлика – 0,1 кг/(кг·добу)) [81, 109];

A_F – частка (по масі) споживання м'яса у загальному раціоні птахів – об'єктів турботи, кг/кг (для орлана 0,72, для підорлика 0,575 [120]);

AUF – фактор використання площі, га/га (у скринінгових дослідженнях приймаємо $AUF=1$, тобто споживається здобич, яка живиться виключно забрудненою їжею);

TUF – фактор часу, діб/діб (приймаємо $TUF=0,5$), оскільки у холодний період року орлан живиться іншою їжею, а підорлик мігрує у інші регіони, тобто споживання забрудненої їжі здійснюється протягом близько 6 місяців;

BW – маса тіла птахів – об'єктів турботи, кг.

Концентрацію забруднювача у м'ясі здобичі (дикої качки та польової миші) C_m визначають за допомогою рівняння

$$C_m = C_e \cdot UF_e, \quad (2.27)$$

де C_e – концентрація речовини у їжі, що споживала здобич, мг/кг (сухої маси);

UF_e – фактор біоаккумуляції забруднювача здобиччю із їжі, кг/кг (табл. А.8, додаток А).

Оскільки дика качка та польова миша крім рослинної їжі випадково споживають ґрунт [81, 109], рівняння (2.27) набуває вигляду

$$C_m = C_s \cdot UF_p \cdot UF_{ep} \cdot P_F + C_s \cdot UF_{es} \cdot S_F, \quad (2.28)$$

де C_s – концентрація забруднювача у ґрунті, мг/кг;

UF_p – фактор біоаккумуляції забруднювача рослинами із ґрунту, кг/кг (табл. А.2, додаток А);

UF_{ep} – фактор біоаккумуляції забруднювача здобиччю із рослинної їжі, кг/кг (табл. А.8, додаток А);

P_F – частка (по масі) споживання рослинної їжі у загальному раціоні здобичі, кг/кг (0,098, [81, 109]);

UF_{es} – фактор біоаккумуляції забруднювача здобиччю із ґрунту, кг/кг (табл. А.8, додаток А);

S_F – частка (по масі) випадкового споживання ґрунту у загальному раціоні здобичі, кг/кг (0,02, [81, 109]).

Вихідні дані для розрахунку надходження забруднювачів у організми об'єктів турботи наведені у таблиці 2.6. Тут же наведені і консервативні, тобто засновані на *NOEL*, уточнені значення *TRV* для птахів [115].

Таблиця 2.6 – Вихідні дані для розрахунку надходження забруднювачів у організми об'єктів турботи

Характеристика	Забруднювачі			
	Свинець	Нікель	Мідь	Цинк
Максимальна концентрація в ґрунтах, мг/кг ґрунту	35	850	64	40
Фактор біоаккумуляції забруднювача рослинами із ґрунту, UF_p , кг/кг	0,045	0,032	0,4	0,123
Фактор біоаккумуляції забруднювача здобиччю із рослинної їжі, UF_{ep} , кг/кг	$1,56 \cdot 10^{-4}$	$3,34 \cdot 10^{-3}$	$2,42 \cdot 10^{-2}$	$1,58 \cdot 10^{-3}$
Фактор біоаккумуляції забруднювача здобиччю із ґрунту, UF_{es} , кг/кг	$1,50 \cdot 10^{-6}$	$2,99 \cdot 10^{-5}$	$4,14 \cdot 10^{-4}$	$3,96 \cdot 10^{-5}$
Уточнені значення <i>TRV</i> , мг/(кг·добу)	1,63	6,71	4,05	17,2

Результати розрахунку екологічного ризику впливу військової діяльності на об'єкти турботи на МЦМБ (у вигляді значення індексу небезпеки) наведені у таблиці 2.7.

Таблиця 2.7 – Оцінка екологічного ризику впливу військової діяльності на об'єкти турботи на МЦМБ

Об'єкти турботи	Коефіцієнт небезпеки HQ				Сума HI
	Свинець	Нікель	Мідь	Цинк	
Орлан-білохвіст	$5,86 \cdot 10^{-6}$	$5,76 \cdot 10^{-4}$	$6,48 \cdot 10^{-3}$	$1,92 \cdot 10^{-5}$	$7,08 \cdot 10^{-3}$
Малий підорлик	$3,90 \cdot 10^{-6}$	$3,84 \cdot 10^{-4}$	$4,31 \cdot 10^{-3}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$4,71 \cdot 10^{-3}$

З таблиці 2.7 видно, що наявність сполук металів у ґрунтах полігону, забруднених внаслідок військової діяльності, не представляють небезпеки для життєдіяльності індикаторних видів (індекс небезпеки значно менший 1), тобто відсутній шкідливий вплив для росту та розмноження цінних і рідкісних видів птахів – орлана білохвоста та малого підорлика. Разом з тим відмічається, що найнебезпечнішою сполукою для птахів із досліджених сполук є сполуки міді, не дивлячись на те, що концентрація нікелю набагато перевищує значення ГДК. Небезпечність сполук міді пояснюється тим, що фактор їх біоаккумуляції на порядок перевищує фактор біоаккумуляції нікелю.

2.3.2 Оцінка впливу військової діяльності на здоров'я людини

Оцінка впливу військової діяльності на здоров'я людини проводилися нами на прикладі Міжнародного центру миротворчості та безпеки (МЦМБ) [99].

За період експлуатації МЦМБ з 1940 року було здійснено значне техногенне навантаження на природне середовище під час проведення заходів бойової підготовки. Нажаль питання щодо впливу військової діяльності на здоров'я людини постало перед суспільством тільки у 2003 році, коли виникла підозра, щодо масового захворювання дітей села Верещиці, поблизу полігону, в зв'язку зі спільними українсько-італійськими навчаннями. У результаті проведення незалежної екологічної експертизи було з'ясовано, що показники досліджень стану ґрунту та води перебували у межах норми, а навчання на полігоні не могли спричинити масового захворювання мешканців. У зв'язку з цим, доцільно було би розглянути імовірність загрози нанесення шкоди здоров'ю безпосередньо для військовослужбовців.

У мирний час діяльність військових підрозділів Сухопутних військ зосереджена в основному на території військового містечка з виїздами на польові заняття, які проводяться на території військових полігонів. Тому необхідно розглянути характер впливу небезпечних і шкідливих хімічних речовин на військовослужбовців, постійно перебуваючих на полігоні під час повсякденної діяльності, тобто проживають на території полігону та на військовослужбовців, які знаходяться на території полігону тільки в службовий час.

З досвіду експлуатації полігонів відомо, що основними забруднювачами довкілля є залишки вибухівки та металів, що входять до складу боєприпасів. Як вибухівку найбільш широко у військовій діяльності використовуються тротил, гексоген та октоген, а до складу боєприпасів входять чорні та кольорові метали, багато з яких є канцерогенами.

Територію полігону (рис.2.5) поділяють на дві частини: територію, де проводяться бойові стрільби (А) і територію, де розташовується військова частина, яка обслуговує полігон (Б).

Також територію полігону представляють у вигляді концептуальної моделі (рис.2.7).

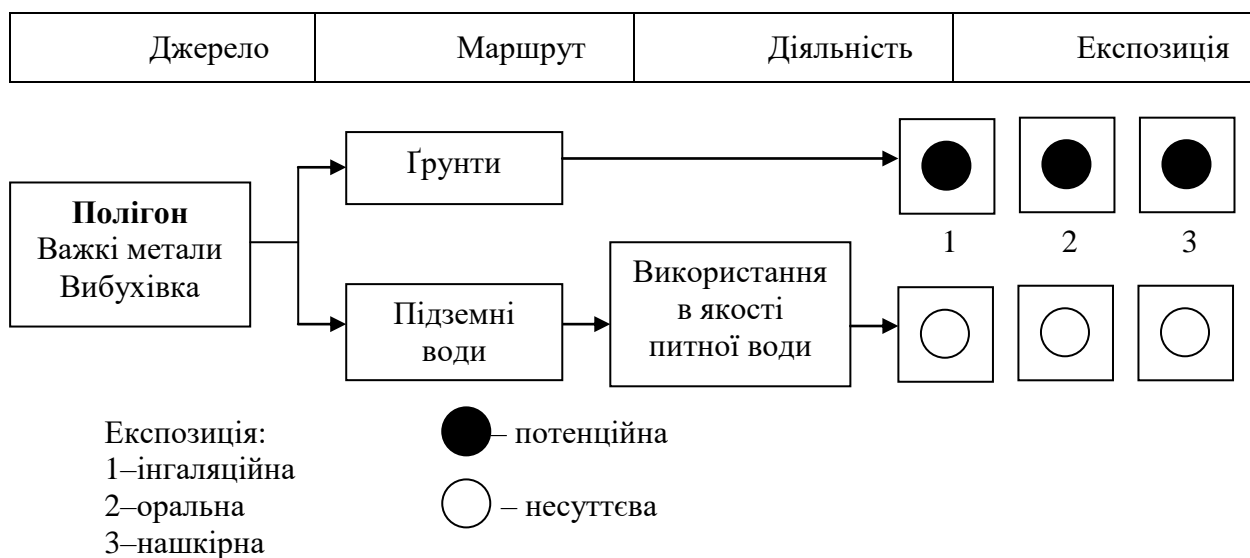


Рисунок 2.7 – Концептуальна модель території полігону

Хімічний аналіз ґрунтів і повітря показав наявність у них наступних речовин (табл.2.8) [5].

Таблиця 2.8 – Концентрація забруднювачів у ґрунтах і повітрі

Досліджуване середовище	Територія	Забруднюючі речовини					
		Свинець	Нікель	Мідь	Цинк	Ароматичні вуглеводні	Альдегіди
Ґрунт мг/кг	А	32	10	35	40	н/в	н/в
	Б	н/в	н/в	н/в	н/в	н/в	н/в
Повітря мг/м ³	А	н/в	н/в	н/в	н/в	0,050	0,005

Примітка: н/в – сполука не виявлена (концентрація нижче межі чутливості вимірювання).

Речовини, що входять до складу ґрунтів, впливають на людей при вдиханні пилу, дії на шкіру і випадковому ковтанні. Ті, що входять в склад води, діють виключно при ковтанні, але у МЦМБ особовий склад вживає водогінну воду, тому небезпеку води не доцільно досліджувати. Решта речовин в цілому є токсичними, частка з них є канцерогенами, їх токсикологічні характеристики наведені в таблиці 2.9.

Таблиця 2.9 – Токсикологічні характеристики забруднювачів

Характеристика	Свинець	Нікель	Мідь	Цинк	Ароматичні вуглеводні	Ацетальдегід
Інгаляційна, RfDi	0,0035	0,02	0,019	0,3	0,4	0,009
Нашкірна, RfDd	0,0035	0,02	0,019	0,3	0,003	0,4
Фактор канцерогенного потенціалу, SFi	0,042	0,84	н/в	н/в	0,027	0,0077

Оцінка ризику проводиться для канцерогенних і неканцерогенних речовин для двох категорій особового складу: військовослужбовці, що проживають за межами військової частини та військовослужбовці, що проживають на території військової частини.

Розрахунки проводилися за формулами, наведеними в таблицях 2.10–2.13 з допущеннями, наведеними в таблиці 2.14.

Таблиця 2.10 – Розрахунок добових доз при інгаляційній дії хімічної речовини, що поступає в організм людини з атмосферним повітрям

$I = [(Ca \cdot Tout \cdot Vout) + (Ch \cdot Tin \cdot Vin) \cdot EF \cdot ED] / (BW \cdot AT \cdot 365)$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження, мг/(кг·день)	–
Ca	Концентрація речовини в атмосферному повітрі, мг/м ³	–
Ch	Концентрація речовини в повітрі житла, мг/м ³	1,0·Ca
Tout	Час, що проводиться поза приміщеннями, година/добу	8
Tin	Час, що проводиться усередині приміщень, година/добу	16
Vout	Швидкість дихання поза приміщеннями, м ³ /годину	1,4
Vin	Швидкість дихання усередині приміщення, м ³ /годину	0,63
EF	Частота дії, діб/рік	250
ED	Тривалість дії, років	20
BW	Маса тіла, кг	70
AT	Період усереднення експозиції, років	Канцерогени–70

Таблиця 2.11 – Розрахунок середньої добової дози і стандартні значення факторів експозиції при пероральному надходженні хімічних речовин з ґрунту

Канцерогени: $I = Cs \cdot FI \cdot EF \cdot ET \cdot CF2 \cdot ((Edc \cdot IRc \cdot BWc) + (Eda \cdot IRa \cdot Bwa)) / (AT \cdot 365)$ Неканцерогени: $I = Cs \cdot FI \cdot EF \cdot ET \cdot CF2 \cdot IRn \cdot Edn / (BWn \cdot ATn \cdot 365)$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Надходження з ґрунтом, мг/(кг·день)	–
Cs	Концентрація речовини в ґрунті, мг/кг	–
IRc	Швидкість надходження у віці 6 і менше років, кг/добу	0,0002
IRa	Швидкість надходження у віці старше 6 років, кг/добу	0,0001
IRn	Швидкість надходження, кг/добу	0,0001
ET	Час дії, година/добу	1
CF2	Коефіцієнт перерахунку, доба/година	ET/24
FI	Забруднена фракція ґрунту, відносні одиниці	1,0 (тобто 100%)
EF	Частота дії, діб/рік	350
EDn	Тривалість дії, років	24
EDc	Тривалість дії у віці молодше 6 років	6
EDa	Тривалість дії у віці старше 6 років	24
BWn	Маса тіла, кг	70
BWc	Маса тіла у віці 6 і менше років, кг	15
Bwa	Маса тіла у віці старше 6 років, кг	70
ATn	Період усереднювання експозиції, років	30
AT	Період усереднювання експозиції, років	70

Таблиця 2.12 – Розрахунок середньої добової дози при інгаляційній дії хімічних речовин, що потрапляють в повітря з ґрунту

Канцерогени: $I=(Ca \cdot IR \cdot ED \cdot EF)/(BW \cdot AT \cdot 365)$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Інгаляційне надходження, мг/(кг·добу)	–
Ca	Концентрація речовини в повітрі, мг/кг ³	$Cs \cdot (PEF+1)/VF$
Cs	Концентрація речовини в ґрунті, мг/кг	–
PEF	Фактор емісії пилових частинок, м ³ /кг	$1,32 \cdot 10^9$
VF	Фактор випаровування з ґрунту, м ³ /кг	–
IR	Швидкість надходження, м ³ /добу	20
EF	Частота дії, діб/рік	250
ED	Тривалість дії, років	20
BW	Маса тіла, кг	70
AT	Період усереднювання експозиції, років	30

Таблиця 2.13 – Розрахунок середньої добової дози при наскірній експозиції ґрунту

$DAD=(DAe \cdot EF \cdot ED \cdot EV \cdot SA)/(BW \cdot AT \cdot 365)$		
Параметр	Визначення	Стандартна
DAD	Абсорбована наскірна доза, мг/(кг·добу)	–
DAe	Абсорбована доза за подію, мг/см ² -подія	$DAe=Cs \cdot CF \cdot AF \cdot ABSd$
Cs	Концентрація речовини в ґрунті, міліграм/кг	–
CF	Коефіцієнт перерахунку, кг/мг	10^{-6}
AF	Фактор забруднення шкіри, мг/см ² , подія	0,1
ABSd	Абсорбована фракція, відносні одиниці	для неорганічних 0,01
SA	Площа поверхні шкіри, см ²	5700
EF	Частота дії, подія/рік	250
ED	Тривалість дії, років	20
EV	Число подій на добу	1
BW	Маса тіла, кг	70
AT	Період усереднення експозиції, років	20

Таблиця 2.14 – Значення факторів експозиції, прийнятих при розрахунках

Фактор експозиції	Величина
<i>Тривалість дії, років</i>	
для військовослужбовців в зоні А	$(20/3) \cdot 2$
для військовослужбовців в зоні Б	20/3
період усереднення експозиції	20

Результати розрахунків наведені таблицях 2.15,2.16.

Таблиця 2.15 – Розрахунок неканцерогенного ризику для військовослужбовців

Шлях надходження	Коефіцієнт небезпеки, HQ						
	Військовослужбовці, що проживають за межами військової частини						
	свинець	нікель	мідь	цинк	Ароматичні вуглеводні	Ацетальдегід	Сума, НІ
інгаляція	$6,32 \cdot 10^{-6}$	$1,96 \cdot 10^{-4}$	$1,73 \cdot 10^{-4}$	$4,33 \cdot 10^{-6}$	$1,27 \cdot 10^{-3}$	-	$1,65 \cdot 10^{-3}$
нашкірна	$1,27 \cdot 10^{-1}$	$6,50 \cdot 10^{-3}$	$2,53 \cdot 10^{-2}$	$1,83 \cdot 10^{-8}$	0	-	$1,59 \cdot 10^{-1}$
пероральна	$1,27 \cdot 10^{-1}$	$6,50 \cdot 10^{-3}$	$2,53 \cdot 10^{-2}$	$1,83 \cdot 10^{-8}$	0	-	$1,59 \cdot 10^{-1}$
Сума	$2,54 \cdot 10^{-1}$	$1,32 \cdot 10^{-2}$	$5,07 \cdot 10^{-2}$	$4,37 \cdot 10^{-6}$	$1,27 \cdot 10^{-3}$	-	$3,19 \cdot 10^{-1}$
Військовослужбовці, що проживають на території військової частини							
інгаляція	$8,84 \cdot 10^{-6}$	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$6,14 \cdot 10^{-6}$	-	-	$2,83 \cdot 10^{-4}$
нашкірна	$1,71 \cdot 10^{-1}$	$9,00 \cdot 10^{-3}$	$3,42 \cdot 10^{-2}$	$2,47 \cdot 10^{-3}$	-	-	$2,17 \cdot 10^{-1}$
пероральна	$1,71 \cdot 10^{-1}$	$9,00 \cdot 10^{-3}$	$3,42 \cdot 10^{-2}$	$2,47 \cdot 10^{-3}$	-	-	$2,17 \cdot 10^{-1}$
Сума	$3,42 \cdot 10^{-1}$	$1,80 \cdot 10^{-2}$	$6,87 \cdot 10^{-2}$	$4,93 \cdot 10^{-3}$	-	-	$4,33 \cdot 10^{-1}$

Таблиця 2.16 – Розрахунок канцерогенного ризику для військовослужбовців

Шлях надходження	Значення ризику, CR						
	Військовослужбовці, що проживають за межами військової частини						
	свинець	нікель	мідь	цинк	Ароматичні вуглеводні	Ацетальдегід	Сума, НІ
інгаляція	$1,33 \cdot 10^{-10}$	$8,23 \cdot 10^{-9}$	-	-	$1,03 \cdot 10^{-6}$	$8,37 \cdot 10^{-6}$	$9,41 \cdot 10^{-6}$
нашкірна	$2,09 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	$2,09 \cdot 10^{-6}$	-	$2,30 \cdot 10^{-5}$
пероральна	$2,09 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	$2,09 \cdot 10^{-6}$	-	$2,30 \cdot 10^{-5}$
Сума	$4,17 \cdot 10^{-5}$	$8,23 \cdot 10^{-9}$	-	-	$5,21 \cdot 10^{-6}$	$8,37 \cdot 10^{-6}$	$5,53 \cdot 10^{-5}$
Військовослужбовці, що проживають на території військової частини							
інгаляція	$1,86 \cdot 10^{-10}$	$1,16 \cdot 10^{-9}$	-	-	-	-	$1,34 \cdot 10^{-9}$
нашкірна	$2,81 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	-	-	$2,81 \cdot 10^{-5}$
пероральна	$2,81 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	-	-	$2,81 \cdot 10^{-5}$
Сума	$5,62 \cdot 10^{-5}$	$1,16 \cdot 10^{-9}$	-	-	-	-	$5,62 \cdot 10^{-5}$

З наведених вище таблиць видно, що сумарний індекс небезпеки (ТНІ) токсичної (неканцерогенної) дії забруднювачів полігона набагато менший одиниці, тобто ніякої шкоди стан полігона не завдає на здоров'я військовослужбовців. Щодо канцерогенної дії, то для військовослужбовців значення індивідуального ризику CR становить порядку 10^{-5} , що не представляє собою ніякої загрози для них, хоча і вище рекомендованого ($CR=10^{-6}$) та

відповідає низько-припустимому ризику. На цьому рівні, як правило, встановлюється гігієнічні нормативи для населення. Для військовослужбовців проводяться додаткові медичні огляди.

Приведений варіант оцінки ризику перебування військ на МЦМБ дозволяє зробити наступні висновки:

загроза для здоров'я військовослужбовців, які перебувають на території полігону тільки в службовий час, за весь період служби відсутня, а для військовослужбовців, які перебувають та проживають на території полігону знаходиться в допустимих межах для даної категорії ризику;

дана методика оцінки ризику дозволяє прораховувати потенційну загрозу для всіх категорій особового складу, який перебуває на полігоні;

результати оцінки ризику дозволяють за потреби вжити превентивних заходів щодо усунення загрози здоров'ю військовослужбовців, а також здійснювати прогнозування щодо цієї загрози;

результати оцінки ризику можуть бути використані під час розрахунку фінансової компенсації щодо заподіяння шкоди здоров'ю військовослужбовців.

Висновки до розділу 2

У даному розділі розглянута методологія оцінки екологічного ризику, а також розроблені теоретичні положення детермінованої оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні скринінгових досліджень.

1. Визначено, що детермінована оцінка впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля має ряд переваг перед іншими методами:

– більшість вихідних даних для проведення оцінки є відомими величинами (маса людини, час впливу і т.п.) або їх встановлюють шляхом проведення певних вимірів та за допомогою статистичних даних із інформаційних джерел;

– використання детермінованих даних дозволяє отримати кінцевий результат у вигляді величини ризику, який достатньо зрівняти з таблицею

прийнятих значень ризику в Україні та вжити заходів для досягнення бажаної його величини;

– використання даного методу дозволяє робити осереднення значень, як за максимальними, так і за мінімальними показниками залежно від поставленої мети. Осереднені значення надають перевагу при розрахунках величини ризику для груп людей (військовослужбовців) та певних популяцій тваринного світу, які за фізико-біологічними параметрами достатньо схожі та перебувають (проживають) в ідентичних умовах;

– достатньо ефективно використовувати цей метод в якості скринінгової оцінки, тому що це дозволить швидко виявити найбільші загрози для людини та довкілля, які можуть потребувати додаткових досліджень.

2. Виявлено, що недоліком детермінованого методу є наявність неточних або зовсім недостовірних значень необхідних для проведення детермінованої оцінки, що значно зменшує очікуваний результат оцінки. Використання осереднених даних може призвести до недооцінки небезпеки, а використання консервативних даних до збільшення витрат організації, підприємства.

3. Запропановано детерміновану оцінку величини ризику використовувати в якості основного методу впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля. У випадках коли результат оцінки не вирішує поставлене завдання, проводиться імовірнісна оцінка екологічного ризику.

Матеріали другого розділу висвітлені в опублікованих працях [1, 3–5, 14], згідно переліку у додатку Д.

РОЗДІЛ 3

ОСОБЛИВОСТІ ІМОВІРНОСНОЇ ОЦІНКИ РИЗИКУ І РЕАЛІЗАЦІЇ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ

Дослідження навколишнього природного середовища достатньо часто характеризуються недосконалими науковими знаннями. Практично кожне дослідження використовує наукові здогадки, неповні, недостовірні і зовсім невірні дані. Величини, які отримані за результатом цих досліджень, часто важко охарактеризувати детерміновано, а витратити значні кошти для дослідження недоцільно. В зв'язку з цим, надзвичайно важливо визначити міру невизначеності, яка характеризує дані екологічних досліджень, достатньої для прийняття достовірного рішення для запобігання небажаного результату.

3.1 Вплив стресора на здоров'я людини

3.1.1 Поняття про невизначеність

Очевидно, що при використанні детермінованих величин оцінка ризику здійснюється для певної гіпотетичної (середньо або максимально експонованої) людини, часто ж важливим є визначення ризику для окремих категорій населення (дітей, людей похилого віку і т.п.) або при використанні нетипових, але можливих значень вихідних величин [53]. Використання консервативних величин як правило призводить до необґрунтовано високих значень ризику, які можуть потребувати додаткових матеріальних витрат на його зменшення, навпаки ж, використання лише осереднених значень може призвести до недооцінки ризику впливу небезпечних хімічних речовин на певні категорії населення. Тобто при проведенні оцінки і подальшому аналізі ризику говорять про певну невизначеність його значень [53].

В свою чергу невизначеність поділяється на необізнаність та мінливість. Необізнаність характеризується відсутністю необхідних знань, факторів,

параметрів та моделей, що використовуються при оцінці та аналізі ризику, а мінливість – непостійністю параметрів внаслідок їх природної гетерогенності. У принципі необізнаність зменшується шляхом збору підвищенням точності вимірювання, додаткових даних, удосконаленням моделей тощо, зменшити мінливість цим шляхом – неможливо.

Невизначеність притаманна усім етапам оцінки ризику і може бути поділена на три категорії: невизначеність сценарію, невизначеність моделі, невизначеність параметрів.

Для кращого розуміння появи невизначеності на всіх етапах оцінки ризику корисним є представити парадигму його оцінки у вигляді послідовності подій, що призводять до небезпечного впливу забруднювача на людину (рис. 3.1.) [53].

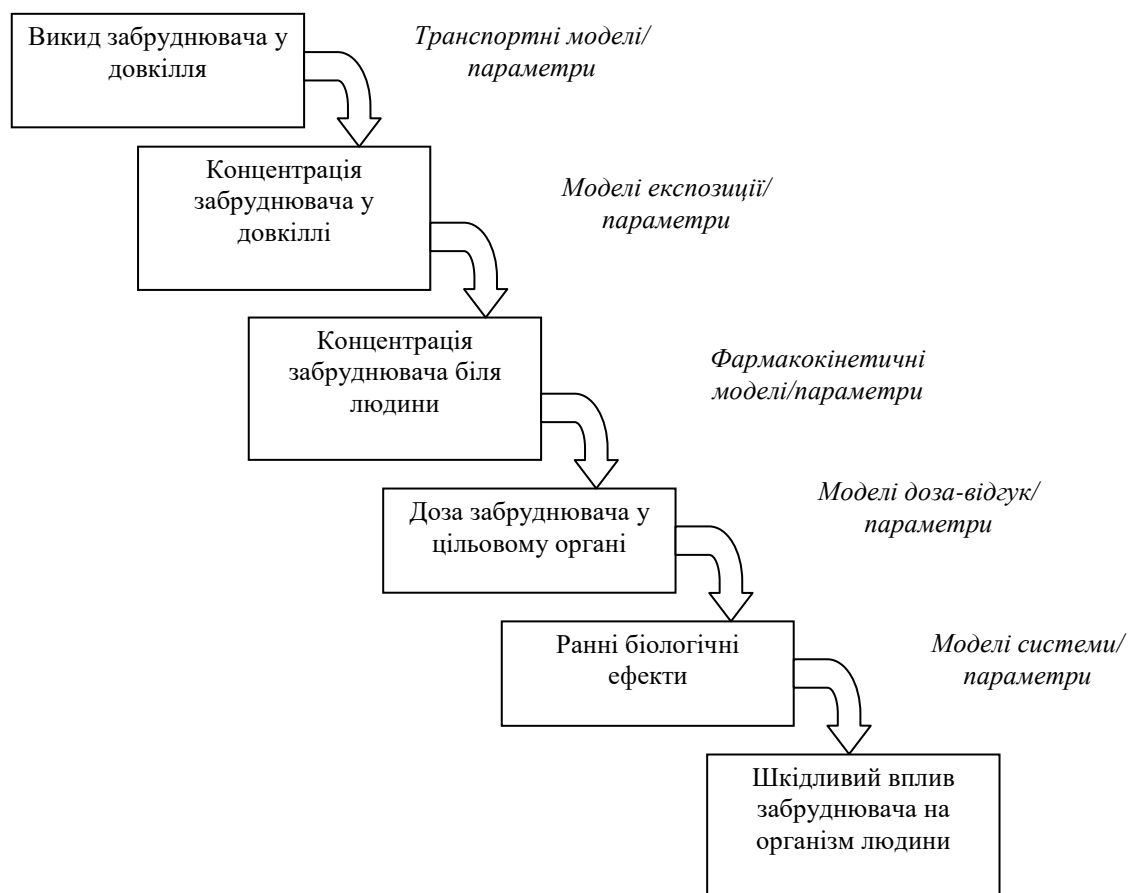


Рисунок 3.1 – Парадигма оцінки ризику як послідовність подій

Джерелами невизначеності для кожної категорії можуть бути різні складові [29].

Невизначеність сценарію. Джерелами невизначеності у сценарію впливу забруднювачів на здоров'я людини зазвичай є невірне або не повне визначення наступних складових:

- забруднювачів, що викидаються у довкілля;
- експонованого населення;
- часової та просторової інформації;
- середовища у безпосередній близькості до людини;
- виду діяльності населення;
- джерел поступлення забруднювачів у навколишнє середовище;
- шляхів розповсюдження речовин;
- механізму трансформації речовин у навколишньому середовищі;
- механізму взаємодії організму людини з забруднювачем.

Причинами виникнення вказаних невизначеностей можуть бути відсутність некваліфіковане професійне судження, достовірних знань, описові похибки, похибки при зборі інформації та неглибокий аналіз фізико-хімічних процесів при побудові сценарію [53].

Невизначеність моделі. Для кількісної оцінки ризику впливу забруднювачів на здоров'я людини часто використовуються математичні моделі, яки описують цей вплив. До певної міри моделі завжди спрощують реальність, хоча рівень деталізації моделі повинен відповідати меті оцінки [53].

Невизначеність моделі ґрунтується на:

- 1) похибках взаємозв'язку;
- 2) похибках моделювання.

Джерелами невизначеності є:

- невідповідність взаємозв'язку між вихідними і кінцевими параметрами в моделі;
- невідповідність моделі запропонованому сценарію;
- альтернативні припущення, використані у моделі;
- деталізація моделі (занадто спрощена або складна). Спрощена модель надає невизначеності, притаманні невідповідності запропонованому сценарію,

складна модель надає додаткові невизначеності, які притаманні новим параметрам;

- екстраполяція моделі на інші умови;
- інструментальні похибки, в тому числі похибки комп'ютерних програм.

Невизначеність параметрів. Для кількісної оцінки ризику за допомогою моделей необхідно визначити значення параметрів, які застосовуються у моделях [53]. Джерелами невизначеності в цьому випадку є:

- недоліки відбору проб (мала вибірка, порушення правила випадковості відбору проб, тощо);
- похибки вимірювань (систематичні та випадкові);
- використання значень параметрів за замовчанням;
- використання сурогатних, тобто подібних, несправжніх даних;
- використання для визначення параметрів експертної думки;
- використання інтерпольованих та екстрапольованих даних;
- побудова імовірнісних розподілів із експериментальних даних.

3.1.2 Характеристика невизначеності

3.1.2.1 Якісна характеристика невизначеності

Залежно від завдань оцінки, наприклад, при визначенні неперіоритетних напрямів досліджень або малій доступності необхідних даних, не завжди можливо або доцільно проводити складний кількісний аналіз невизначеності. Часто достатньо якісно її оцінити. Метою якісної характеристики невизначеності є створення концептуальної основи для системної оцінки невизначеності у процесі прийняття рішення.

Методологія якісної характеристики невизначеності складається з наступних основних етапів [29]:

- 1) специфікація джерел невизначеності;
- 2) якісна характеристика невизначеності.

Специфікація джерел невизначеності здійснюється за допомогою збору даних або використовуючи думку експертів чи використовуючи обидва способи одночасно.

Якісна характеристика невизначеності складається з наступних компонентів (рис. 3.2.):

- якісна оцінка рівня невизначеності для кожного джерела;
- визначення основних джерел невизначеності;
- якісна оцінка бази знань по кожному з джерел;
- визначення спірних джерел невизначеності;
- якісна оцінка суб'єктивності вибору кожного із спірних джерел;
- повторення даної методології до отримання задовільних результатів для прийняття рішення.

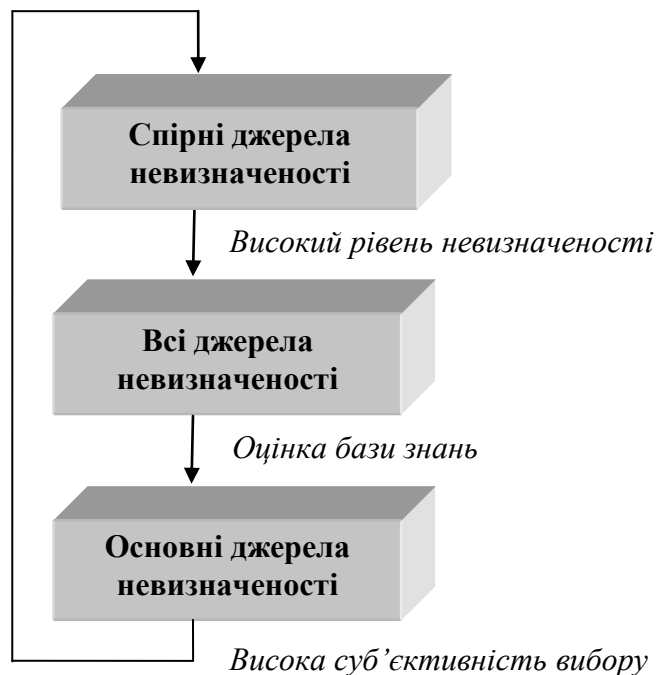


Рисунок 3.2 – Зменшення числа джерел невизначеності через послідовну її характеристику

Ступінь уваги, що приділяється до кожного з компонентів, визначається рівнем поінформованості і метою оцінки. Загальною метою характеристики невизначеності є ідентифікація тих її джерел, що в найбільшій мірі впливають на прийняття рішення. Рівень «серйозності» дослідження невизначеності

визначається метою подальшого використання інформації. Якщо навіть на «нульовому» рівні досліджень отримують значення невизначеності, яке задовольняє дослідника в плані прийняття рішення, подальші дослідження припиняються.

3.1.2.2 Кількісна характеристика невизначеності

Кількісна характеристика невизначеності здійснюється, як правило, лише відносно моделей і параметрів [123, 124]. Характеристика невизначеності сценарію проводиться, зазвичай, тільки якісно, оскільки на даний час не існує достатньо формалізованої методології проведення кількісної його характеристики.

Для здійснення кількісної характеристики невизначеності, необхідно, зазвичай, більше ресурсів на проведення додаткових досліджень, збору додаткових даних і т.п., тому, переважно, керуються наступними правилами.

Кількісний аналіз невизначеності не доцільно проводити, якщо:

- величина ризику незначна, навіть у випадку достатньо консервативних припущень;
- польові дослідження свідчать про наявність очевидного і значного впливу забруднювача на людину;
- у разі відсутності достатньої інформації для достовірного визначення рівняння моделі та встановлення імовірнісних розподілів вхідних величин;
- у разі перевищення витрат на збір додаткової інформації витрати на виконання природозахисних заходів.

Кількісний аналіз невизначеності необхідно проводити, якщо:

- обмежені ресурси для виконання природозахисних заходів;
- необхідно встановити пріоритети серед факторів ризику (територій, забруднювачів, маршрутів переносу забруднювачів та ін.);
- від прийняття неправильних рішень – значні наслідки;
- недостатньо інформації для прийняття достовірного рішення.

3.1.2.2.1 Методи побудови імовірнісних розподілів

Для кількісної характеристики невизначеності використовуються, переважно, імовірнісні методи, що визначає достатнім рівнем як теоретичного так і практичного їх розвитку. Сутність методів полягає у використанні в якості вихідних параметрів моделей (рис. 3.1), або принаймі частини з них, імовірнісних розподілів величин. Для визначення розподілів використовується два основних метода: метод статистичної оцінки і експертний висновок. Може застосовуватись також комбінація обох методів [53].

Експертний висновок використовується, переважно, при відсутності достатньої кількості достовірних даних і має, безперечно, у значній мірі суб'єктивний характер.

При наявності достатньої кількості даних використовується науково обґрунтований статистичний метод.

Зазначений метод є потужним засобом для обробки емпіричних даних. Однак часто стверджують, що для використання цього методу необхідна значна кількість даних, але насправді фундаментальною вимогою для використання статистичного методу є наявність саме випадкових репрезентативних даних, тобто відбір даних передбачає відсутність упередженості. В цьому випадку для побудови імовірнісного розподілу може бути використана невелика кількість емпіричних даних. Збільшення кількості даних призводить лише до звуження довірчого інтервалу.

Побудова розподілу величини починається із збору даних з літературних джерел, звітів про проведення наукових досліджень, з експериментальних даних і т.п. Дані не повинні суперечити обраній моделі фізичного процесу. Величини будуть змінюватися внаслідок похибки вимірювання, просторової та часової мінливості, екстраполяції даних з однієї ситуації на іншу, внаслідок відсутності точних знань, тощо. Побудова імовірнісного розподілу вихідної величини при використанні обмежених і неточних даних часто може бути вкрай суб'єктивним процесом через індивідуальний підхід до підбору даних і потребує відповідної освіти, значних знань та досвіду [127].

Існує ряд методів, що використовуються для побудови імовірнісних розподілів, які у найбільшій мірі б відповідали експериментальним даним [53, 125, 126].

1. Метод моментів — це найпростіший метод, що полягає в прирівнюванні теоретичних моментів розподілу до емпіричних моментів відповідного порядку. Даний метод використовується тільки для повних вибірок і для екологічних цілей, коли часто використовуються часткові вибірки та сурогатні дані, є малоприменим.

2. Метод максимальної правдоподібності є більш складним, хоча і точнішим методом. З його допомогою отримують оцінки параметрів розподілів не тільки для повних, але й для часткових вибірок. Для отримання оцінки максимальної достовірності прирівнюють нулю часткові похідні від логарифма функції максимальної правдоподібності. Цей метод потребує значних затрат праці, що є його недоліком.

3. Сутність методу квантилів полягає у тому, що емпіричні квантили прирівнюють до квантилів теоретичного розподілу і складаються стільки рівнянь, скільки параметрів вибраного розподілу необхідно визначити. За методом квантилів визначають параметри розподілу для вибірок будь-якого типу, оскільки як вихідні дані використовуються елементи емпіричного розподілу. Недоліком цього методу вважають можливу нестабільність отриманих результатів через суб'єктивність вибору елементів емпіричного розподілу.

4. Графоаналітичний метод застосовують для оцінки параметрів розподілу як для повних, так і для часткових вибірок. Дослідження ряду авторів свідчать, що графоаналітичний метод при значно меншій трудомісткості обчислень і вищій наочності забезпечує отримання практично тих же результатів, як і при використанні методу максимальної правдоподібності.

Алгоритм оцінки статистичного розподілу виглядає наступним чином:

1. Побудова гістограми.
 - 1.1. Знаходження центру.
 - 1.2. Симетрування гістограми.

1.3. Згладжування.

2. Апроксимація одержаної гістограми до розподілу.

3. Перевірка побудованого розподілу за критеріями однастайності (рис. 3.3).

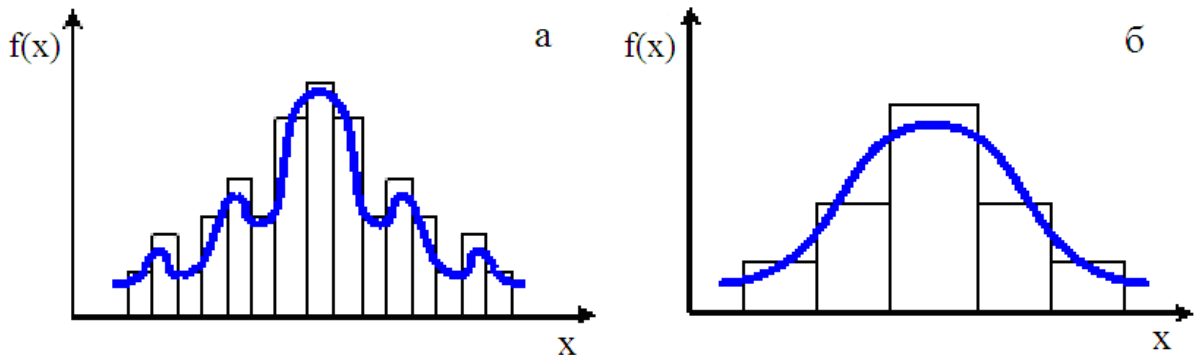


Рисунок 3.3 – Гістограми при надлишковій (а) і оптимальній (б) кількості інтервалів m

При побудові розподілу з використанням експериментальних даних часто виникає проблема визначення мінімальних значень параметрів (нижньої межі розподілу). Доволі часто ці значення лежать нижче межі чутливості методу вимірювання. В подібному випадку переважно використовують один з наведених нижче методів: 1) значення параметру отримується шляхом екстраполяції існуючих даних; 2) значення параметру визначається за даними розподілу, що визначається величинами, які перевищують межу чутливості; 3) значення параметру відповідає половині межі чутливості методу вимірювання.

В окремих випадках емпіричні розподіли значення вихідної величини можуть бути використані для відображення невизначеності. Тоді емпіричний розподіл може бути представлений як ступінчастий кумулятивний розподіл, в якому при кожному точковому значенню, величини мають рівну імовірність. Емпіричні розподіли мають перевагу у наступних випадках: 1) наявності великої кількості експериментальних даних; 2) доступності до великої бази даних; 3) відсутності теоретичного підґрунтя для вибору стандартного імовірнісного розподілу і 4) наявності «ідеального» випадку. Значним недоліком емпіричних розподілів є обмеженість розподілу наявними даними, особливо на його межах.

Екстраполяція даних на межі є проблемою як для емпіричних, так і для імовірнісних розподілів. Необхідно зауважити, що суттєву перевагу мають імовірнісні розподіли, оскільки при їх побудові використовуються деякі теоретичні передумови, що можуть бути застосовані для екстраполяції даних на межі розподілів.

3.1.2.2.2 Одновимірний метод Монте-Карло

Для прийняття достовірного рішення при впливі забруднювачів на людину та отримання міри невизначеності необхідно побудувати розподіл ризику впливу цих речовин [127]. Розподіл ризику для простих моделей розраховується шляхом вирішення рівняння моделі, але в основному шляхом використання числових методів.

Основним методом моделювання систем з стохастичними або імовірнісними елементами (рис. 3.1), є розігрування вибірок за методом Монте-Карло [128]. Схема імовірнісної оцінки ризику за допомогою методу Монте-Карло наведена на рисунку 3.4.

Модель, що визначає значення екологічного ризику R_e як функцію параметрів навколишнього середовища x , y , z , наданих у вигляді імовірнісних розподілів, шляхом випадкового комбінування значень цих розподілів, в якості результату моделювання представляє імовірнісний розподіл ризику впливу небезпечної речовини у даній просторово-часовій області. Порівнюючи значення R_e з допустимим для даної області значенням визначають область недопустимого ризику (область α на рисунку).

При використанні методу Монте-Карло застосовується переважно один з двох способів організації вибірки: 1) проста випадкова вибірка та 2) вибірка за латинським гіперкубом.

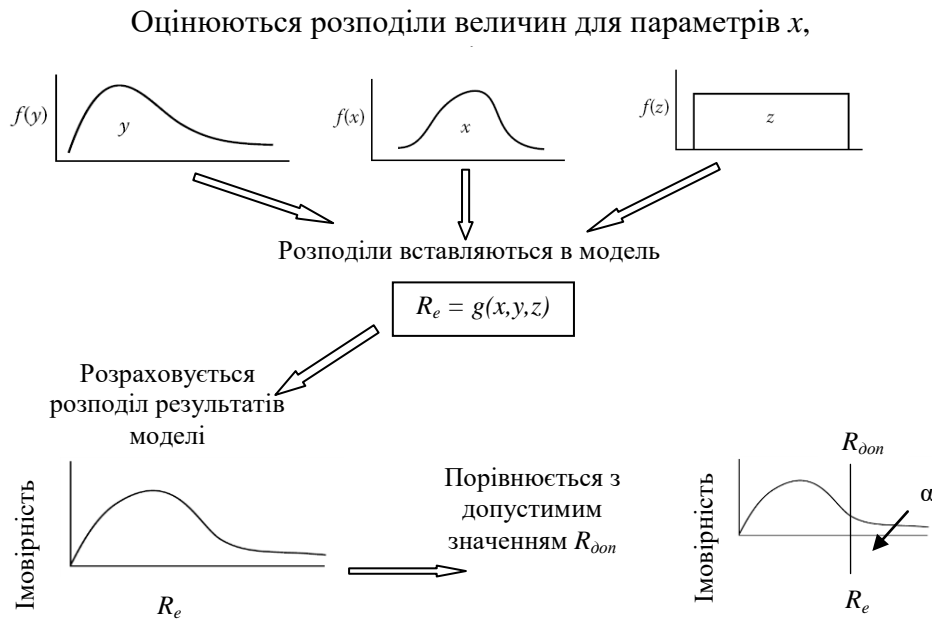


Рисунок 3.4 – Схема імовірнісної оцінки ризику
за методом Монте-Карло

У більшості випадків імовірнісні розподіли параметрів, що використовуються для оцінки ризику впливу небезпечних речовин на людину, характеризують її індивідуальну мінливість. Так, при визначенні середньодобової дози поступлення хімічної речовини у організм людини (рівняння 2.5) мінливість дози визначається шляхом комбінації таких джерел мінливості як швидкість надходження забрудненого середовища у організм людини, тривалість і частота поступлення, маса тіла людини, тощо. Таким чином при застосуванні простого, або одновимірного методу Монте-Карло, суть якого відображена вище (рис. 3.4), будується розподіл ризику, зумовлений лише мінливістю параметрів, що його визначають.

3.1.2.2.3 Двовимірний метод Монте-Карло

Очевидно, що для осіб, які приймають рішення про виконання природоохоронних заходів для зменшення ризику, суттєвим є відокремлення необізнаності від мінливості, тому що збільшення коштів на дослідження

мінливості не призведе до її зменшення. Для оцінки впливу необізнаності окремо від мінливості застосовується двовимірний метод Монте-Карло. Принцип дії якого зрозумілий з рисунку 3.5.

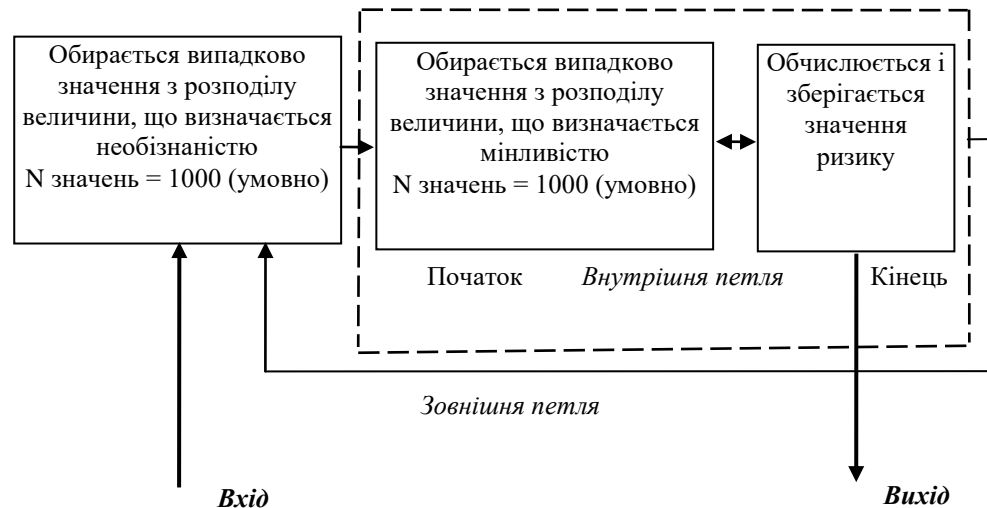


Рисунок 3.5 – Сутність двовимірного методу Монте-Карло

Сутність двовимірного методу Монте-Карло полягає у випадковому виборі значення величини із розподілу, який визначається необізнаністю (зовнішній цикл). Це значення «заморожується» і підставляється у розподіли, що визначаються мінливістю у всіх рівняннях моделі, а потім реалізується внутрішній цикл, аналогічний до одновимірного методу Монте-Карло. Обирається наступне випадкове значення із розподілу, що визначається необізнаністю і процес повторюється до побудови розподілів значення ризику.

Корисність використання двовимірного методу Монте-Карло висвітлена у [53, 129] і може бути продемонстрована за допомогою рисунку 3.6. 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).

Форма розподілів ризику визначається розподілами величин, що характеризуються мінливістю. При аналізі рисунку 3.6, визначають 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 стверджують, 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, стверджують, 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).

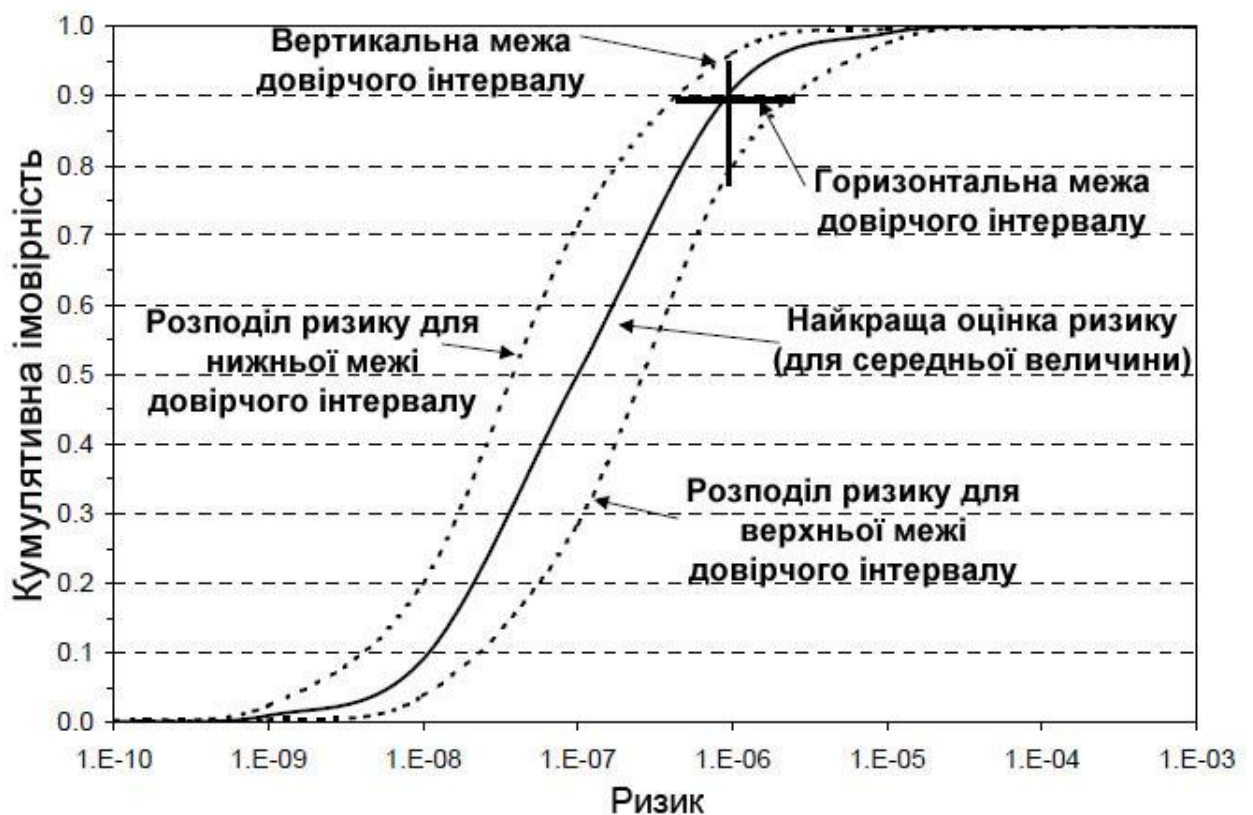


Рисунок 3.6 – Ілюстрація оцінки ризику при використанні двовимірного методу Монте-Карло

Додатково визначають 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, стверджують, що лише для 10 % населення значення ризику перевищує допустиме значення 10^{-6} , то з урахуванням необізнаності додають, що з певною імовірністю, встановленою для даного

довірчого інтервалу (наприклад 95 %), для цієї частини населення величина ризику не буде перевищувати $2 \cdot 10^{-6}$ (точка перетину лінії розподілу ризику для верхньої межі довірчого інтервалу з горизонтальною межею довірчого інтервалу).

Варто зауважити, що термін «довірчий інтервал» в цьому випадку трактується доволі довільно і не обов'язково відповідає тому значенню, яке отримують у випадку проведення статистичного аналізу даних що досліджуються. Вертикальні та горизонтальні межі довірчого інтервалу можуть визначатися будь-якими процентилями розподілу величини, що визначається необізнаністю.

Використовуючи двовимірний метод Монте-Карло можна побудувати аналогічні розподіли для будь-яких значень меж довірчого інтервалу і побудувати трендову діаграму, на якій відображають довірчі інтервали для будь-якого квантиля розподілу ризику.

3.2 Вплив стресора на навколишнє середовище

Особливість оцінки екологічного ризику полягає в тому, що оцінка здійснюється в основному для популяцій, а не для окремих організмів. Це пов'язане з тим що окремий організм, а іноді і уся популяція не суттєво впливають на підтримання і функціонування екологічної системи. Тому для імовірнісної оцінки екологічного ризику необхідно враховувати видову та міжвидову мінливість відгуку рецептора на дію стресора.

3.2.1 Моделювання мінливості відгуку рецептора на дію стресора

Результати відгуку рецептора на дію стресора зазвичай отримують в лабораторних умовах. За результатами досліджень будується крива залежності «експозиція – відгук» характерна для даного стресора, рецептора і відгуку. Для детермінованої оцінки ризику на цій кривій визначають значення, які використовують в якості *TRV*, наприклад *NOAEL* чи *LOAEL* (рис. 1.3).

Основним недоліком використання *TRV* є залежність здатності визначення початку прояву негативного впливу стресора на рецептор від діапазону доз (концентрацій) стресора та статистики проведення досліджень. Наявність

недостатньої кількості піддослідних тварин (низька статистика) призводить до завищення значень NOAEL, а значні інтервали в досліджуваних концентраціях до отримання не достатньо точних значень *TRV*.

Зменшити невизначеність можна шляхом заміни точкових значень NOAEL та LOAEL їх імовірнісними розподілами, або апроксимація залежності «експозиція – відгук» математичною формулою і використання її у імовірнісній оцінці HQ або HI в якості імовірнісних значень *TRV* (наприклад, за допомогою методу Монте-Карло).

Доволі часто необхідно проводити дослідження для угруповань, а не для окремого виду. У даному випадку дія стресора вважається не суттєвою, якщо навіть деякі види і підпадають під його вплив, але при цьому зберігається життєдіяльність угруповання. Токсілогічний відгук на дію стресора, в цьому випадку, краще охарактеризувати розподілом *TRV* окремих видів, який має назву "розподілу чутливості видів (Species Sensitivity Distribution (SSD))" [132]. Використання даного розподілу здійснюється при умові дії стресора на всі види однаково і одночасно, тобто в одному середовищі – води або повітрі. Побудова SSD здійснюється наступним чином:

- обирається певний об'єкт турботи для рецептора (приріст маси тіла, продуктивність, чисельність тощо) і точкове значення *TRV* для кожного виду. Важливою вимогою до SSD є використання *TRV* саме для одного і того ж об'єкта турботи кожного виду;

- визначаються значення *TRV* для кожного виду із літературних джерел. У разі наявності декількох значень, здійснюється їх комбінування для отримання одного найбільш достовірного;

- будується кумулятивний розподіл *TRV* по видам. Розподіл може бути параметричним та емпіричним.

На рисунку 3.7 відображений приклад SSD розподілу детергенту, який використовується для прання, при попаданні у водну систему прісноводного водоймища [132]. Об'єктом турботи є найбільша концентрація детергенту, яка не викликає біологічно значущого ефекту на види водної системи (NOEC).

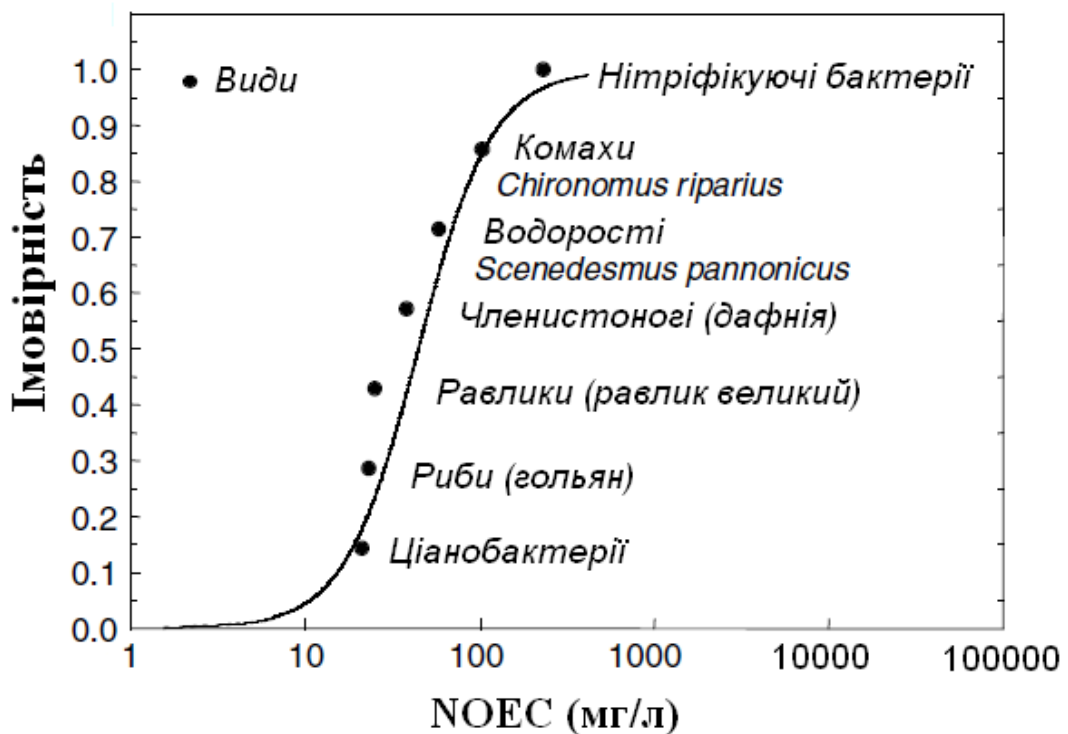


Рисунок 3.7 – Розподіл чутливості видів прісноводного водоймища при попаданні детергенту

3.2.2 Моделювання мінливості при оцінці екологічного ризику

Оцінка екологічного ризику здійснюється через оцінку коефіцієнту (індексу) небезпеки (HQ або HI) [127]. HQ визначається співвідношенням експозиції типового або узагальненого представника популяції рецептора у даному місці до значення *TRV*, що відповідає прийнятному рівню ризику. Оцінка екологічного ризику через оцінку HQ, як правило, здійснюється шляхом використання консервативних величин: максимальних або середніх значень. У разі отримання HQ меншого за одиницю – ризик є прийнятним, якщо більше – необхідно вживати заходів, щодо його зниження. Проміжні значення потребують додаткових досліджень.

При видовій мінливості точкові значення параметрів експозиції замінюються на імовірнісні розподіли і за допомогою одновимірного методу Монте-Карло будується розподіл значень HQ (рис. 3.8).

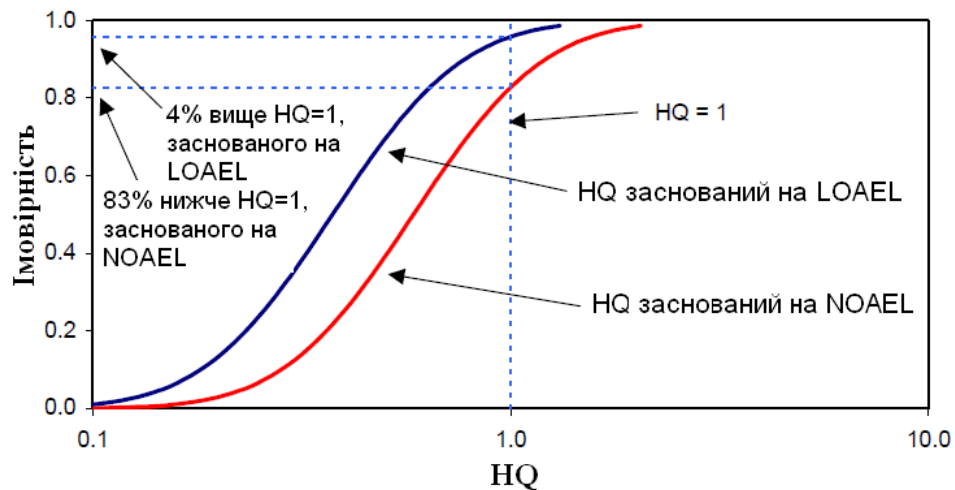


Рисунок 3.8 – Кумулята розподілу екологічного ризику при видовій мінливості експозиції і фіксованих значеннях *TRV*

З рисунку 3.8 роблять висновок, що при дії стресора на популяцію 83% членів знаходяться в межах прийнятної ризику і лише 4% потребують захисту. Очевидно, що потреба у застосуванні природоохоронних заходів визначається цінністю популяції.

При оцінці екологічного ризику для міжвидової мінливості необхідно співставити розподіл ймовірності значення концентрації стресора (наприклад у часі) з розподілом значень *TRV* видів, що знаходяться у просторі, в якому проявляється дія стресора (SSD) (рис. 3.9).

Відповідно до рисунку 3.9 можна з'ясувати, що при значенні концентрації у 20 мг/л, що відповідає 90 процентілю її розподілу, приблизно 24% видів, що знаходяться у експонованому середовищі, будуть знаходитися під впливом стресора. Так, якщо звернутися до рисунку 3.7, і вважати, що розподіл концентрації детергенту відповідає розподілу стресора на рисунку 3.9, то відмічають, що приблизно у 10% часу (90 процентіль розподілу концентрацій, що відповідає 20 мг/л) для ціанобактерій концентрація стресора перевищує *NOEC*.

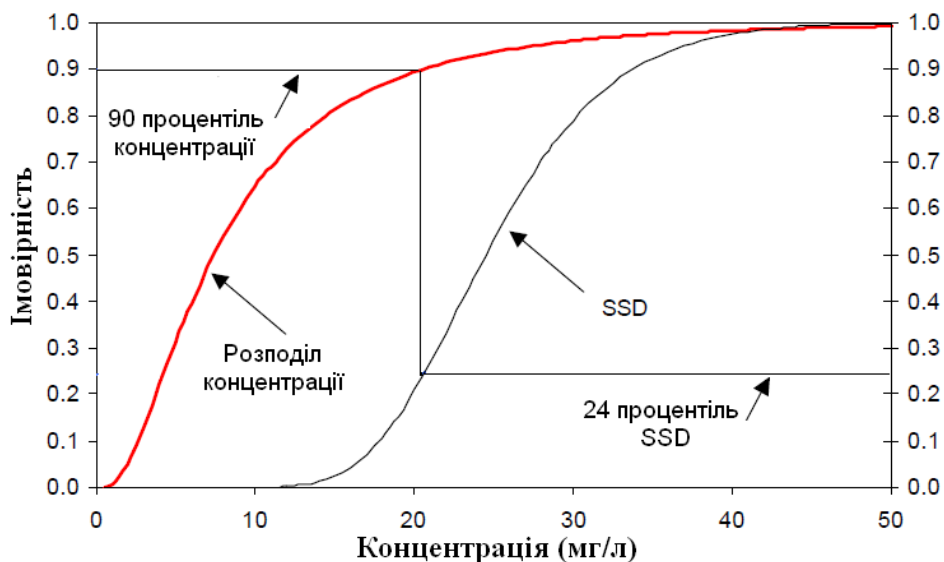


Рисунок 3.9 – Співставлення розподілу концентрації стресора у водному середовищі із розподілом чутливості видів (SSD)

У разі перебудови рисунку 3.9 у відповідність SSD видів розподілу концентрацій стресора отримають криву, яка буде характеризувати мінливість впливу стресора на біологічні види (рецептори) (рис. 3.10).

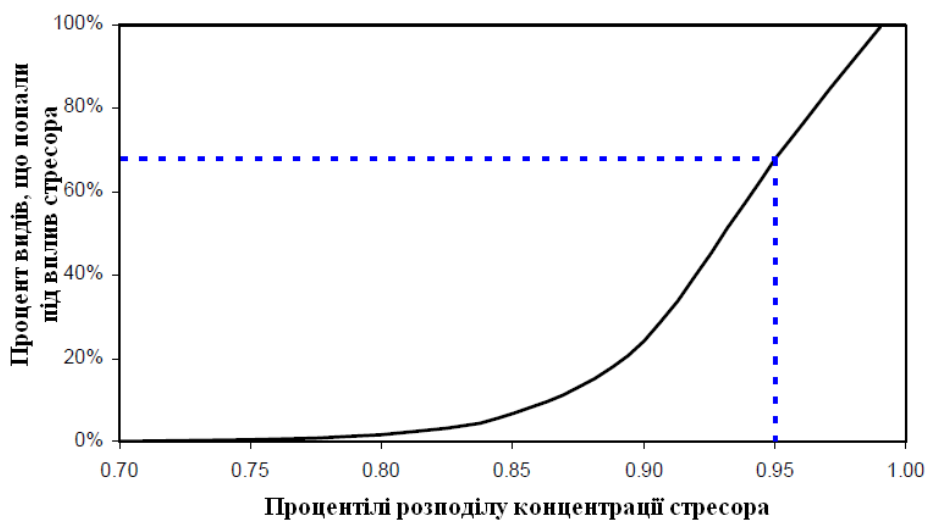


Рисунок 3.10 – Мінливість впливу стресора на біологічні види

З рисунку 3.10 роблять висновок, що при 95 процентілю (~28 мг/л), що відповідає близько 5% часу дії стресора, вплив стресора здійснюється приблизно на 68% видів, а при 99 процентілю (1% часу) під впливом знаходяться практично усі види.

3.2.3 Моделювання необізнаності при оцінці екологічного ризику

При оцінці екологічного ризику необхідно визначити невизначеність його оцінки. Невизначеність характеризується мінливістю і необізнаністю. Так як мінливість залежить від природної гетерогенності і змінити її практично не можливо, доцільно розглянути основні характеристики необізнаності.

3.2.3.1 Необізнаність у експозиції

У більшості випадків оцінка експозиції, що ґрунтується на визначенні дози для наземних рецепторів ґрунтується на простих або складних моделях харчового ланцюга, інколи використовуючи транспортні моделі та моделі зміни властивості стресора під час транспортування для того, щоб зв'язати ризик впливу на рецептора з джерелом забруднення.

Для оцінки невизначеності у експозиції, в обох випадках, використовуються імовірнісні розподіли необізнаності для того, щоб характеризувати невизначеність у імовірнісних розподілах мінливості. Застосовуючи двовимірний метод Монте-Карло кількісно визначають необізнаність навколо кожного процентіля розподілу мінливості експозиції.

В якості прикладу, необхідно оцінити невизначеність у оцінці екологічного ризику при споживанні забрудненої сполуками срібла води популяцією косуль. *TRV* срібла для ссавців становить: нижнє значення – 6,02 мг/(кг/добу), верхнє значення – 60,2 мг/(кг/добу) [115].

Розрахунок добових доз при споживанні води твариною здійснюється за рівнянням (3.8) [115] (табл. 9, додатку А).

$$I = C_w \cdot IR_w \cdot TUF / BW, \quad (3.8)$$

де I – величина надходження (добової дози), мг/(кг·добу);

C_w – концентрація речовини у воді, мг/л;

IR_w – споживання води твариною, л/добу;

TUF – фактор часу, діб/діб;

BW – маса тіла, кг.

Концентрація речовини у воді C_w (передбачається, що вона незмінна у часі і просторі на період досліджень) може бути представлена розподілом необізнаності, тобто значення її від виміру до виміру визначається похибками вимірювання і описується нормальним розподілом. Решта величин визначаються мінливістю, властивого організмам косуль. Імовірнісний розподіл експозиції, побудований за допомогою двовимірного методу Монте-Карло, наведений на рисунку 3.11.

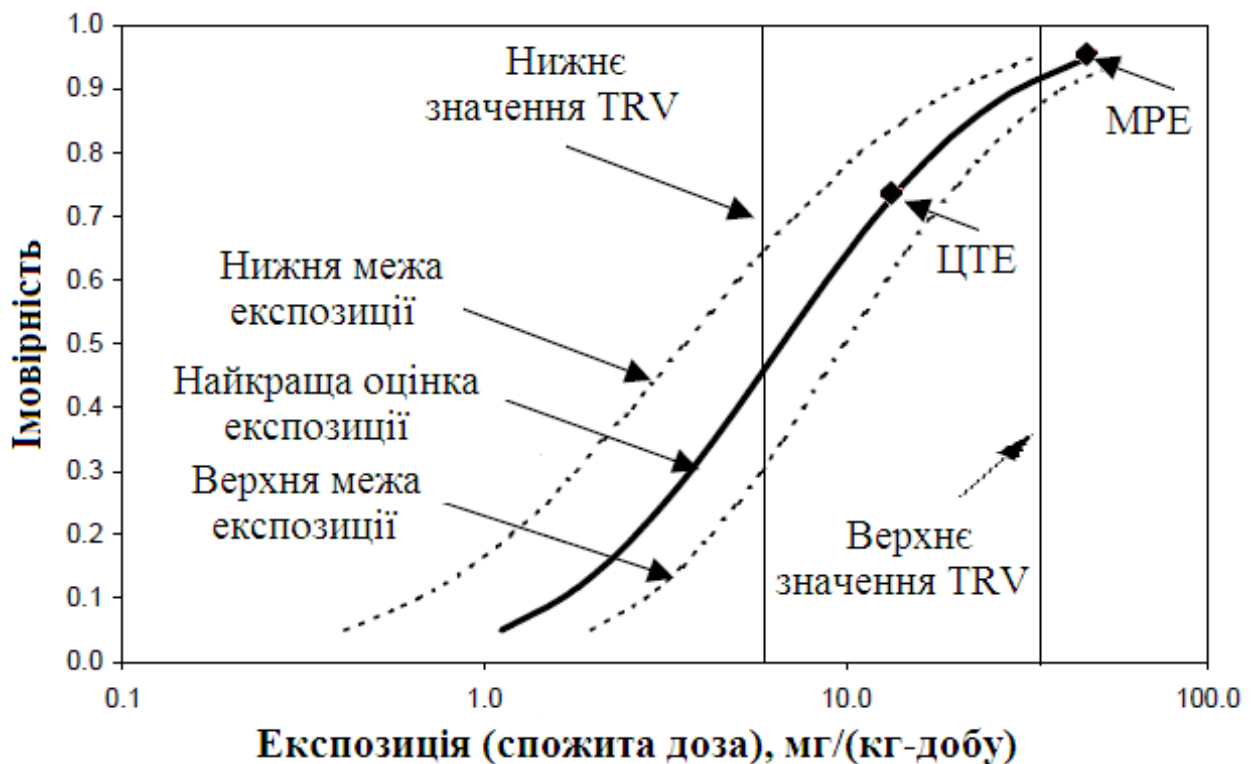


Рисунок 3.11 – Відображення необізнаності у експозиції

Верхня межа експозиції відповідає 95 процентілю, нижня межа – 5 процентілю розподілу необізнаності (розподілу концентрації). Точкові значення: ЦТЕ – центральна тенденція експозиції, МРЕ – максимальна розумно обґрунтована експозиція.

Виходячи з рисунку 3.11 можна зробити декілька висновків. При використанні імовірнісних розподілів ризик в середньому для 45% популяції не перевищує допустимого, при чому з імовірністю 5% таких тварин 64%, а з імовірністю 95% таких тварин 30% (точки перетину лінії нижнього значення TRV з нижньою і верхньою межами розподілу експозиції). Відповідно в середньому

для 8% популяції ризик перевищує допустимий, при чому з імовірністю 5% таких тварин 4%, а з імовірністю 95% таких тварин 12% (точки перетину лінії верхнього значення *TRV* з нижньою і верхньою межами розподілу експозиції). Очевидно, що прояви дії забруднювача навіть у 12% членів популяції навряд чи призведуть до загрози її життєдіяльності і природоохоронних заходів застосовувати не треба.

3.2.3.2 Необізнаність у *TRV*

TRV є точковим значенням рівня експозиції, яке не призводить до виникнення неприйняттого ефекту у експонованій популяції [127]. Тому в кращому випадку усі *TRV* повинні були б ґрунтуватись на *NOAEL* та *LOAEL*, які отримані з досліджень, але в більшості випадків такі відповідності спостерігаються надзвичайно рідко. У зв'язку з цим необхідно екстраполювати доступні дані, що призводить до виникнення невизначеності у значеннях величин, які використовуються як *NOAEL* та *LOAEL*.

Розглянемо можливість визначення необізнаності у визначенні *TRV* за допомогою кривої залежності «експозиція – відгук» рисунок 1.6.

Наприклад, необхідно визначити *NOAEL* та *LOAEL* для популяції косуль, що вживає забруднену сполуками бора питну воду. Об'єктом турботи є здатність росту (набору ваги) тварин, що вживають забруднену воду.

В якості піддослідних тварин використовуються лабораторні миші, яким протягом 21 дня дають забруднену воду, фіксуючи приріст ваги, вираженого як процент від початкової. Далі визначаються значення *NOAEL* та *LOAEL* для косуль, з поправкою на співвідношення ваги піддослідних та лабораторних тварин [116]. Результати досліджень наведені у таблиці 3.1.

Таблиця 3.1 – Залежність приросту ваги лабораторних мишей від дози забруднювача при вживанні питної води

Спожита доза мг/кг·добу	Кількість тварин	Приріст ваги (%)	
		Середнє значення	Стандартне відхилення
0	5	24	8
50	5	22	9
100	5	25	6
150	5	18	7
200	5	7	10
250	5	-8	5

На рисунку 3.12 можна побачити, що незначний вплив стресора на об'єкт турботи рецептора спостерігається приблизно після значення дози в 100 мг/(кг·добу), яке приймають за *NOAEL*, чіткий вплив спостерігається при значенні дози в 150 мг/(кг·добу), яке приймають за *LOAEL*. Водночас, значення цих величин, як видно з таблиці 3.1, коливаються біля певної середньої величини з деяким стандартним відхиленням, тобто представляють собою певний розподіл. При визначенні точкових значень цих *TRV*, використовується середня величина, як у таблиці 3.1, або 95 процентіль.

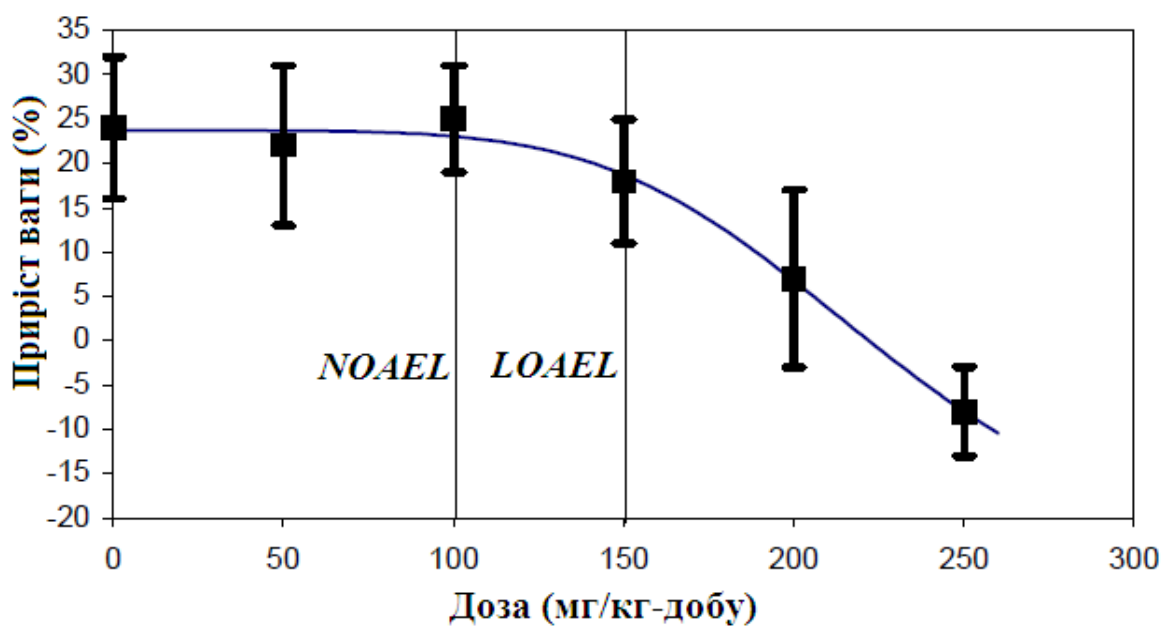


Рисунок 3.12 – Крива залежності «експозиція – відгук»

Врахувати необізнаність у значеннях *TRV* можна здійснити за допомогою рисунку 3.13. З рисунка роблять висновок, що для 83% популяції значення ризику знаходиться в межах допустимих значень, однак в силу необізнаності істинних значень *TRV*, дійсний процент «захищеної» популяції знаходиться в межах 64 – 90%.

Цілком очевидно, що в разі визначення необхідності застосування природоохоронних заходів, необхідно враховувати цінність популяції для суспільства: для цінних видів – 64%, для менш цінних – вищі значення, але не більше 90%.

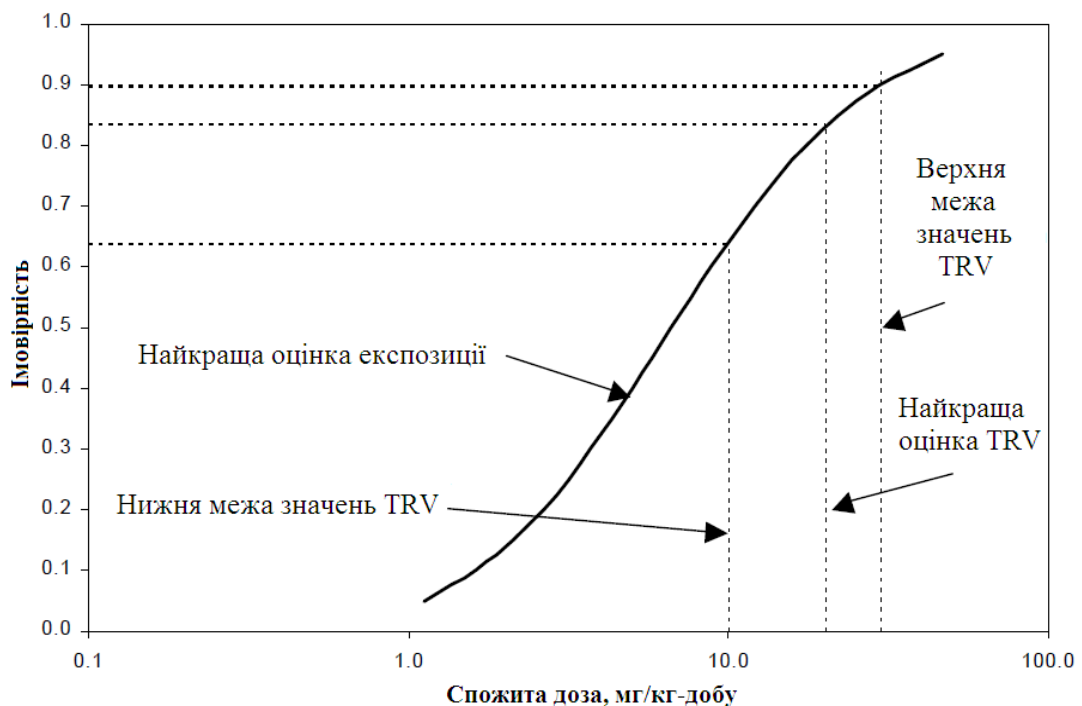


Рисунок 3.13 – Відображення необізнаності у *TRV*

3.2.3.3 Необізнаність у коефіцієнті небезпеки

Для визначення необізнаності за допомогою методу Монте-Карло будується розподіл значень *HQ* або *HI* з відображенням меж необізнаності (рис. 3.14), після комбінування розподілів експозиції і *TRV*.

Наприклад, з рисунку 3.14 очевидно, що для 63% експонованої популяції значення $HQ < 1,0$, але через невизначеність значень експозиції і *TRV*, значення *HQ* характеризуються певною необізнаністю. Так, якщо верхня і нижня межа

розподілу HQ відповідають 95 і 5 процентілю, то стверджують, що хоча $HQ < 1,0$ в середньому для 63% експонованої популяції, з імовірністю 95% це ствердження справедливо лише для 45% популяції, в той час як з імовірністю 5% це ствердження справедливо для 81% популяції

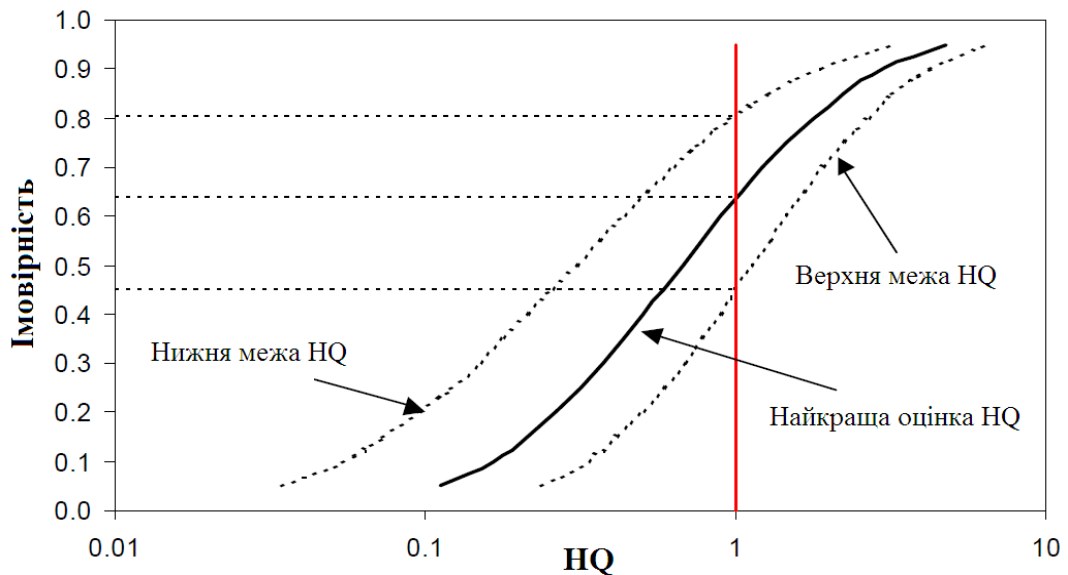


Рисунок 3.14 – Відображення необізнаності у оцінці HQ

3.3 Чутливість

Важливою складовою імовірнісної оцінки ризику є аналіз чутливості моделі ризику. Чутливість моделі свідчить про те, наскільки зміни її кінцевої величини залежать від зміни вихідних величин [133, 134]. Аналіз чутливості дозволяє визначити найважливіші вихідні величини у моделі ризику і оцінити вплив їх невизначеностей на невизначеність ризику в цілому.

У загальному випадку невизначеність ризику визначається невизначеністю вихідної величини і чутливістю моделі. Для однопараметричної моделі

$$R_e = aX, \quad (3.11)$$

де X – вихідний параметр моделі.

Вплив чутливості на невизначеність ризику R_e відображають графічно (рис. 3.15).

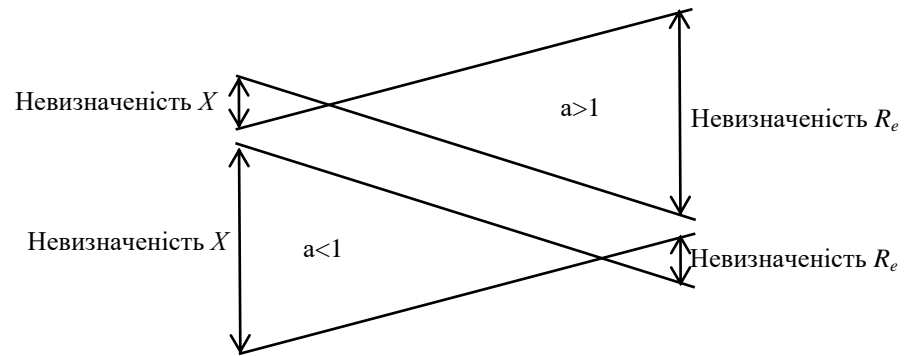


Рисунок 3.15 – Вплив чутливості на невизначеність ризику у однопараметричній моделі

Очевидно, що верхня модель має більшу чутливість до невизначеності вихідного параметру, ніж нижня.

Для багатопараметричної моделі

$$R_e = a_1X_1 + a_2X_2 + \dots + a_nX_n, \quad (3.12)$$

і за допомогою аналізу чутливості оцінюють значимість вихідних параметрів X . Вихідні параметри, що мають значну невизначеність, але низьку чутливість моделі до них, мають менший вплив на невизначеність кінцевої величини, ніж параметри, які мають незначну невизначеність, але високу чутливість моделі до них. Враховуюче це, інколи варто збільшити витрати на додаткові дослідження певних вихідних величин, навіть з невисокою невизначеністю, для зменшення загальної невизначеності ризику.

Існує значна кількість методів аналізу чутливості, так само як і способів їх класифікації, які достатньо висвітлені в літературі, наприклад [133].

3.4 Доцільність проведення імовірнісної оцінки

Детермінована оцінка екологічного ризику (коефіцієнт небезпеки HQ), як правило використовує консервативні величини.

Для рідкісних або вимираючих видів:

– при визначенні експозиції – максимальна або максимальна розумно обґрунтована (90, 95 процентиль розподілу) доза;

– при визначенні відгуку – найбільша доза (концентрація), яке не призводить до появи біологічно або статистично значущих несприятливих ефектів (*NOAEL*).

Для нормально функціонуючих видів:

– при визначенні експозиції – середня доза чи концентрація стресора;
– при визначенні відгуку – найменша доза (концентрація), яка призводить до появи біологічно або статистично значущих несприятливих ефектів (*LOAEL*).

Зрозуміло, що це своєрідне перестраховання, яке допускає нанесення шкоди окремим членам популяції, але не погіршує життєдіяльність усієї популяції.

Разом з тим, використання консервативних величини не завжди забезпечує захист популяції. У більшості випадків допустимий відсоток уражених членів популяції є невідомий. Також шкода, яка може бути завдана членам популяції, залежить від природи стресора, біологічних властивостей популяції і умов її проживання. Тому рекомендується [25] оцінку екологічного ризику для нормально функціонуючих популяцій проводити при використанні як середніх так і консервативних значень експозиції і відгуку. Аналогічні умови застосовуються і при імовірнісній оцінці ризику.

Для визначення доцільності імовірнісної оцінки ризику можна побудувати графік (рис. 3.16).

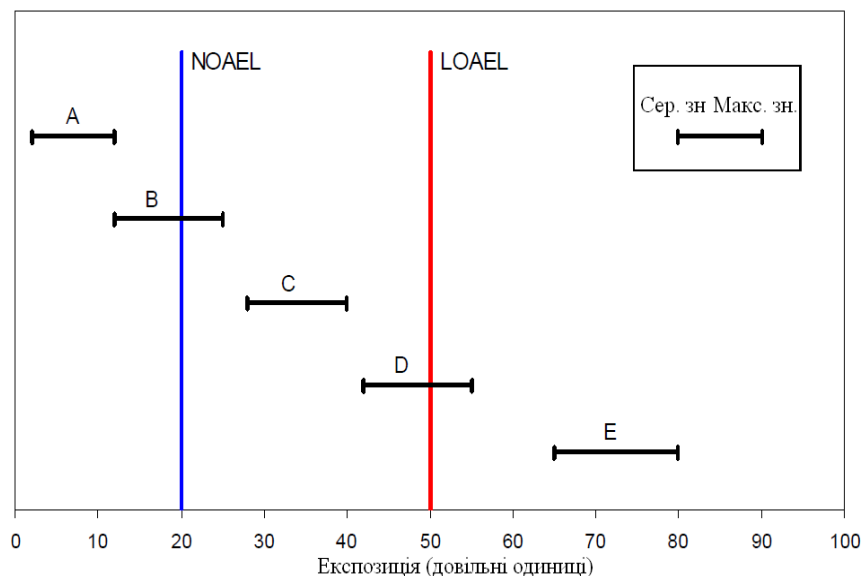


Рисунок 3.16 – Концепція вибору доцільності проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику

На рисунку 3.17. наведена схема аналізу невизначеності при імовірнісній оцінці ризику [134].

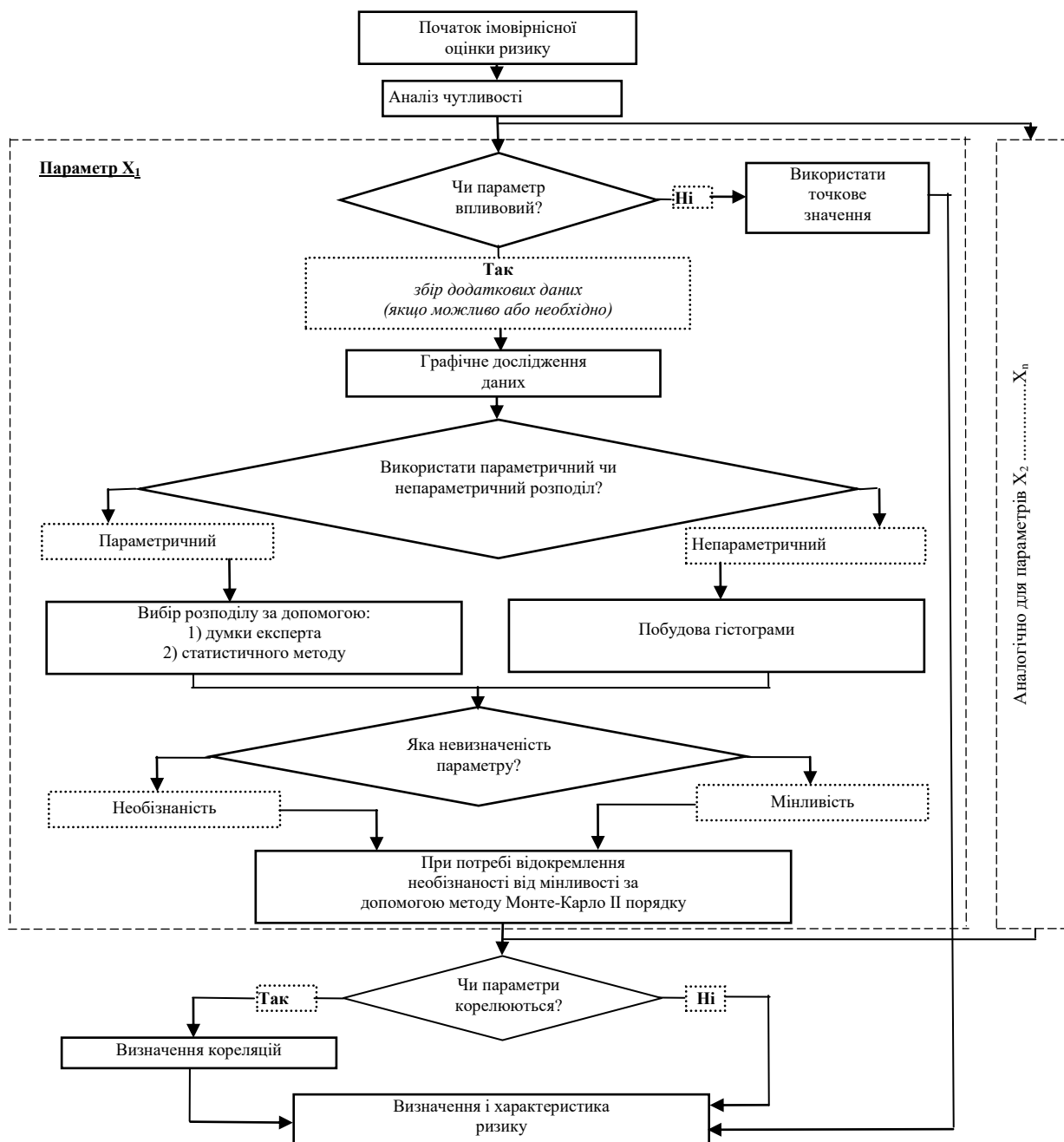


Рисунок 3.17 – Схема аналізу невизначеності при імовірнісній оцінці ризику

На графіку (рис. 3.16) встановлюються межі найвищих максимальних значень експозиції і TRV , заснованих на $NOAEL$ та найнижчі значення при середніх значеннях експозиції і TRV , заснованих на $LOAEL$. Якщо величина експозиції (відрізок Сер. зн. – Макс. зн.) значно менша $NOAEL$ (випадок А), то значення ризику знаходиться в межах допустимого і додаткових заходів по його

зниженню не потрібно. Якщо величина експозиції значно більша *LOAEL*, то значення ризику скоріш за все знаходиться в неприйнятних межах і потребує заходів по його зниженню (випадок Е). Проміжні випадки (В,С,Д) характеризуються певною невизначеністю і потребують збору додаткової інформації для проведення імовірнісної оцінки ризику.

Висновки до розділу 3

У даному розділі проведенні поглибленні дослідження теорії екологічного ризику та розроблені теоретичні положення концепції імовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час, що надає більш точнішу інформацію порівняно з детермінованою оцінкою.

1. Показано, що використання імовірнісної оцінки дозволяє робити оцінку для окремих категорій населення, навіть окремого організму, а також як виду так і міжвидову мінливість відгуку рецептора на дію стресора. За результатами оцінки, посадова особа, яка відповідає за прийняття рішення отримує кількісну оцінку точності визначення значення ризику, залежність між вихідними параметрами, а також дасть можливість краще ідентифікувати параметри, що найбільшою мірою впливають на значення ризику.

2. Встановлено, що недоліком імовірнісної оцінки є значна трудомісткість, яка потребує значної роботи експертів в її проведенні, але результати імовірнісної оцінки більш інформативні і значно дешевше проведення необґрунтованих природоохоронних заходів.

3. Запропоновано імовірнісну оцінку величини ризику використовувати в якості додаткового методу оцінки впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля. Імовірнісну оцінку ризику необхідно застосовувати в комплексі з детермінованою оцінкою, що потребує розробки цілісної концепції екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину.

Матеріали третього розділу висвітлені в опублікованих працях [6, 8, 10, 12, 13, 15, 17], згідно переліку праць, наданих у додатку Д.

РОЗДІЛ 4

ПОЕТАПНИЙ ПІДХІД ДО ОЦІНКИ РИЗИКУ

Основним змістом даного підходу є багаторазова повторна оцінка ризику на кожному етапі з метою визначення необхідного обсягу інформації для прийняття природоохоронного рішення. Рівень складності оцінки ризику повинен відповідати поставленій задачі. Доволі часто для прийняття рішення достатньо отримати детерміновані точкові значення, хоча імовірнісна оцінка ризику може надати більше корисної інформації. Тому поетапний підхід від детермінованої до імовірнісної оцінки ризику рекомендований природоохоронними структурами різних держав, в тому числі і Американським агентством з охорони навколишнього середовища (USEPA) [127].

Нами запропоновано схема поетапного підходу до оцінки ризику [137], що наведена на рисунку 4.1.

Етап 1. Перший етап передбачає визначення значення ризику та порівняння його з допустимим значенням. У даному випадку мінливість розрахункової моделі оцінюють шляхом використання середніх величин або їх верхніх 95% довірчих меж (наприклад, значень концентрацій забруднювачів, див. розділ 2). Необізнаність оцінюється шляхом використання різних довірчих меж певних точкових значень.

Результатом розрахунків значення ризику з використанням різних значень вихідних величин, наприклад середніх значень, верхніх значень 95% довірчих або максимальних меж є ризик середньої, розумно обґрунтованої максимальної експозиції і максимально можливої експозиції. Залежно від мети дослідження, оцінка ризику може мати два результати: 1) інформації достатньо для прийняття природоохоронного рішення; 2) інформації недостатньо.

У разі достатності необхідної інформації – менеджер з управління ризику завершує оцінку на першому етапі (рис. 4.1). За результатами оцінки може бути два варіанта рішення: 1) потреби у природоохоронних заходах немає; 2) потреба у природоохоронних заходах необхідна. У першому варіанті визначене значення ризику не виходить за межі допустимого значення, наприклад $Re < 10^{-6}$, а в другому – значно перевищує, $Re > 10^{-3}$.

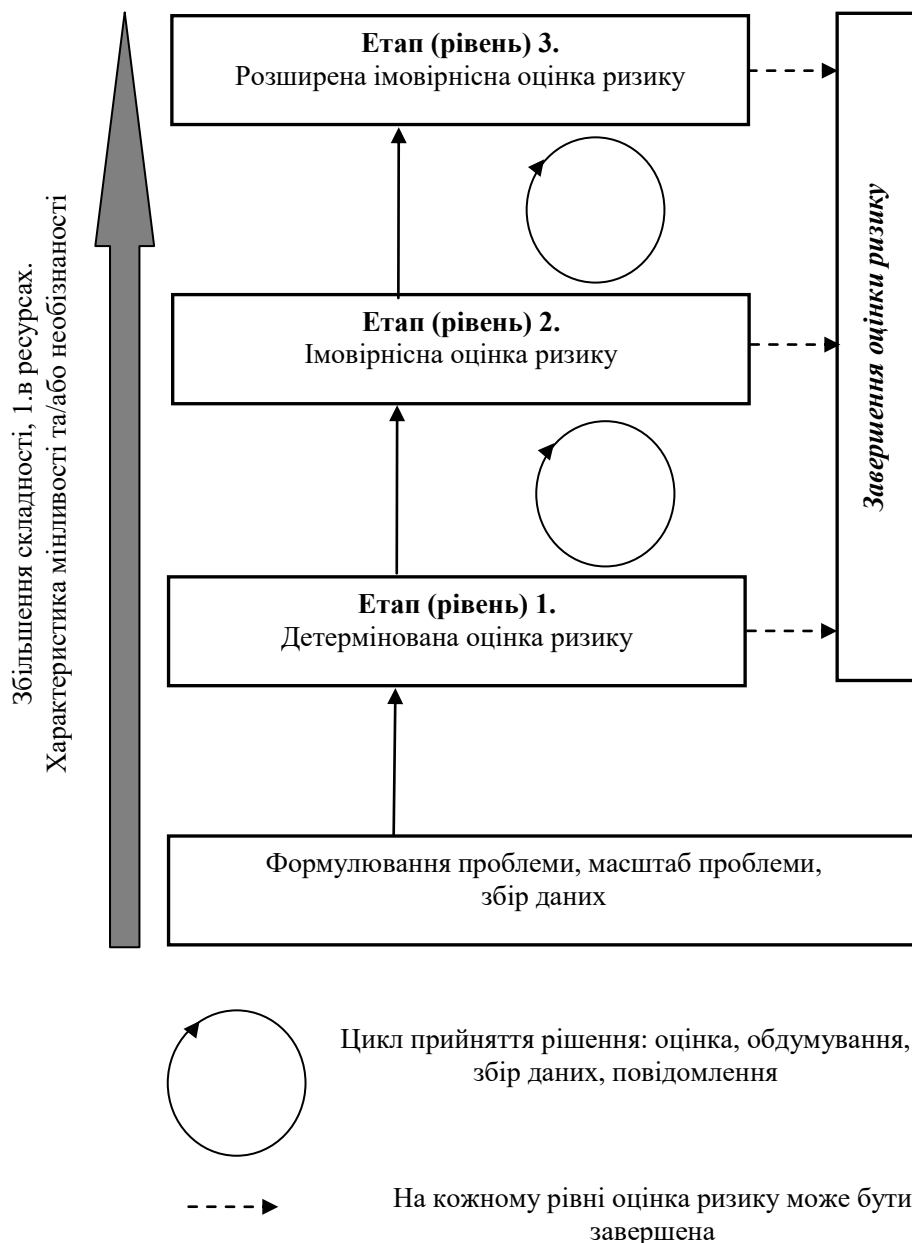


Рисунок 4.1 – Схема поетапного підходу до оцінки ризику

Недостатність інформації для прийняття рішення, означає що значення ризику знаходиться в межах між допустимим і недопустимим, наприклад $Re=10^{-4} \dots 10^{-6}$ і невизначеність його висока. У даному випадку менеджеру необхідно провести додаткові дослідження, у вигляді збору більшого обсягу інформації, проведенням консультацій із експертами та замовниками проекту та/або переходу на наступний етап (рівень) для зменшення невизначеності. Порядок проведення детермінованої оцінки ризику наведений у розділі 2.

Етап 2. З метою зменшення невизначеності на другому етапі проводиться імітаційне випробування моделі. Зазвичай за допомогою одновимірного методу Монте-Карло характеризується оцінка мінливості ризику. У разі необхідності також оцінюють 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.

Другий етап оцінки ризику надасть наступні результати:

- 1) місце розташування значення допустимого ризику порівняно з діапазоном прийнятних значень розподілу ризику;
- 2) величину довірчого інтервалу при певній імовірності (50, 90, 95, 99)% для середнього значення ризику.

При цьому необхідно запобігати сумісному використанню імовірнісних розподілів мінливості і необізнаності для отримання розподілу ризику. Дозволяється використання декількох розподілів ризику, що відображають його мінливість при певних, фіксованих, значеннях якогось параметру, що відображають його необізнаність. Більш докладно порядок проведення оцінки ризику за допомогою одновимірного методу Монте-Карло та інтерпретація отриманих результатів наведений у розділі 3.

Аналогічно першому етапу, після проведення другого етапу з'являються два результати і можна мати два варіанта рішення.

Особливістю другого етапу є відсутність потреби у проведенні природоохоронних заходів, коли діапазон значень ризику, або окреме

значення на розподілі ризику, значно нижче допустимого рівня. Відповідно, у протилежному випадку виникає потреба у природоохоронних заходах.

Інформації вважається недостатньо для прийняття рішення у наступних випадках:

1) середнє значення ризику при розумно обґрунтованій максимальній експозиції (переважно 95 процентіль) близько розташоване до максимально допустимого значення, встановленого природоохоронними органами, а довірчий інтервал значень ризику широкий і перекриває 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).

У даному випадку варто перейти до третього етапу оцінки ризику. Перехід до третього доцільно проводити тільки у випадку, коли затрати на отримання додаткової інформації не перевищують затрат на проведення природоохоронних заходів. Рішення про перехід до вищого рівня повинно бути узгодженим з менеджерами ризику і замовниками проекту.

Етап 3. Під час третього етапу, шляхом використання двовимірного методу Монте-Карло будуються розподіли ризику у довірчих межах, тобто визначається потрапляння величини, яку необхідно знайти, у прийнятний діапазон розподілу ризику з прийнятним рівнем невизначеності.

Отриманий результат, як правило, задовольняє потреби менеджера з управління ризиком.

Більш докладно порядок проведення оцінки ризику за допомогою двовимірного методу Монте-Карло та інтерпретація отриманих результатів наведений у розділі 3.

4.1 Приклад поетапної оцінки ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності

Поетапна оцінка ризику проводилася на основі матеріалів роботи [136].

У Житомирській області (Україна) в період з 1958 по 1989 роки розташовувались ракетні комплекси колишнього Радянського Союзу (ракетні середньої дальності 8К63, в класифікації НАТО – SS-4 «Sandal»).

Після припинення діяльності територія бази не експлуатувалась і була відкрита для населення, що проживає неподалік бази. З метою визначення ступеня забрудненості території проводився аналіз ґрунту і води відкритих джерел біля бази, рівно як і склад води підземних джерел, яку місцеве населення використовує в якості питної. Вміст металів у досліджуваних об'єктах наведений у таблиці 4.1.

Оцінка дії хімічних сполук на здоров'я людини та біоту проводилось спочатку шляхом детермінованої оцінки ризику. Методика оцінки наведена у [129]. Достатньо сказати, що небезпека дії сполук визначається шляхом порівняння значень канцерогенного ризику CR і індексу безпеки HI з прийнятними значеннями (таблиця 1.1). Якісна характеристика ґрунтів і води на території бази наведена в таблиці 4.1 [136].

Таблиця 4.1 – Якісна характеристика ґрунтів і води з поверхневих та підземних джерел колишньої ракетної бази (2007–2009 р.р.)

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 споживання 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. Під час цієї оцінки визначаються коефіцієнти небезпеки та канцерогенні ризики від хімічного забруднення ґрунту і підземних джерел.

Канцерогенний ризик визначається з рівняння

$$CR = \sum_{i=1}^{N_R} ICR_i, \quad (4.1)$$

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.

$$ICR = ADD \cdot SF, \quad (4.2)$$

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

$$HI = \sum_{j=1}^N HQ_j, \quad (4.3)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки j -ї речовини;

N – загальна кількість небезпечних речовин.

$$HQ = ADD/RfD, \quad (4.4)$$

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

Середньодобова доза ADD визначається з рівняння (4.5)

$$ADD = \frac{(C_w \cdot CW_w \cdot EF_w \cdot ED_w) + (C_f \cdot CW_f \cdot EF_f \cdot ED_f)}{BW \cdot AT}, \quad (4.5)$$

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 (4.6)

$$C_f = C_s \cdot UFp, \quad (4.6)$$

де C_s – концентрація хімічної речовини у ґрунті;

UFp – фактор біоаккумуляції хімічних речовин рослиною із ґрунту.

Значення UFp зазначені із [79, 108].

Розрахунки ризику проводились окремо для дорослих і дітей. Вихідні дані наведені у таблиці 4.2, у таблиці 4.3 – результати розрахунків.

Таблиця 4.2 – Вихідні дані для детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки і канцерогенних ризиків

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe
C_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	–
CW_w , л/добу	Діти – 1			Дорослі – 2		
CW_f						
EF, доба	Діти – 350			Дорослі – 350		
ED, років	Діти – 6			Дорослі – 30		
BW, кг	Діти – 15			Дорослі – 70		
AT, доба	Діти – 2190 (6 років), канцерогени – 25550 (70 років)			Дорослі – 10950 (30 років), канцерогени – 25550 (70 років)		

Таблиця 4.3 – Результати детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки і канцерогенних ризиків від хімічного забруднення підземних джерел

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe	Σ
HQ (діти)	0,01	0,04	0,01	0,00	0,30	1,11	$HI = 1,47$
HQ (дорослі)	0,0061	0,017	0,0022	0,00	0,13	0,47	$HI = 0,63$
ICR (діти)	–	–	–	0,00	$4,64 \cdot 10^{-4}$	–	$CR = 4,64 \cdot 10^{-4}$
ICR (дорослі)	–	–	–	0,00	$9,94 \cdot 10^{-4}$	–	$CR = 9,94 \cdot 10^{-4}$

З наведених розрахунків видно, що з токсикологічної точки зору вода підземних джерел практично не представляє небезпеки для людей, що її споживають (основну небезпеку складають сполуки заліза), але за даними [136] 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^{-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.

Етап 2. Імовірнісна оцінка ризику. 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, по крайній мірі при оцінці впливу забруднювачів на здоров'я людини, тобто значення RfD і SF до отримання додаткових даних рекомендується використовувати як точкові значення [127].

Таким чином, для визначення імовірнісних значень ризику (рівняння (4.1) і (4.3)), необхідно визначити розподіл середньодобової дози ADD хімічної речовини, що поступає в організм людини із питною водою. Це можна зробити, підставляючи в рівняння (4.5) імовірнісні значення вихідних величин і визначаючи за методом Монте-Карло розподіл ADD . За винятком концентрації хімічної речовини C_w , решта величин являють собою звичайні фізіологічні показники організму людини і в їх якості використовують сурогатні дані, визначені в іншому місті. Так, наприклад, середньо добова доза встановлюється за формулою [123]

$$ADD = (C_w \cdot IRW) / 1000, \quad (4.7)$$

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 [123], 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 (4.6) визначають розподіл ADD , і, відповідно, за рівнянням (4.1) визначити розподіл CR . Вихідні дані для логнормальних розподілів IRW наведені у таблиці 4.4, для

нормальних розподілів C_w наведені у таблиці 4.1 (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.

Таблиця 4.4 – Значення параметрів для логнормальних розподілів кількості питної води, спожитої людиною за добу (IRW), мл/(кг·добу) [123]

Вікова група, роки	μ	σ	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

μ – середнє значення натурального логарифму IRW;

σ – стандартне відхилення натурального логарифму IRW.

Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel та надбудови над ними Crystal Ball. Графічно розподіли ризиків відображені на рисунку 4.2. На цьому ж рисунку також наведені значення ризиків при використанні детермінованих величин для дітей і дорослих.

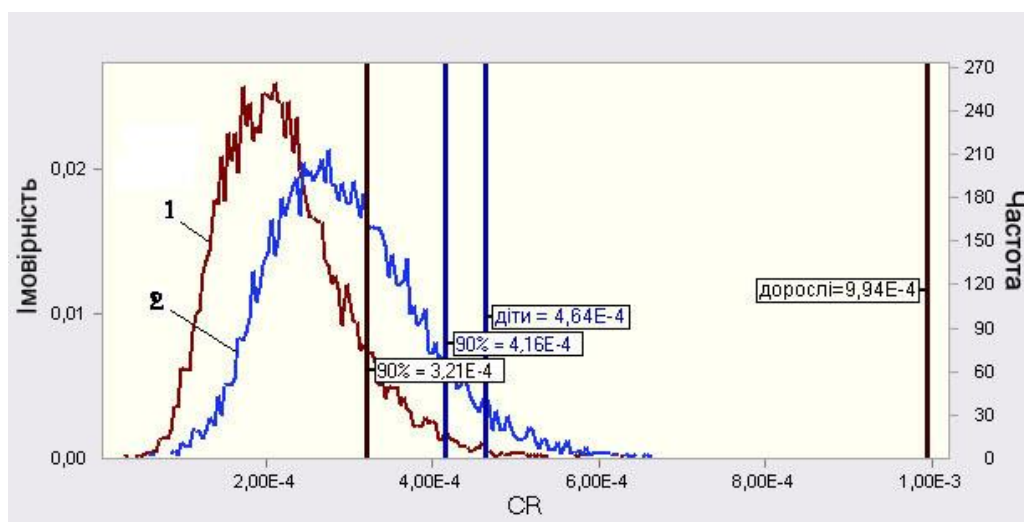


Рисунок 4.2 – Імовірнісні розподіли канцерогенного ризику при вживанні води підземних джерел: 1 – діти; 2 – дорослі.

З малюнку видно, що використання детермінованих значень експозиції дає занадто консервативну оцінку ризику, особливо для дорослих людей. Більш імовірні значення знаходяться в галузі менших значень. Так можна стверджувати, що для 90% дітей, що споживають воду, значення ризику не перевищує $4,16 \cdot 10^{-4}$, для 90% дорослих $3,21 \cdot 10^{-4}$. Разом з тим значення канцерогенного ризику знаходиться в недопустимих межах. Має сенс провести уточнений розрахунок із використанням двовимірного методу Монте-Карло.

Етап 3. Проводиться уточнений розрахунок з використанням двовимірного методу Монте-Карло шляхом моделювання за допомогою електронних таблиць при певній кількості ітерацій для мінливості і необізнаності. На підставі отриманих даних будуються трендові діаграми для оцінки значення канцерогенного ризику для усіх категорій населення.

Двовимірний метод Монте-Карло дає більше додаткової інформації для прийняття природоохоронних рішень, порівняно з одновимірним методом. Необхідно також звернути увагу, що двовимірний метод Монте-Карло забезпечує більш точне значення осередненого значення ризику ніж одновимірний.

Оцінка ризику проводилась для дітей – 1–6 років і дорослих – 20–75 років. Результати імітаційного моделювання розподілів ризиків за допомогою двовимірного методу Монте-Карло після 10 000 ітерацій для мінливості і 10 ітерацій для необізнаності наведені на рисунках 3.5 і 4.1. Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel та надбудови над ними Crystal Ball.

Для імовірнісної оцінки ризику, що здійснюється за допомогою двовимірного методу Монте-Карло зручно користуватися трендовими діаграмами. На рисунку 4.3 наведені тренди для оцінки індексу небезпеки неканцерогенного ризику для всіх категорій населення. На рисунку 4.4 наведені тренди для оцінки значення канцерогенного ризику для всіх категорій населення.

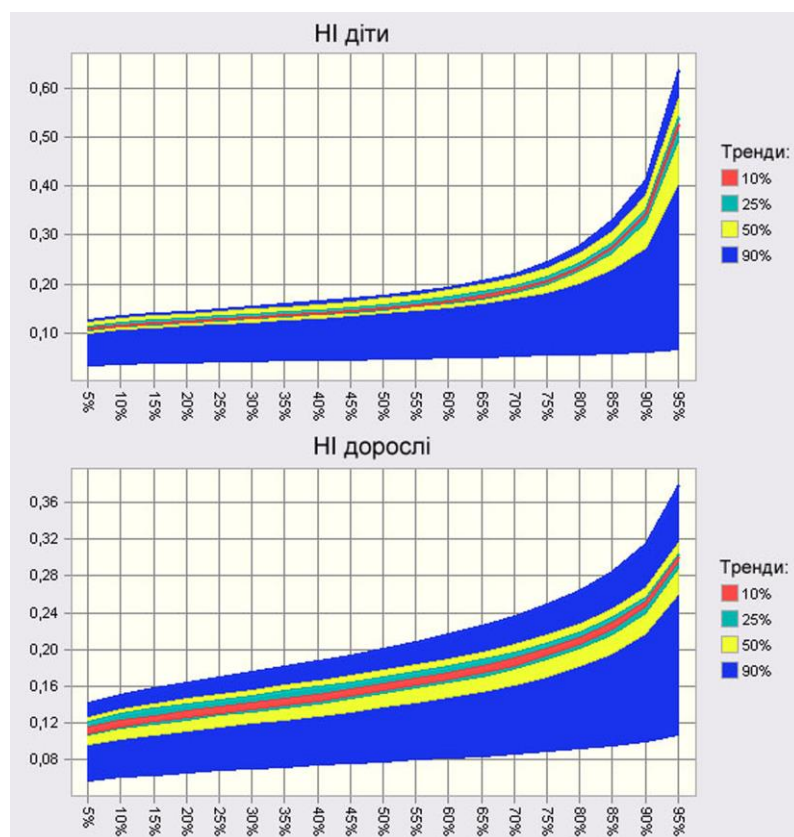


Рисунок 4.3 – Тренди індексу небезпеки для дітей (верхній) і дорослих (нижній)

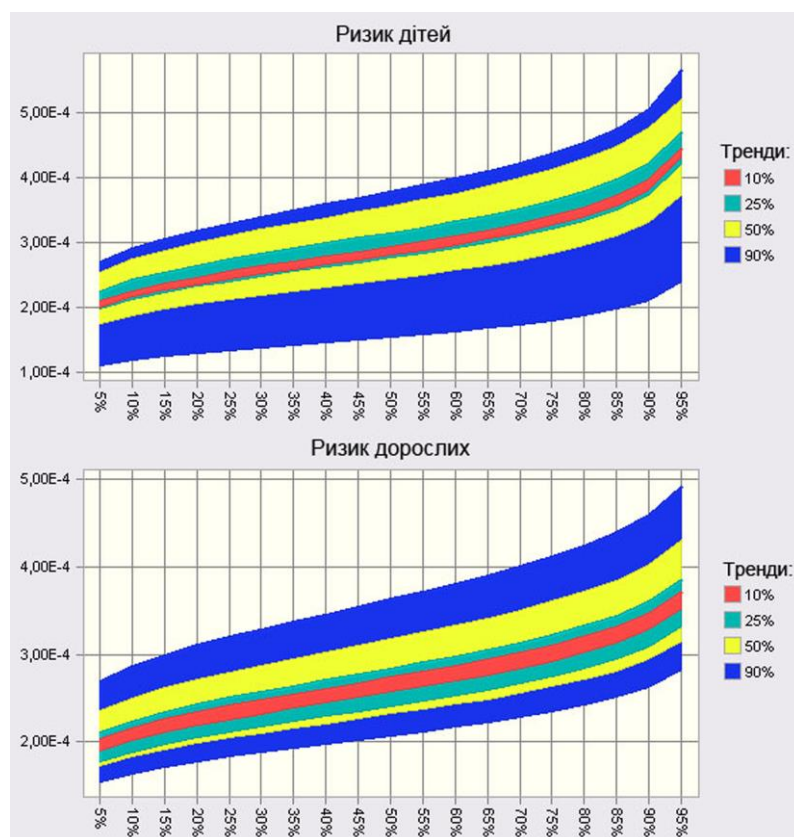


Рисунок 4.4 – Тренди значень канцерогенного ризику для дітей (верхній) і дорослих (нижній)

На трендових діаграмах відображені зони рівної імовірності досягнення певних значень канцерогенного та неканцерогенного ризиків (вісь ординат) для певного відсотка населення (вісь абсцис).

Так для 95% дорослих і дітей з імовірністю 90% індекс небезпеки HI не перевищує значень 0,38 і 0,65 відповідно, тобто з токсикологічної точки зору військова діяльність не становить загрози ($HI < 1$).

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 імовірностей ризику зсунутий в зону більших чисел.

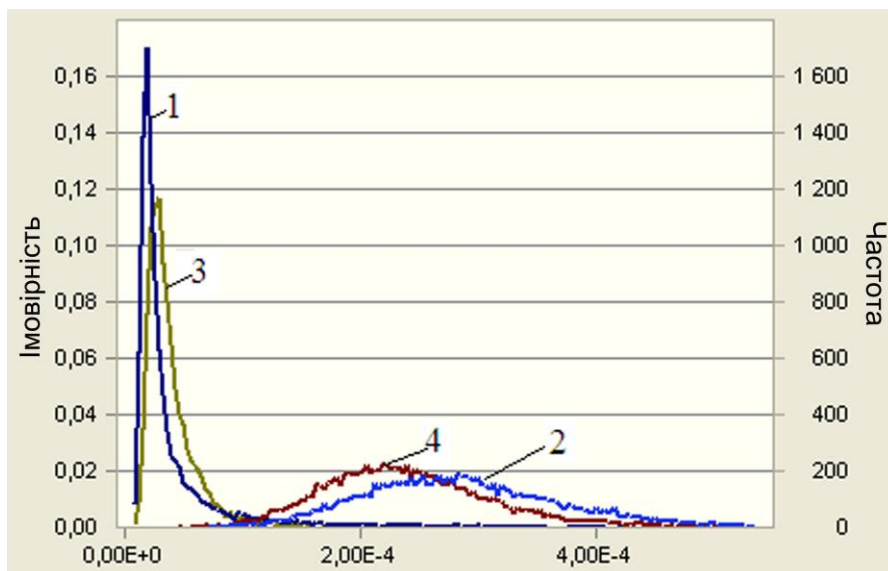
Аналогічно для дорослих величина ризику знаходиться в межах $(2,8 - 4,9) \cdot 10^{-4}$ при 90% імовірності і $(3,1 - 4,3) \cdot 10^{-4}$ при 50%. У цьому випадку розподіл імовірностей зсунуто в зону менших величин. Значення канцерогенного ризику для всіх категорій населення знаходиться в межах $10^{-3} - 10^{-4}$. Таке значення ризику є недопустимим для цивільного населення і потребує природоохоронних заходів [127].

Постає питання – яка складова, вживання води, чи рослин, що знаходяться на забрудненій території, привносить найбільший внесок в значення канцерогенного ризику?

Відповідь на це питання дає рисунок 4.5, на якому відображена імовірність ризику при вживанні води і рослинної їжі дорослими і дітьми.

Очевидно, що основний внесок в значення канцерогенного ризику вносить споживання забрудненої води.

За результатами третього етапу оцінки встановлено, що вода не придатна для вживання, значення канцерогенного ризику для усіх категорій населення знаходиться в межах $10^{-3} - 10^{-4}$. Дане значення ризику є неприпустимим для цивільного населення і потребує природоохоронних заходів. В якості природоохоронних заходів рекомендують використання в якості питної – воду підземних джерел, або застосування станції підготовки води. Конкретні способи визначаються техніко економічним обґрунтуванням.



Діти:
 1 – вживання рослинних продуктів;
 2 – вживання води.

Дорослі:
 3 – вживання рослинних продуктів;
 4 – вживання води.

Рисунок 4.5 – Імовірність канцерогенного ризику при вживанні води і рослинних продуктів на території, забрудненій військовою діяльністю

4.2 Приклад поетапної оцінки ризику впливу на навколишнє середовище забруднення довкілля внаслідок військової діяльності

З території автомобільного парку під час технічного обслуговування та атмосферних опадів різного роду речовини, які утворюються в результаті його діяльності змиваються в канаву поруч. Серед таких речовин найбільшу турботу викликає діоксин (CAS 1746–01–6), який утворюється при роботі дизельних двигунів. Канава служить свого роду накопичувачем, з якого забруднені стоки потрапляють у озеро площею біля 150 га. Необхідно визначити небезпеку, яку привносить діоксин для довкілля.

У екосистемі озера багато біологічних видів будуть знаходитися під впливом забруднювача: риби, амфібії, безхребетні, водні рослини, а також птахи і ссавці, які відвідують озеро для харчування і пиття. Оскільки діоксини є ліпофільними речовинами і мають тенденцію накопичуватися в організмі тварин по мірі просування по харчовому ланцюгу, об'єктом турботи є стан здоров'я (накопичення маси тіла) популяції європейської норки, що проживає в околицях озера. Європейська норка є рідкісним ссавцем, занесеним у Червону книгу

України. Можливим шляхом поступлення діоксину в організм норки є вживання води з озера для пиття і споживання риби і амфібій як продуктів харчування.

Етап 1. На першому етапі проводиться детермінована оцінка ризику. Визначається концентрація діоксину у воді озера. Зрозуміло, що в місці впадіння стічних вод у озеро концентрація забруднювача максимальна і зменшується по мірі віддалення від місця поступлення стоків. Для подальшої оцінки ризику визначимо максимальну C_{\max} і середню $C_{\text{сер}}$ концентрацію забруднювача у воді озера ($5,5 \cdot 10^{-05}$ і $2,7 \cdot 10^{-05}$ мг/л відповідно). Порівнюючи ці значення з консервативними допустимими значеннями для ссавців, експонованих водою поверхневих водойм [115]. $C_{\text{дон}}=7,6 \cdot 10^{-6}$ мг/л, видно, що концентрація забруднювача у воді перевищує допустимі значення.

Відповідно до рисунку 4.1, проводимо розрахунок добової дози поступлення стресора у організм тварини. Поступлення стресора у організм тварини визначається рівнянням

$$I_o = I_f + I_w, \quad (4.8)$$

де I_o – загальне оральне поступлення діоксину в організм норки, мг/(кг·добу);

I_f – поступлення діоксину в організм норки з продуктами харчування, мг/(кг·добу);

I_w – поступлення діоксину в організм норки з водою мг/(кг·добу).

З таблиць А.7, А.9 додатку А:

$$I_o = C_f \cdot IR_f \cdot A_F \cdot AUF \cdot TUF + C_w \cdot IR_w \cdot TUF, \quad (4.9)$$

де C_f – концентрація діоксину у рибі і амфібіях, мг/кг (сухої маси);

IR_f – споживання їжі норкою, кг(сухої маси)/добу;

A_F – частка (по масі) споживання риби і амфібій у загальному раціоні норки, кг/кг;

AUF – фактор використання площі озера, га/ га;

TUF – фактор часу, діб/діб;

C_w – концентрація діоксину у воді озера, мг/л;

IR_w – споживання води норкою, л/добу.

Концентрація діоксину у рибі C_f визначається за допомогою рівняння (табл. А.8, додаток А)

$$C_f = C_w \cdot UF_w; \quad UF_w = 10^{-0,23+0,76 \log K_{ow}}, \quad (4.10)$$

де K_{ow} – коефіцієнт розподілу октанол-вода, $K_{ow} = 6,53$ [109, 81].

Поступлення стресора порівнюємо із значенням TRV (табл. Б.1) шляхом визначення коефіцієнта небезпеки HQ .

Вихідні дані і результати розрахунку наведені у таблиці 4.5.

Результати оцінки свідчать, що діоксин здійснює певний вплив на життєдіяльність норки $HQ2$ (HQ засноване на $NOAEL$), значно перевищує одиницю і знаходиться в межах 5,3-12,2, разом з тим $HQ1$ (HQ засноване на $LOAEL$) перевищує незначно одиницю лише у випадку використання максимальних концентрацій, тобто вплив діоксину не критичний.

З таблиці 4.5 стає зрозуміло, що діоксин впливає лише на деяких членів популяції, але на який відсоток популяції і яка ступінь впливу з детермінованої оцінки не зрозуміло. Якщо порівняти співвідношення середніх і максимальних значень експозиції (поступлення діоксину в організм норки) із значеннями $NOAEL$ і $LOAEL$ (рис. 3.20), то можна сподіватися, що відповіді на поставлені вище питання можна отримати шляхом імовірнісної оцінки ризику. Даних для прийняття рішення недостатньо, необхідно перейти до другого етапу оцінки ризику.

Таблиця 4.5 – Детермінована оцінка екологічного ризику впливу діоксину на стан здоров'я (накопичення маси тіла) норки

Категорія	Позначення	Величина	Максимальне значення	Середнє значення
Вихідні величини	C_w	Концентрація діоксину у воді, мг/л	$5,5 \cdot 10^{-05}$	$2,7 \cdot 10^{-05}$
	C_f	Концентрація діоксину у рибі, мг/кг	$1,35 \cdot 10^{-04}$	$6,62 \cdot 10^{-05}$
	UF_w	Фактор біоаккумуляції діоксину рибою із води, л/кг	2,45	2,45
	IR_f	Нормоване на одиницю маси споживання їжі норкою, кг(сухої маси)/(кг·добу)	0,18	0,16
	IR_w	Нормоване на одиницю маси споживання води норкою, л/(кг·добу)	0,09	0,07
	A_F	Частка (по масі) споживання риби та амфібій у загальному раціоні норки, кг/кг	0,73	0,46
	AUF	Фактор використання площі, га/га	1,0	0,7
	TUF	Фактор часу, діб/діб	1,0	1,0
	$TRV1$	TRV засноване на LOAEL, мг/(кг·добу)	$1,0 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-05}$
	$TRV2$	TRV засноване на NOAEL, мг/(кг·добу)	$1,0 \cdot 10^{-06}$	$1,0 \cdot 10^{-06}$
Результати	I_o	Загальне оральне поступлення діоксину у організм норки, мг/(кг·добу)	$1,22 \cdot 10^{-5}$	$5,30 \cdot 10^{-6}$
	$HQ1$	HQ засноване на LOAEL	1,22	0,53
	$HQ2$	HQ засноване на NOAEL	12,2	5,30

Етап 2. Імовірнісна оцінка ризику полягає у заміні детермінованих точкових значень імовірнісними розподілами з подальшою побудовою розподілу ризику шляхом імітаційного моделювання за допомогою методу Монте-Карло.

Споживання їжі і води норкою рекомендується описувати логнормальними розподілами із середнім значенням і 95 процентілем, що відповідають відповідно середньому і максимальному точковому значенню [127]. Фактор використання площі AUF і частка споживання риби та амфібій у загальному раціоні норки A_F описувались трикутними симетричними розподілами. Значення концентрації діоксину у воді і TRV залишені постійними, тобто у імовірнісній оцінці ризику враховувався лише фактор мінливості.

Розподіли значень коефіцієнту небезпеки, побудовані за допомогою одновимірного методу Монте-Карло, наведені на рисунку 4.6.

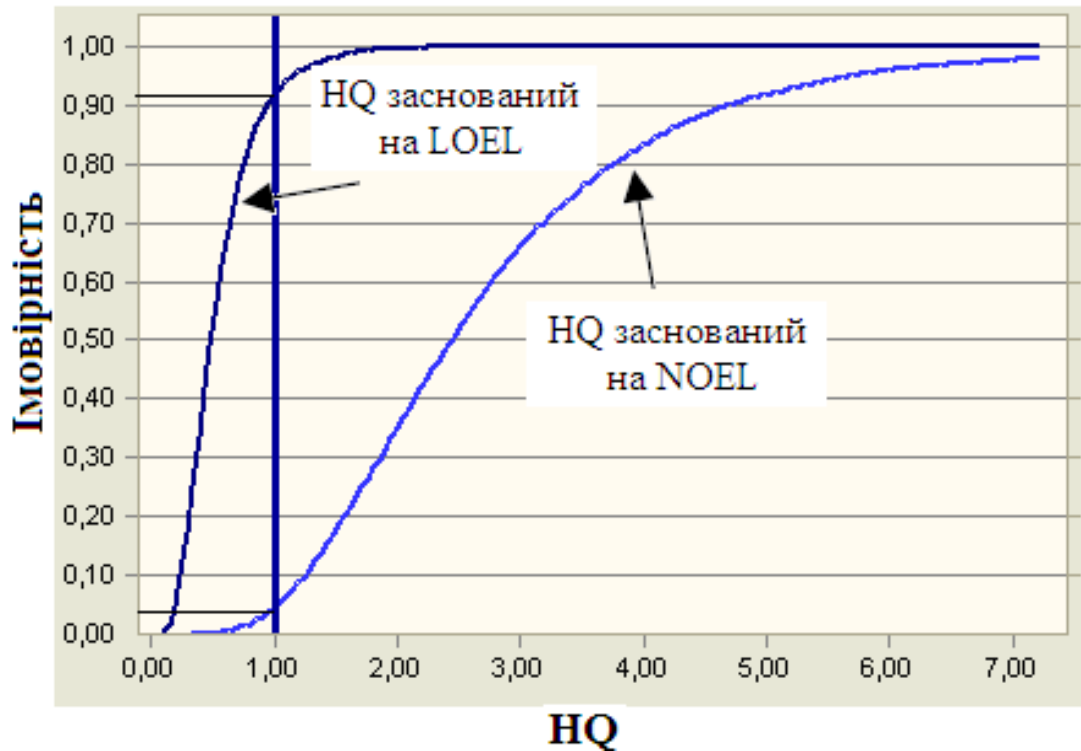


Рисунок 4.6 – Розподіли значень коефіцієнту небезпеки впливу діоксину на життєдіяльність норки

Таким чином вплив діоксину буде відсутній лише на 4% популяції норки і приблизно для 9% популяції цей вплив буде значний (див. рис 4.6).. Разом з тим для 87% тварин значення HQ знаходиться в межах 1–5, що свідчить про незначний ризик (див. табл. 2.4).

Таким чином можна стверджувати, що ризик впливу діоксину на загальне існування норки, що виявляється у накопиченні маси тіла, знаходиться на межі допустимого. негайних заходів по захисту тварин не потрібно, але необхідний постійний контроль за вмістом діоксину в озері. При зростанні концентрації необхідно провести повторну оцінку екологічного ризику. Проведення третього етапу оцінки, уточненого розрахунку, не доцільно.

Висновки до розділу 4

За результатами практичної реалізації запропонованої концепції комплексного ризик-оцінювання наслідків військової діяльності встановлено, що оцінку ризику слід проводити поетапно, від простої (детермінованої) до більш складної (використання одновимірного, а пізніше і двовимірного методу Монте-Карло), тоді, коли виникають такі 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.

Матеріали четвертого розділу висвітлені в опублікованих працях [2, 7, 9, 11], згідно переліку у додатку Д.

ВИСНОВКИ

У дисертаційному дослідженні розв'язана актуальна науково-практичне завдання з підвищення якості і точності оцінки впливу військової діяльності на навколишнє природне середовище та людину за допомогою концепції екологічного ризику. Запропонована концепція оцінки екологічного ризику дозволить зменшити витрати на природоохоронні заходи. Основні наукові та практичні результати роботи полягають у такому:

1. Проведено аналіз і систематизацію сучасних методичних підходів з оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення для прийняття рішення про доцільність і масштабність проведення природоохоронних заходів і вибір найбільш перспективного. Встановлено що найбільш гнучкою та ресурсозберігаючою методологією є концепція екологічного ризику.

2. Розроблено теоретичні положення детермінованої оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні скринінгових досліджень, що полягають у використанні фіксованих, як правило консервативних значень. Використання детермінованих даних дозволяє отримати кінцевий результат у вигляді величини ризику, який достатньо порівняти з таблицею прийнятих значень ризику в Україні та вжити заходів для досягнення бажаної його величини. У межах даного методу проводиться осереднення значень, як за максимальними так і за мінімальними показниками, залежно від поставленої мети. Осереднені значення надають перевагу при розрахунках величини ризику для груп людей (військовослужбовців) та певних популяцій тваринного світу, які за фізико-біологічними параметрами достатньо схожі та перебувають (проживають) в ідентичних умовах. Детермінована оцінка величини ризику використана в якості основного методу впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля.

3. Розроблені теоретичні положення імовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час при проведенні поглиблених досліджень. Запропоновано імовірнісну оцінку впливу стресора на

здоров'я людини та на довкілля надавати у вигляді поступового аналізу імовірності впливу небезпечного фактора з побудовою функцій розподілу і зменшення дії стохастичне нерегульованих факторів, що спричиняють ситуацію невизначеності, завдяки реалізації методу Монте-Карло 1 і 2 порядку. Імовірнісна оцінка величини ризику повинна використовуватися в якості завершення ризик-аналізу детермінованим методом.

4. Розроблена цілісна концепція екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину. Оцінку ризику слід проводити поетапно від простої (детермінованої) до більш складної (імовірнісної з використанням одновимірного, а пізніше і двовимірного методу Монте-Карло).

5. Розроблена поетапна оцінка екологічного ризику є надзвичайно ефективною при таких потребах:

- необхідність визначення пріоритетів серед територій, забруднювачів, маршрутів переносу забруднювачів, категорій населення та інших факторів ризику;

- встановлення джерел ресурсів для виконання природозахисних заходів обмежені;

- оцінка наслідків від прийняття неправильних рішень;

- отримання доступної інформації для прийняття достовірного рішення.

6. Використані матеріали дисертаційної роботи при удосконаленні системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Мальований М. С., Шмандій В. М., Харламова О. В., Челядин Л. І., Сакалова Г. В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки. *Екологічна безпека*. 2013. № 1 (15). С. 37–44.
2. Тарасова В. В. Інтегральна оцінка екологічного стану довкілля. *Економіка АПК*. 2010. № 14. С. 16–18.
3. Крихівський М. В., Тимків Д. Ф. Чисельні показники рівня екологічної безпеки. *Нафтогазова енергетика*. 2013. № 2 (20). С. 163–173.
4. Мусієнко М. М., Серебряков В. В., Брайон О. В. Екологія: тлумачний словник. Київ: Либідь, 2006. 432 с.
5. Білова М. О. Системний аналіз еколого-соціально-економічних об'єктів для визначення комплексної оцінки рівня екологічної безпеки: дис. канд. техн. наук: 21.06.01. Харків, 2017. 211 с.
6. Обиход Г. О. Методичні засади визначення конкурентного екологічного потенціалу регіонів України. *Науковий вісник Херсонського державного університету*. 2014. № 9. Ч. 6. С. 134–137.
7. Сидоренко Г. И. Гигиена окружающей среды. Москва: Медицина, 1985. 304 с.
8. Кузьмина В. А. Екологічна безпека: Конспект лекцій. Одеса: ТЕС, 2013. 131 с.
9. Тарасова В. В., Ковалевська І. М. Комплексна оцінка екологічної безпеки. *Вісник ЖДТУ*. 2012. № 3 (61). С. 303–305.
10. Іванюта С. П., Качинський А. Б. Екологічна безпека регіонів України: порівняльні оцінки. *Стратегічні пріоритети*. 2013. № 3 (28). С. 157–164.
11. Боронос В. Г., Довга Л. В. Методичні підходи щодо оцінки рівня безпеки регіону шляхом розширення системи екологічних індикаторів. *Scientific journal of ChSIEM*. 2014. № 4 (24). С. 52–59.
12. Шмандій В. М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): автореф. дис. докт. техн. наук: 21.06.01. Харків. 2003. 36 с.

13. Шмандий В. М. Стратегия управления экологической безопасностью: общие теоретические положения и региональный аспект. *Вісник КДПУ*. Кременчук: КДПУ. 2003. № 2 (19). С. 160–163.

14. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ: НІСД. 2001. 312 с.

15. Александров І. О., Кравець О. О. Методологія оцінки якості навколишнього середовища України. *Маркетинг і менеджмент інновацій*. 2012. № 3. С. 221–228.

16. Абрамова А. О. Індексна оцінка рівня екологічної безпеки проєктованих промислових об'єктів: автореф. дис. канд. техн. наук: 21.06.01. Київ, 2012. 21 с.

17. Танасієва М. М. Теоретико-методичні засади економіко-екологічного аналізу. *Вісник ЖДТУ*. 2013. № 4 (66). С. 117–124.

18. Васенко О. Г., Рибалова О. В., Поддашкін О. В. та ін. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки: збірник наукових праць УкрНДІЕП*. Харків. 2010. № 32. С. 75–90.

19. Васенко О. Г., Рибалова О. В., Артем'єв С. Р. та ін. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія. Харків: НУЦЗУ, 2015. 419 с.

20. Барбашова Н. В. Взаємозв'язок понять "екологічний ризик" та "екологічна безпека". *Актуальні проблеми держави і права*. 2014. № 72. С. 245–253.

21. Добровольський В. В. Екологічна безпека і ризик: деякі понятійно-категоріальні уточнення. *Екологічна безпека*. 2011. № 1 (11). С. 17–20.

22. Рахманин Ю. А., Новиков С. М., Иванов С. И. Современные научные проблемы совершенствования методологии оценки риска здоровью населения. *Гигиена и санитария*. 2005. № 2. С. 7–10.

23. Охрана природы и воспроизводство природных ресурсов. В 20 т. Т. 16. Влияние антропогенных изменений окружающей среды на здоровье населения / под ред. Г.И. Сидоренко. Москва: ВИНТИ, 1986. 190 с.
24. Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice / Dennis J. Paustenbach (Ed.). New York, NY: Wiley, 2002. 1586 p.
25. EPA/630/R-95/002F. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington, DC, 1998. 188 p. URL: <http://www.epa.gov/superfund/programs/nrd/era/> htm (Last accessed: 01.10.2019).
26. Suter G., Suter II Ecological risk assessment. 2nd Edition. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2007. 654 p.
27. FCSAP. Ecological Risk Assessment Guidance. Vancouver, BC: Azimuth Consulting Group, 2012. URL: http://www.geoenvirologic.ca/Documents/20120631_E/RAGuidance_Final_En.pdf (Last accessed: 01.10.2019).
28. Glenn W. Suter II, Rebecca A. Efroymson, Bradley E. Sample, Daniel S. Jones. Ecological risk assessment for contaminated sites. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2000. 437 p.
29. Uncertainty and data quality in exposure assessment. (IPCS harmonization project document; no. 6). Geneva: WHO, 2008. 175 p.
30. Fundamentals of risk analysis and risk management / edited by Vlasta Molak. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. 860 p.
31. Лисиченко Г. В., Забулонов Ю. Л., Хміль Г.А та ін. Природний, техногенний та екологічний ризику: аналіз, оцінка, управління. Київ: Наукова думка, 2008. 542 с.
32. Про затвердження методичних рекомендацій "Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря": Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 13 квіт. 2007 р. № 184. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0184282-07>.
33. Гребенюк А. Н., Бояринцев В. В., Луцьк М. А., Кушнир Л. А. Современные подходы к оценке риска здоровью при воздействии химических

веществ, загрязняющих окружающую среду. *Военно-медицинский журнал*. 2009. № 6. С. 22–26.

34. Звягінцева Г.В. Методика з оцінки екологічних ризиків при забрудненні навколишнього природного середовища. *Вісник Донецького національного університету, Сер. А: Природничі науки*. 2009. № 2. С. 370–379.

35. Звягінцева Г.В. Обґрунтування методів оцінки та прогнозування ризику впливів шкідливих речовин при забрудненні атмосфери промислових міст: автореф. дис. канд. техн. наук: 21.06.01. Донецьк, 2006. 17 с.

36. Звягинцева А.В., Аверин Г.В. Количественная оценка рисков в экологической безопасности. Часть 1. Методические принципы оценки рисков. *Вісник Донецького університету*. 2006. № 2. С. 296–304.

37. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. Київ: Інститут проблем національної безпеки, 2004. 472 с.

38. Environmental Health Risk Assessment. Canberra: PDO, 2002. 258 p. URL: https://www.climateemergencyinstitute.com/uploads/Environmental__risk_assessment/_02.pdf (Last accessed: 17.03.2020).

39. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Washington, D.C.: National Academy Press, 1996. 206 p.

40. Science and Judgment in Risk Assessment. Washington, D.C.: National Academy Press, 1994. 668 p.

41. Understanding Risk: Informing Decisions in a Democratic Society. Washington, D.C.: National Academy Press, 1996. 264 p.

42. Романченко І.С., Сбитнев А.І., Бутенко С.Г. Екологічне забезпечення військ. Київ: НАО України, 2003. 274 с.

43. Блекот О.М. Забезпечення екологічної безпеки Збройних Сил України. Київ: НАОУ, 2003. 360 с.

44. Охорона природного середовища у Збройних Силах України / за ред. В.М. Литвака. Київ: Варта, 1998. 208 с.

45. Геник В.М., Кирильчук Ю.Ф. Екологічна безпека повсякденної діяльності військ. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2015. Вип. 25.9. С. 139-144.

46. Лисенко О.І., Чумаченко С.М., Ситник Ю.І. та ін. Напрямки вдосконалення природоохоронної діяльності в Збройних Силах. Київ: ННДЦ ОТ і ВБ України, 2006. 424 с.
47. Зорін Д.О., Манюк О.Р. Вплив збройних сил України на навколишнє природне середовище. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2010. №2. С. 64–68.
48. Washburn A., Kress M. *Combat Modeling*. New York, NY: Springer, 2009. 280 p.
49. Ваганов П.А. Как рассчитать риск угрозы здоровью из-за загрязнения окружающей среды. СПб: Изд. СПбГУ, 2008. 132 с.
50. Bartell S.M. *Ecological/Environmental risk assessment. Risk assessment and management handbook*. New York, NY: Wiley, 1996. P. 10.3–10.59.
51. Hallenbeck W.H. *Quantitative risk assessment for environmental and occupational health*. Boca-Raton, FL: CRC Press, 1993. 212 p.
52. Glendon A.I., Sharon G. Clarke, Eugene McKenna *Human safety and risk management*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2006. 486 p.
53. Орел С.М., Мальований М.С. Оцінка екологічного ризику. Вплив на здоров'я людини. Херсон: ОЛДІ-ПЛІУС, 2014. 232 с.
54. James R. Pfafflin, Edward N. Ziegler *Encyclopedia environmental science and engineering*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2006. 1353 p.
55. Wayne R. Ott, Anne C. Steinemann, Lance A. Wallace *Exposure analysis*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2007. 487 p.
56. *Technical Guidance Document on Risk Assessment. Commission Directive 93/67/EEC. Pt. I-IV*. Ispra: Institute for Health and Consumer Protection, 2003. URL: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/technical-guidance-document-risk-assessment-part-1-part-2> (Last accessed: 11.02.2019).
57. Ostergaard G., Nielsen E., Larsen J. C. *Toxicological Risk Assessment of Chemicals: a practical guide*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2007. 410 p.

58. Harmonization of approaches to the assessment of risk from exposure to chemicals website. IPCS Harmonization Project. Geneva: WHO, 2007. URL: <https://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/en/> (Last accessed: 11.02.2019).

59. Principles of Characterizing and Applying Human Exposure Models. IPCS Harmonization Project Document No. 3. Geneva: WHO, 2005. URL: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43370/9241563117_eng.pdf?sequence/=1 (Last accessed: 13.02.2020).

60. Penningroth S. Essentials of toxic chemical risk: science and society. Boca Raton, FL: CRC Press, 2010. 188 p.

61. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. Р 2.1.10.1920-04. Москва. 2004. 116 с.

62. EPA/600/R-09/052F. Exposure factors handbook: 2011 Edition. Washington, DC, 2011. URL: <https://www.nrc.gov/docs/ML1400/ML14007A666.pdf> (Last accessed: 13.02.2020).

63. Прищепа А. М. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення довкілля агросфери в зоні впливу урбосистем. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сер. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць*. Рівне, 2012. № 4 (60). С. 28-35.

64. Сынзыныс Б.И., Тянтова Е.Н., Мелехова О.П. Экологический риск. Москва: Логос, 2005. 96 с.

65. Касьяненко А.А. Современные методы оценки рисков в экологии. Москва: РУДН, 2008. 271 с.

66. MacGregor D.G., Slovic P., Malmfors T. “How Exposed Is Exposed Enough?” Lay inferences about chemical exposure. *Risk analysis*. 1999. Vol. 19. № 4. P. 649–659

67. Slovic P. Trust, emotion, sex, politics, and science: surveying the risk-assessment battlefield. *Risk analysis*. 1999. Vol. 19. № 4. P. 689–701

68. Slovic P. Perceived risk, trust, and democracy. *Risk Analysis*. 1993. Vol. 13. № 4. P. 675–682.

69. Calow P. Ecological risk assessment: risk for what? How do we decide? *Ecotoxicology and environmental safety*. 1998. Vol. 40. № 1. P. 15–18.
70. Cirone P. A., Duncan P. B. Integrating human health and ecological concerns in risk assessments. *Journal of Hazardous Materials*. 2000. Vol. 78. № 1. P. 1–17.
71. EPA/100/B-04/001. An examination of EPA risk assessment principles and practices. Washington, DC: EPA, 2004. 193 p.
72. The air toxics hot spots program guidance manual for preparation of health risk assessments / ed. by Robert Blaisdell. Oakland, Cal.: OEHHA, 2003. 302 p.
73. Lu H., Axea L., Tyson T. A. Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment. *Environmental Modeling and Assessment*. 2003. Vol. 8. P. 311–322.
74. Лисиченко Г. В., Забулонов Ю. Л., Хміль Г. А. Природний, техногенний та екологічний ризику: аналіз, оцінка, управління. Київ: Наукова думка, 2008. 542 с.
75. Лисиченко Г. В., Хміль Г. А., Барбашев С. В. Методологія оцінювання екологічних ризиків: монографія. Одеса: Астропринт, 2011. 368 с.
76. Рибалова О. В., Белан С. В., Артем'єв С. Р. Визначення екологічного ризику погіршення стану атмосферного повітря з урахуванням хімічної небезпеки регіонів України. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. 2013. № 18. С. 196–209.
77. Pearson R., Dawson T. Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. *Biological Conservation*. 2005. Vol. 123. P. 389–401.
78. Hope B. K. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*. 2006. Vol. 32. P. 983–995.
79. EPA 530-D-99-001C. Screening level ecological risk assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities. Vol. 3. Washington, DC, 1999. URL: <https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/ScreeningLevelEcologicalRiskAssessmentProtocolHazardousWasteCombustionFacilitiesVolume3.pdf> (Last accessed: 13.02.2020).

80. EPA/600/R-93/187. Wildlife exposure factors handbook, Vol.1. Washington, DC, 1993. URL: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=2799> (Last accessed: 13.02.2020).

81. Sample B. E, Aplin M. S., Efroymsen R. A. et al. Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, 1997. URL: <https://rais.ornl.gov/documents/tm13391.pdf> (Last accessed: 23.07.2019).

82. Penningroth S. Essentials of toxic chemical risk : science and society. Boca Raton, FL: CRC Press, 2010. 205 p.

83. Suter II G. W., Reinbold K. A., Rose W. H., Chawla M.K. Military ecological risk assessment framework (MERAf) for assessment of risks of military training and testing to natural resources. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, 2002. 143 p. URL: <https://pdfs.semanticscholar.org/7864/64914dea5e5783f474c745fd0a93c4/b4154d.pdf> (Last accessed: 23.07.2019).

84. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Парадигма оцінки екологічного ризику у військовій сфері. *Вісник кременчуцького національного університету*. 2011. № 2 (67), ч.1. С. 131–136.

85. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка впливу військового підрозділу на довкілля у мирний час. Збірка тез доповідей Четвертої Всеукраїнської науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 12–13 квітня 2011). Львів, 2011. 279 с.

86. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка екологічного ризику забруднення довкілля викидами двигунів літаків. Тези доповідей Сьомої наукової конференції *«Новітні технології – для захисту повітряного простору»* (Харків, 13–14 квітня 2011). Харків, 2011. С. 49–50.

87. Орел С. М., Іващенко О. В., Вихтинська Т. Г. Прийняття рішень в галузі екологічної безпеки військ за допомогою програми SADA. Збірка тез доповідей П'ятої Всеукраїнської науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 15–17 травня 2012). Львів, 2012. С. 310–311.

88. Орел С. М., Іващенко О. В. Управління екологічною безпекою військ за допомогою оцінки екологічного ризику. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 14–16 травня 2014). Львів, 2014. С. 236–237.

89. Orel S., Ivaschenko O. Ecological safety management of forces through ecological risk assessment. *Science & Military*. 2014. Vol.9. № 1. P. 42–46.

90. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінка екологічного ризику впливу діяльності Міжнародного центру миротворчості та безпеки на тваринний світ. Збірник матеріалів III Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 17–19 вересня 2014). Львів, 2014. 40 с.

91. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on humans through a probabilistic ecological risk assessment. Example of a former missile base. *Journal of Defence Resources Management*. 2015. Vol.6. № 2. P. 109–115.

92. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on environment using two-dimensional Monte Carlo method. *Science & Military*. 2015. Vol.10. № 2. P. 12–17.

93. Орел С. М., Іващенко О. В. Аспекти підготовки військ в галузі екологічної безпеки (на прикладі армії США). Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 18–20 травня 2016). Львів, 2016. 302 с.

94. Орел С. М., Іващенко О. В. Основні напрями діяльності в галузі екологічної безпеки Збройних Сил України. Збірник тез доповідей Міжнародної наукової конференції «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (Львів, 16–18 червня 2016). Львів, 2016. С.163–165.

95. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінювання впливу забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет на здоров'я людини та довкілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. № 26.3. С. 287–293.

96. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу забруднювачів на елементи довкілля. Збірник матеріалів 4-го міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 21–23 червня 2016). Львів, 2016. 43 с.

97. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу військової діяльності на довкілля при управлінні екологічною безпекою військ. Збірка тез доповідей XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 01–03 червня 2017). Кременчук, 2017. 45 с.

98. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапний підхід до оцінки екологічного ризику. Тези доповідей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки», (Кременчук, 11–13 травня 2018). Кременчук, 2018. 119 с.

99. Іващенко О. В. Оцінка ризику перебування військовослужбовців на загальновійськовому полігоні Збройних Сил України. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2014. № 2. С. 134–141.

100. Іващенко О. В. Війна як причина можливих екологічних катастроф Донбасу. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ». (Львів, 11–12 травня 2017). Львів, 2017. С. 266–267.

101. Іващенко О. В. Застосування довкілля як інструменту війни. Збірка тез доповідей Міжнародної наукової конференції "Людина і техніка у визначних битвах світових воєн ХХ століття". (Львів, 15–17 травня 2017). Львів, 2017, С. 71–73.

102. Орел С. М., Мальований М. С. До питання вибору об'єктів турботи при оцінці ризику впливу військової діяльності на довкілля. Збірник наукових статей «III-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю

(*Екологія /Ecology – 2011*)» (Львів, 21–24 вересня 2011). т.1. Вінниця, 2011. С. 5–8.

103. Contaminated Land. Problems and Solutions / ed. by T.Cairney and D.M.Hobson. London: E&FN Spon, 1998. 369 p.

104. Efroymsen R., Jager H., Dale V., Westervelt J. A framework for developing management goals for species at risk with examples from military installations in the United States. *Environmental Management*. 2009. Vol.44. P. 1163–1179.

105. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes / R. B. Jackson et al. *Oecologia*. 1996. Vol.108. P. 489–511.

106. DERR–00–RR–031. Guidance for conducting ecological risk assessments. Columbus, Ohio, 2018. P. 129. URL: <https://www.epa.ohio.gov/portals/30/rules/RR-031.pdf> (Last accessed: 21.01.2020).

107. Sample B. E., Suter II G. W., Beauchamp J. J., Efroymsen R. A. Literature-derived bioaccumulation models for earthworms: development and validation. *Environmental toxicology and chemistry*. 1999. Vol.18. P. 2110–2120.

108. Risk assessment guidance for site investigations and remediation. Santa Fe, N.M., 2019. URL: https://www.env.nm.gov/wp-content/uploads/sites/12/2016/11/Final-NMED-SSG-VOL-I_-Rev.2-6_19_19.pdf (Last accessed: 21.02.2020).

109. Conducting ecological risk assessments at remediation sites in Texas. Austin, TX: TCEQ, 2018. URL: https://www.tceq.texas.gov/assets/public/comm_exec/pubs/rg/rg-263.pdf (Last accessed: 21.01.2020).

110. FCSAP Ecological risk assessment guidance. Module 2: Selection or Development of site-specific toxicity reference values. Vancouver, BC: Azimuth Consulting Group, 2010. P. 38. URL: https://www.canada.ca/content/dam/eccc/migration/fcs-/scf/B15E990A-C0A8-4780-9124-07650F3A68EA/13-049/-20EC-/20ERA-20Module-202_ENG.PDF (Last accessed: 21.02.2020).

111. Гранично допустимі концентрації \ГДК\ та орієнтовні безпечні рівні діяння \ОБРД\ забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених місць. Київ, 2017. URL: <https://www.mcl.kiev.ua/wp-content/uploads/2017/10/OBRV-2017.pdf> (дата звернення: 15.12.2019).

112. СанПиН 4630–88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/v463/0400-88> (дата звернення: 03.03.2019).

113. Про затвердження списків і введення в дію гігієнічних регламентів (ГДК та ОБРВ) у повітрі робочої зони, атмосферному повітрі населених місць та (ОДР) у воді водоймищ. URL: http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/ST000809.html (дата звернення: 03.03.2019).

114. ГН 6229-91. Перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно допустимых количеств (ОДК) химических веществ в почве. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293852/4293852441.htm> (дата звернення: 11.03.2018).

115. Guidance for Ecological Risk Assessment: Levels I, II, III, IV. Oregon DEQ: Portland, OR, 1998. URL: <https://www.oregon.gov/deq/FilterDocs/GuidanceEcologicalRisk.pdf> (Last accessed: 15.04.2019).

116. Sample B. E., Opresko D.M., Suter II G. W. ES/ER/TM-86/R3. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Oak Ridge, TN: ORNL, 1996. URL: <https://rais.ornl.gov/documents/tm86r3.pdf> (Last accessed: 10.03.2020).

117. California environmental protection agency, wildlife exposure factor and toxicity database URL: <https://oehha.ca.gov/ecotoxicology/general-info/calecotox/-database> (Last accessed: 10.03.2020).

118. Кучинська І., Любинець І., Стельмах С., Загультський М. Охорона біорізноманіття Яворівського національного природного парку в контексті створення міжнародного біосферного резервату «Розточчя». *Заповідна справа в Україні*. 2005. Т. 11. № 2. С. 53–61.

119. Парникоза И. К., Годлевская Е. В., Шевченко М. С., Иноземцева Д. Н. Охранные категории фауны Украины / под ред. Загороднюка И. В. Киев: Киевский эколого-культурный центр, 2005. 60 с.

120. Фауна України: в 40 т. Т. 5. Хижі птахи. Вип. 2 / В.М. Зубаровський. Київ: Наукова думка, 1977. 338 с.

121. Підлісна М. С. Оцінка екологічного стану Яворівського полігону та вимоги з охорони довкілля при проведенні військових навчань. Львів: ВІНУ "ЛП", 1997. 31 с.

122. Маненко А. К., Степанов О. К., Хоп'як Н. А., Ткаченко Г. М. Екологічний та гігієнічний огляд зон об'єкту Яворівського загального військового полігону I категорії сухопутних військ збройних сил України. *Гігієна населених місць*. 2009. № 54. С. 40–47.

123. Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments. Portland, Oreg.: DEQ, 1998. 158 p.

124. Cullen, Alison C., Frey, Christopher H. Probabilistic techniques in exposure assessment. A handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs. New York, NY: Plenum, 1999. 335 p.

125. Славутский Л. А. Основы регистрации данных и планирования эксперимента. Чебоксары: ЧГУ, 2006. 200 с.

126. Шеннон Р. Имитационное моделирование систем: искусство и наука. Москва: Мир, 1978. 420 с.

127. EPA 540-R-02-002. Risk assessment guidance for superfund: process for conducting probabilistic risk assessment. Vol. III. P. A. Washington, DC, 2001. URL: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf (Last accessed: 10.03.2020).

128. EPA/630/R-97/001. Guiding principles for Monte Carlo Analysis. Washington, DC, 1997. URL: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/montecar.pdf> (Last accessed: 10.03.2020).

129. EPA 540-R-02-002. Risk assessment guidance for superfund: Vol. III. P. A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Appendix G. Office of Emergency and Remedial Response U.S., EPA, Washington, DC, 2001. URL: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf (Last accessed: 10.03.2020).

130. Орел С. М., Мальований М. С. Імовірнісна оцінка ризику для населення, що вживає питну воду після аварії на складі боєприпасів. *Екологічна безпека*. 2012. № 2. С. 46–51.

131. Орел С. М., Мальований М. С. Імовірнісна оцінка ризику для населення, що вживає питну воду після аварії на складі боєприпасів за допомогою двовимірного методу Монте-Карло. *Екологічна безпека*. 2013. № 1. С. 54–58.

132. Species sensitivity distributions in ecotoxicology / Ed. by Leo Posthuma, Glenn W. Suter II, and Theo P. Traas. Boca Raton, FL: CRC Press LLC, 2002. 576 p.

133. Frey H. C., Patil S. R. Identification and review of sensitivity analysis methods. *Risk analysis*. 2002. Vol.22. P. 553–578.

134. Metals environmental risk assessment guidance. ICMM, 2016. URL: <https://www.icmm.com/merag> (Last accessed: 09.09.2019).

135. EPA/600/R-93/187. Wildlife exposure factors handbook, V.1. Washington, 1993. URL: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=2799> (Last accessed: 12.11.2019).

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

137. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапна оцінка ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2018. № 2. С. 61–72.

138. Orel S., Ivaschenko O., Malyovanyu M. Assessment of the influence of military activity on the environment at the international peacekeeping and security center through the evaluation of environmental risk. *Environmental problems*. 2018. Vol.3. № 2. P. 129–132.

139. Іващенко О. В. Методи оцінки впливу військової діяльності на навколишнє середовище. Збірник тез доповідей Міжнародної науково-технічної

конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»*. (Львів, 14–15 травня 2015). Львів, 2015, с.189.

Додаток А

Стандартні формули для розрахунку поступлення хімічних речовин в організм біоти

Таблиця А.1 – Розрахунок добових доз при споживанні рослинної їжі твариною

$I = C_p \cdot IR_f \cdot P_F \cdot AUF \cdot TUF / BW$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження, мг/(кг·добу)	–
C_p	Концентрація речовини у рослинній їжі, мг/кг	Визначається експериментально, або $C_p = UF_p \cdot C_s$
UF_p	Фактор біоаккумуляції речовини рослиною із ґрунту, кг/кг	Таблиця 2
C_s	Концентрація речовини у ґрунті, мг/кг	Визначається експериментально
IR_f	Споживання їжі твариною, кг(сухої маси)/добу	$IR_f = 0,0582BW^{0,651}$ для птахів $IR_f = 0,0687BW^{0,822}$ для ссавців [135]
P_F	Частка (по масі) споживання рослинної їжі у загальному раціоні тварини, кг/кг	Орієнтовні значення [106]
AUF	Фактор використання площі, га/ га	$AUF = A/HR$
A	Забруднена територія, га	Визначається експериментально
HR	Територія, на якій проживає тварина, га	Орієнтовні значення [106], або $HR = 2,05BW^{1,02}$ для тварин, що споживають рослини; $HR = 15,87BW^{1,12}$ для всеїдних тварин $HR = 52,07BW^{1,20}$ для хижих тварин [102]
TUF	Фактор часу, діб/діб	$TUF = ED/AT$
ED	Тривалість перебування тварини на забрудненій території, діб	Визначається експериментально
AT	Період усереднення експозиції, діб	Сезон, пора року, тривалість життя
BW	Маса тіла, кг	Орієнтовні значення [106]

Таблиця А.2 – Розрахунок фактору біоаккумуляції речовини рослиною із ґрунту

Для органічних речовин	
$UF_p = 10^{1,588-0,578\log K_{ow}}$	
кг сухої маси/кг сухої маси ґрунту [108]	
Для неорганічних речовин [79]	
Речовина	кг сухої маси/кг сухого ґрунту
Алюміній	0,004
Барій	0,15
Берилій	0,01
Кадмій	0,364
Миш'як	0,036
Мідь	0,4
Нікель	0,032
Ртуті метил	0,137
Ртуті хлорид	0,0375
Свинець	0,045
Селен	0,016
Срібло	0,4
Сурма	0,2
Талій	0,004
Хром (загальний)	0,0075

Примітка: K_{ow} – коефіцієнт розподілу октанол-вода [109, 81];
 для неорганічних речовин, що не увійшли до [109] значення UF_p допускається визначати як середньоарифметичне значень речовин, що увійшли у таблицю, тобто $UF_p = 0,123$.

Таблиця А.3 – Розрахунок добових доз при споживанні ґрунтових організмів твариною

$I = C_o \cdot IR_f \cdot A_F \cdot AUF \cdot TUF / BW$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження, мг/(кг·добу)	–
C_o	Концентрація речовини в ґрунтовому організмі, мг/кг (сухої маси)	Визначається експериментально, або $C_o = C_s \cdot UF_s$
C_s	Концентрація речовини в ґрунті, мг/кг	Визначається експериментально
UF_s	Фактор біоаккумуляції речовини ґрунтовими організмами із ґрунту, кг/кг	Таблиця 4
IR_f	Споживання їжі твариною, кг(сухої маси)/добу	Таблиця 1
A_F	Частка (по масі) споживання ґрунтових організмів у загальному раціоні тварини, кг/кг	[106, 110,120]
AUF	Фактор використання площі, га/ га	Таблиця 1
TUF	Фактор часу, діб/діб	Таблиця 1
BW	Маса тіла, кг	[106, 110,120]

Таблиця А.4 – Фактор біоаккумуляції речовини ґрунтовими організмами із ґрунту

Для органічних речовин	
$UF_s = 10^{-1,146+0,819 \log K_{ow}}$ кг сухої маси/кг сухої маси ґрунту [34]	
Для неорганічних речовин [72]	
Речовина	кг живої маси/кг сухого ґрунту
Кадмій	0,96
Миш'як	0,11
Мідь	0,04
Нікель	0,02
Ртуті метил	8,5
Ртуті хлорид	0,04
Хром (загальний)	0,01

Примітка: K_{ow} – коефіцієнт розподілу октанол-вода [109, 81]; для неорганічних речовин, що не увійшли до таблиці 4 значення UF_s допускається визначати як

середньоарифметичне значень речовин, що увійшли у таблицю, тобто $UF_s = 0,22$ [72]; вміст води в тканинах ґрунтових організмів становить $\sim 83\%$.

Таблиця А.5 – Розрахунок добових доз при споживанні риби твариною

$I = C_f \cdot IR_f \cdot A_F \cdot AUF \cdot TUF / BW$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження, мг/(кг·добу)	–
C_f	Концентрація речовини у рибі, мг/кг (сухої маси)	Визначається експериментально, або $C_f = C_w \cdot UF_w$
C_w	Концентрація речовини у воді, мг/л	Визначається експериментально
UF_w	Фактор біоаккумуляції речовини рибою із води, л/кг	Таблиця 6
IR_f	Споживання їжі твариною, кг(сухої маси)/добу	Таблиця 1
A_F	Частка (по масі) споживання риби у загальному раціоні тварини, кг/кг	[106, 110,120]
AUF	Фактор використання площі, га/ га	Таблиця 1
TUF	Фактор часу, діб/діб	Таблиця 1
BW	Маса тіла, кг	[106, 110,120]

Таблиця А.6 – Фактор біоаккумуляції речовини рибою із води

Для органічних речовин	
$UF_w = 10^{-0,23+0,76 \log K_{ow}}$	
кг сухої маси/л води [34]	
Для неорганічних речовин [72]	
Речовина	кг живої маси/кг рідини
1	2
Алюміній	2,7
Берилій	62
Кадмій	907
Миш'як	114
Мідь	710
Нікель	78
Ртуті метил	11168
Ртуті хлорид	3530
Свинець	0,09

1	2
Селен	129
Срібло	88
Сурма	40
Талій	10000
Хром (загальний)	19
Цинк	2059

Примітка: K_{ow} – коефіцієнт розподілу октанол-вода [106, 110,120];
 для неорганічних речовин, що не увійшли до таблиці 6 значення UF_w
 допускається визначати як середньоарифметичне значень речовин, що увійшли у
 таблицю, тобто $UF_w = 633$ [79];
 вміст води в тканинах риби ~ 80%.

Таблиця А.7 – Розрахунок добових доз при споживанні м'яса твариною

$I = C_m \cdot IR_f \cdot A_F \cdot AUF \cdot TUF / BW$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження, мг/(кг·добу)	–
C_m	Концентрація речовини у м'ясі, мг/кг (сухої маси)	Визначається експериментально, або $C_m = C_e \cdot UF_e$
C_e	Концентрація речовини у їжі, що споживала істота, чиє м'ясо тепер споживає тварина, мг/кг	Визначається експериментально, або для рослинної їжі розрахунковим шляхом (таблиця1)
UF_e	Фактор біоаккумуляції речовини істотою із їжі, кг/кг	[106]
IR_f	Споживання їжі твариною, кг(сухої маси)/добу	Таблиця 1
A_F	Частка (по масі) споживання м'яса у загальному раціоні тварини, кг/кг	[106, 110,120]
AUF	Фактор використання площі, га/ га	Таблиця 1
TUF	Фактор часу, діб/діб	Таблиця 1
BW	Маса тіла, кг	[106, 110,120]

Таблиця А.8 – Фактор біоаккумуляції речовини із їжі істотою, чиє м'ясо споживає тварина

Для органічних речовин $UF_s = 10^{-7.6 + \log K_{ow}}$ кг їжі/кг м'яса (сухої маси) [106]			
Для неорганічних речовин (осереднені дані для деяких істот [79])			
Речовина	кг їжі/кг м'яса (сухої маси) при споживанні істотою		
	трави	води	грунту
Барій	$8,36 \cdot 10^{-05}$	$2,06 \cdot 10^{-05}$	$7,51 \cdot 10^{-07}$
Берилій	$5,57 \cdot 10^{-04}$	$1,37 \cdot 10^{-04}$	$4,99 \cdot 10^{-06}$
Кадмій	$2,17 \cdot 10^{-02}$	$7,45 \cdot 10^{-03}$	$4,76 \cdot 10^{-04}$
Миш'як	$1,07 \cdot 10^{-03}$	$2,75 \cdot 10^{-04}$	$1,00 \cdot 10^{-05}$
Нікель	$3,34 \cdot 10^{-03}$	$8,23 \cdot 10^{-04}$	$2,99 \cdot 10^{-05}$
Ртуті метил	$8,62 \cdot 10^{-04}$	$3,14 \cdot 10^{-04}$	$1,74 \cdot 10^{-05}$
Ртуті хлорид	$6,31 \cdot 10^{-03}$	$1,97 \cdot 10^{-03}$	$1,17 \cdot 10^{-04}$
Свинець	$1,56 \cdot 10^{-04}$	$4,12 \cdot 10^{-05}$	$1,50 \cdot 10^{-06}$
Селен	$2,32 \cdot 10^{-01}$	$9,36 \cdot 10^{-02}$	$4,85 \cdot 10^{-03}$
Срібло	$1,67 \cdot 10^{-03}$	$4,12 \cdot 10^{-04}$	$1,50 \cdot 10^{-05}$
Сурма	$5,57 \cdot 10^{-04}$	$1,37 \cdot 10^{-04}$	$4,99 \cdot 10^{-06}$
Талій	$2,23 \cdot 10^{-02}$	$5,48 \cdot 10^{-03}$	$2,00 \cdot 10^{-04}$
Хром +VI	$3,06 \cdot 10^{-03}$	$7,55 \cdot 10^{-04}$	$2,75 \cdot 10^{-05}$
Цинк	$1,58 \cdot 10^{-03}$	$7,45 \cdot 10^{-03}$	$3,96 \cdot 10^{-05}$

Примітка: K_{ow} – коефіцієнт розподілу октанол-вода [106, 110,120]; для неорганічних речовин, що не увійшли до [106] значення UF_s допускається визначати як середньоарифметичне значень речовин, що увійшли у таблицю [79].

Таблиця А.9 – Розрахунок добових доз при споживанні води твариною

$I = C_w \cdot IR_w \cdot TUF / BW$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження, мг/(кг·добу)	–
C_w	Концентрація речовини у воді, мг/л	Визначається експериментально
IR_w	Споживання води твариною, л/добу	$IR_f = 0,059BW^{0,67}$ для птахів $IR_f = 0,099BW^{0,90}$ для ссавців [135]
TUF	Фактор часу, діб/діб	Таблиця 1
BW	Маса тіла, кг	[106, 110,120]

Таблиця А.10 – Розрахунок добових доз при споживанні ґрунту твариною

$I = C_s \cdot IR_f \cdot S_F \cdot AUF \cdot TUF / BW$		
Параметр	Характеристика	Стандартне значення
I	Величина надходження. мг/(кг·добу)	–
C_s	Концентрація речовини в ґрунті, мг/кг	Визначається експериментально
IR_f	Споживання їжі твариною. кг(сухої маси)/добу	Таблиця 1
S_F	Частка (по масі) споживання ґрунту у загальному раціоні тварини, кг/кг	[106, 110,120]
AUF	Фактор використання площі, га/ га	Таблиця 1
TUF	Фактор часу, діб/діб	Таблиця 1
BW	Маса тіла, кг	[106, 110,120]

Додаток Б

Референтні дози і концентрації поступлення хімічних речовин в організм біоти

Таблиця Б.1 – Значення референтної величини токсичності (*TRV*) (референтної концентрації) для рослин, безхребетних, риб, птахів та ссавців, експонованих ґрунтами та водою поверхневих водоймищ

Речовини	CAS No.	Ґрунти (мг/кг)				Вода (мг/л)		
		Наземні рецептори				Водні рецептори		
		Рослини	Безхребетні	Птахи	Ссавці	Риби	Птахи	Ссавці
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Неорганічні								
Алюміній	7429-90-5	50	600	450	107	0,087	797	8
Барій і його сполуки	7440-39-3	500	3000	85	638	0,004	150	39
Берилій і його сполуки	7440-41-7	10			83	0,0053		5
Бор	7440-42-8	0,5	20	120	3500	0,0016	209	213
Бром		10						
Ванадій	7440-62-2	2		47	25	0,020	82	1,6
Вісмут		20						
Вольфрам			400					
Залізо		10	200			1,000		
Йод		4						
Кадмій і його сполуки	7440-43-9	4	20	6	125	0,0022	10	8
Калій						53		
Кальцій						116		
Кобальт	7440-48-4	20	1000		150	0,023		9
Лантан			50					

Продовження таблиці Б.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Літій	7439-93-2	2	10		1175	0,014		72
Магній						82		
Марганець і його сполуки	7439-96-5	500	100	4125	11000	0,120	7242	676
Миш'як (III, V)	7440-38-2	10	60	10	29	0,150	18	6
Мідь і її сполуки	7440-50-8	100	50	190	390	0,009	341	53
Молібден	7439-98-7	2	200	15	14	0,370	25	1
Натрій						680		
Нікель	7440-02-0	30	200	320	625	0,0521	562	38
Ніобій					9			0,6
Олово (неорганічне)		50	2000			0,073		
Ртуть (загальна, елементарна)	7439-97-6	0,3	0,1	1,5	73	0,00077	3,3	10
Ртуть (метил)	22967-92-6	0,0002		0,025	4		0,05	0,25
Свинець	7439-92-1	50	500	16	4000	0,0025	28	323
Селен	7782-49-2	1	70	2	25	0,005	3,6	1,5
Срібло і його сполуки	7440-22-4	2	50			0,00012		
Стронцій	7440-24-6				32875	1,500		2001
Сурма і її сполуки	7440-36-0	5			15	1,6		1
Талій		1			1	0,040		0,06
Телур		2						
Технецій		0,2						
Титан			1000					
Уран	7440-61-1	5		65	170	0,0026	116	12
Фтор (розчинні фториди)	7782-41-4	200	30	32	2285		57	317

Закінчення таблиці Б.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Хром III		1	0,4	4	$3,4 \times 10^5$	0,074	7,2	$2,1 \times 10^4$
Хром VI	7440-47-3				410	0,011		25
Ціаніди						0,0052		
Цинк	7440-66-6	50	200	60	20000	0,120	105	1230
Цирконій					97	0,017		7
Органічні								
Аміак	7664-41-7					0,017		
Анілін	62-53-3	200						
Антрацен	120-12-7					0,013		
Ацетон	67-64-1				1250	1,500		76
Бенз(а)пірен	50-32-8				125	0,000014		8
Бензол	71-43-2				3300	0,13		200
Гептахлор	76-44-8				15	$3,8 \times 10^{-6}$		2
1,3- Діхлорбензол	541-73-1					0,071		
2,4-Діметифенол	105-67-9	20				0,042		
Етанол					4000			245
Метанол	67-56-1				6250			384
Нафталін	91-20-3	10			3900	0,620		284
Нітробензол	98-95-3	8	40			0,54		
Сірковуглець	75-15-0					0,00092		
Стирол	100-42-5	300						
Толуол	108-88-3	200			1440	0,0098		104
Фенол	108-95-2	70	30			0,110		
Хлороформ	67-66-3				1875	1,24		115

Додаток В

Відомості про впровадження та випробування основних результатів дисертаційної роботи

ЗАТВЕРДЖУЮ

Перший заступник начальника
Головного управління підготовки
Збройних Сил України
полковник

І.ПОДОЛЯН

“ 22 ” серпня 2019 року

АКТ

про використання наукових результатів дисертаційної роботи Іващенко О.В.

Даний акт підтверджує факт використання наукових результатів Іващенко О.В. під час заходів оперативної підготовки в органах військового управління Збройних Сил України, що були одержані ним в процесі роботи над дисертаційним дослідженням на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук зі спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека», метою роботи якої є проведення оцінки впливу військової діяльності на довкілля та людину, використовуючи концепцію екологічного ризику.

Методика комплексного використання положень системного аналізу і теорії ризиків є результатом теоретичних та практичних досліджень, які застосовувалися згідно з науково-технічною програмою Міністерства оборони України за держбюджетною темою «Удосконалення системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України», №ДР 0101U001896.

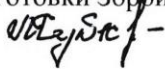
Іващенко О.В. удосконалено систему прийняття рішень відносно мінімізації витрат на оцінку негативного впливу на довкілля шляхом поетапного підходу до оцінки екологічного ризику.

Запропонована Іващенко О.В. детермінована та імовірнісна оцінка екологічного ризику дозволяє врахувати невизначеності притаманні вихідним величинам при оцінці ризику щодо дозволить підвищить точність її оцінки.

Економічний ефект від впровадження оцінки впливу військової діяльності за допомогою концепції екологічного ризику не підраховувався.

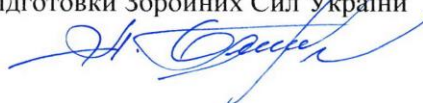
Даний акт не є підставою для фінансових розрахунків.

ТВО начальника управління підготовки персоналу
Головного управління підготовки Збройних Сил України
полковник



М.ГУБКО

Заступник начальника відділу супроводження підготовки у
ВВНЗ (ВНП ВНЗ) управління підготовки персоналу
Головного управління підготовки Збройних Сил України
полковник



А.БЕСТЮК

Продовження додатку В

ЗАТВЕРДЖУЮ
 Начальник управління військової частини А2667
 кандидат технічних наук
 полковник  Т. КУХАРСЬКИЙ
 "12" грудня 2019 року



Акт
 про реалізацію результатів дисертаційної роботи
 підполковника Іващенко О.В.

Комісія у складі: голови комісії – заступника начальника управління, кандидата технічних наук, полковника Подліпаєва В.О. та членів комісії: заступника начальника управління, кандидата технічних наук, підполковника Шумейка В.О., заступника начальника управління, полковника Мартинюка С.В. констатує, що основні результати дисертаційної роботи підполковника Іващенко О.В., а саме:

оцінка впливу військової діяльності на довкілля та людину, використовуючи концепцію екологічного ризику;

шляхи оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення;

систему прийняття рішень відносно мінімізації витрат на оцінку негативного впливу на довкілля шляхом поетапного підходу до оцінки екологічного ризику.

У результаті реалізації наукових результатів, отриманих підполковником Іващенко О. В., вдалося підвищити точність оцінювання ступеня небезпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення на 10-15%.

Економічний ефект від впровадження не розраховувався у зв'язку з науковим призначенням результатів.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду та не є основою для виплати винагороди за впровадження та інших авторських винагород.

Голова комісії: кандидат технічних наук
 полковник

В.ПОДЛІПАЄВ

Члени комісії: кандидат технічних наук
 підполковник

В.ШУМЕЙКО

полковник

С.МАРТИНЮК



Продовження додатку В

ЗАТВЕРДЖУЮ

Заступник начальника Національної академії
сухопутних військ імені гетьмана Петра
Сагайдачного з навчальної роботи

полковник

" 18 "

О. КРАСЮК

20 12 р.

АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
Іващенко Олексія Віталійовича на тему: " Оцінка екологічної небезпеки від
хімічного впливу військової діяльності на довкілля " у освітній процес
Національної академії сухопутних військ імені гетьмана Петра Сагайдачного,
поданої на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук зі
спеціальності 21.06.01 "Екологічна безпека"

Комісією у складі: голови – начальника кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення полковника ДУРАЧА В.М. та членів комісії: професора кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення, к.в.н., доц., підполковника ЗАДЕРІЄНКА С.І., старшого викладача кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення, к.е.н., підполковника НЕУРОВА І.В., доцента кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення, к.т.н., с.н.с., працівника ЗС України ОРЛА С.М., складено цей акт про те, що оцінка впливу військової діяльності на навколишнє природне середовище та людину за допомогою концепції екологічного ризику, що є основним результатом дисертаційного дослідження Іващенко Олексія Віталійовича, була розглянута на засіданні кафедри та отримала позитивну оцінку.

Методика поетапної оцінки екологічного ризику може бути використана для мінімізації витрат на оцінку негативного впливу військової діяльності на довкілля та людину.

Матеріали дисертаційного дослідження впроваджені в освітній процес при викладанні наступних дисциплін: "Управління повсякденною діяльністю підрозділів (у т. ч. охорона державної таємниці, безпека життєдіяльності, основи охорони праці, безпека військової діяльності)". Тема 1. Теоретичні основи безпеки життєдіяльності. Заняття №1. Основні поняття про ризик. Заняття № 2. Управління та нагляд за безпекою життєдіяльності; „Безпека військової діяльності (у т. ч. основи охорони праці)". Заняття № 1. Категорійно-понятійний апарат з безпеки життєдіяльності, таксономія небезпек. Ризик як кількісна оцінка небезпек. Заняття № 2. Управління та нагляд за безпекою життєдіяльності. Ризик - як оцінка небезпеки.

Продовження додатку В

На підставі рішення засідання кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення (протокол № 13 від 28 березня 2019 року) наукові результати проаналізовані, оцінені та впроваджені у систему освітнього процесу Національної академії сухопутних військ імені гетьмана Петра Сагайдачного впродовж 2019-2020 року.

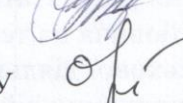
Голова комісії: полковник

 В.ДУРАЧ

Члени комісії: підполковник

 С.ЗАДЕРІЄНКО

підполковник

 І.НЕУРОВ

працівник ЗСУ

 С.ОРЕЛ

Додаток Г

Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Іващенко О. В. Оцінка ризику перебування військовослужбовців на загальновійськовому полігоні Збройних Сил України. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2014. № 2. С. 134–141. *Особистий внесок – проведена оцінка ризику для здоров'я військовослужбовців при дії хімічних речовин, який виникає в результаті військової діяльності на загальновійськовому полігоні.*

2. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапна оцінка ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2018. № 2. С. 61–72. *Особистий внесок – проведені розрахунки ризику можливого ураження людей неканцерогенними та канцерогенними сполуками з використанням одно- і двовимірного методу Монте-Карло.*

3. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М.С Парадигма оцінки екологічного ризику у військовій сфері. *Вісник Кременчуцького нац. ун-ту*. 2011. № 2 (67), ч.1. С. 131–136. *Особистий внесок – розглянуто механізм аналізу екологічного ризику для прийняття рішення по захисту довкілля при проведенні військової діяльності.*

4. Орел С. М., Іващенко О. В. Управління екологічною безпекою військ за допомогою оцінки екологічного ризику. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 14–16 травня 2014). Львів, 2014, С. 236–237. *Особистий внесок – розрахунок екологічного ризику для людей і біоти.*

5. Orel S., Ivaschenko O. Ecological safety management of forces through ecological risk assessment. *Science & Military*. 2014. V.9. №1. P. 42–46. *Особистий*

внесок – проаналізовано управління екологічною безпекою військ через оцінку екологічного ризику.

6. Іващенко О.В. Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу забруднювачів на елементи довкілля. Збірник матеріалів 4-го міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 21–23 вересня 2016). Львів, 2016, 43 с.

7. Орел С. М., Іващенко О. В. Основні напрями діяльності в галузі екологічної безпеки Збройних Сил України. Збірник тез доповідей Міжнародної наукової конференції «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (Львів, 16–18 червня 2016). Львів, 2016, С.163–165. *Особистий внесок – розроблення етапів покращення екологічної безпеки військ.*

8. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М.С Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу військової діяльності на довкілля при управлінні екологічною безпекою військ. Збірка тез доповідей XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 01–03 червня 2017). Кременчук, 2017. 45 с. *Особистий внесок – аналіз імовірнісної оцінки екологічного ризику.*

9. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапний підхід до оцінки екологічного ризику. Тези доповідей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 11-13 травня 2018). Кременчук, 2018. 119 с. *Особистий внесок – розроблені етапи оцінки екологічного ризику.*

10. Orel S., Ivaschenko O., Malyovanyu M. Assessment of the influence of military activity on the environment at the international peacekeeping and security center through the evaluation of environmental risk. *Environmental problems*. 2018. Vol.3. № 2. P. 129–132. *Особистий внесок – проведена оцінка впливу військової діяльності на полігоні сухопутних військ на довкілля.*

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

11. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінка екологічного ризику впливу діяльності Міжнародного центру миротворчості та безпеки на тваринний світ. Збірник матеріалів III Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 17–19 вересня 2014). Львів, 2014. 40 с. *Особистий внесок* – проведена оцінка впливу військової діяльності на полігоні сухопутних військ на довкілля.

12. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on humans through a probabilistic ecological risk assessment. Example of a former missile base. *Journal of Defence Resources Management*. 2015. Vol. 6. № 2. P. 109–115. *Особистий внесок* – проведена оцінка впливу військової діяльності на людину через імовірнісну оцінку екологічного ризику на прикладі колишньої ракетної бази.

13. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on environment using two-dimensional Monte Carlo method. *Science & Military*. 2015. Vol.10. № 2. P. 12–17. *Особистий внесок* – проведена імовірнісна оцінка ризику життєдіяльності населення, що проживає поблизу території, на якій проводилась військова діяльність.

14. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінювання впливу забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет на здоров'я людини та довкілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. № 26.3. С. 287–293. *Особистий внесок* – проведена оцінка впливу на довкілля та людину, як канцерогенних так і неканцерогенних сполук важких металів.

Які додатково відображають наукові результати дисертації:

15. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка екологічного ризику забруднення довкілля викидами двигунів літаків. Тези доповідей Сьомої наукової конференції «Новітні технології – для захисту повітряного простору» (Харків, 13–14 квітня 2011). Харків, 2011. С. 49–50. *Особистий внесок* – проведений розрахунок допустимого ризику.

16. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка впливу військового підрозділу на довкілля у мирний час. Збірка тез доповідей Четвертої Всеукраїнської науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 12–13 квітня 2011). Львів, 2011. 279 с. *Особистий внесок – проведений розрахунок екологічного ризику.*

17. Орел С. М., Іващенко О. В., Вихтинська Т. Г. Прийняття рішень в галузі екологічної безпеки військ за допомогою програми SADA. Збірка тез доповідей П'ятої Всеукраїнської науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 15–17 травня 2012). Львів, 2012. С. 310–311. *Особистий внесок – розроблений порядок застосування програмного забезпечення для прийняття управлінських рішень з екологічної безпеки військ.*

18. Іващенко О. В. Методи оцінки впливу військової діяльності на навколишнє середовище. Збірник тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 14–15 травня 2015). Львів, 2015. 189 с.

19. Орел С. М., Іващенко О. В. Аспекти підготовки військ в галузі екологічної безпеки (на прикладі армії США). Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 18–20 травня 2016). Львів, 2016. 302 с. *Особистий внесок – аналіз підготовки військ з екологічної безпеки.*

20. Іващенко О. В. Війна як причина можливих екологічних катастроф Донбасу. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції *«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ»* (Львів, 11–12 травня 2017). Львів, 2017. С. 266–267.