

УДК 504.53:631.4:623.451

DOI <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2026.148.1.43>

## РИЗИК-ОРІЄНТОВАНИЙ ПІДХІД ДО ВИЗНАЧЕННЯ ПОРОГОВИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ВИБУХОВИХ РЕЧОВИН У ҐРУНТАХ (НА ПРИКЛАДІ 2,4,6-ТРИНІТРОТОЛУЕНУ) ТА МОЖЛИВОСТІ ЙОГО ЗАСТОСУВАННЯ В УКРАЇНІ

**Дудар В.В.** – аспірант кафедри екології, хімії та хімічної технології,  
Національний університет «Київський авіаційний інститут»  
[orcid.org/0009-0006-9677-9531](https://orcid.org/0009-0006-9677-9531)

У статті розглянуто можливість застосування ризик-орієнтованого підходу до визначення граничних (порогових) концентрацій вибухових речовин у ґрунтах у контексті масштабного забруднення території України в наслідок ведення військових (бойових) бойових дій. Показано, що у більшості держав світу відсутні універсальні нормативні значення для вибухових речовин у ґрунтах, а оцінка екологічних ризиків здійснюється шляхом адаптації міжнародних методик, насамперед підходів Агентства з охорони навколишнього середовища США (United States Environmental Protection Agency, USEPA). Найбільш поширеним інструментом у цій сфері є система Regional Screening Levels (RSL), що базується на ризик-орієнтованій методології та враховує різні сценарії землекористування і основні шляхи експозиції людини.

У роботі наведено приклад застосування цього підходу шляхом покрокового розрахунку скринінгового рівня для 2,4,6-тринітротолуену (тротилу), який використано як демонстраційний приклад однієї з найбільш поширених вибухових речовин, що виявляються у ґрунтах територій, забруднених вибухонебезпечними предметами. Розрахунок виконано на основі стандартних параметрів експозиції та токсикологічних показників USEPA. Отримане узагальнене значення для житлового сценарію становить близько 21 мг/кг і відповідає порядку величин, наведених у системі RSL.

Показано, що ризик-орієнтована розрахункова методологія може використовуватися як універсальна основа для визначення орієнтованих порогових концентрацій різних вибухових речовин. Водночас її пряме застосування в Україні потребує адаптації з урахуванням специфіки сільськогосподарського землекористування та можливих шляхів надходження забруднювачів у харчовий ланцюг.

**Ключові слова:** вибухові речовини; забруднення ґрунтів; екологічні ризики; ризик-орієнтований підхід; забруднення довкілля в наслідок бойових дій; оцінка екологічних ризиків; вибухонебезпечні предмети.

### **Dudar Vladyslav, Risk-based approach to determining threshold concentrations of explosive substances in soils (using 2,4,6-trinitrotoluene as an example) and the possibilities of its application in Ukraine**

The article examines the possibility of applying a risk-based approach to determining limit (threshold) concentrations of explosive substances in soils in the context of large-scale contamination of the territory of Ukraine resulting from military (combat) activities. It is shown that in most countries of the world there are no universal regulatory values for explosive substances in soils, and environmental risk assessment is carried out through the adaptation of international methodologies, primarily the approaches of the United States Environmental Protection Agency (USEPA). One of the most widely used tools in this field is the Regional Screening Levels (RSL) system, which is based on a risk-oriented methodology and takes into account different land-use scenarios and the main pathways of human exposure.

The paper presents an example of applying this approach through a step-by-step calculation of a screening level for 2,4,6-trinitrotoluene (TNT), which is used as a demonstrative example



© Дудра В.В., 2026

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

*of one of the most common explosive substances detected in soils of areas contaminated with explosive remnants of war. The calculation was carried out on the basis of standard exposure parameters and toxicological indicators developed by USEPA. The obtained generalized value for the residential scenario is approximately 21 mg/kg and corresponds to the order of magnitude presented in the RSL system.*

*It is shown that the risk-based computational methodology can be used as a universal basis for determining indicative threshold concentrations of various explosive substances. At the same time, its direct application in Ukraine requires adaptation taking into account the specifics of agricultural land use and possible pathways of contaminant transfer into the food chain.*

**Key words:** *explosive substances; soil contamination; environmental risks; risk-based approach; military (combat) environmental contamination; environmental risk assessment; explosive remnants of war.*

**Актуальність теми дослідження.** Повномасштабне вторгнення російської федерації в Україну стало найбільшою та найсмертоноснішою війною в Європі з часів Другої світової війни. Унаслідок збройної агресії територія України перетворилася на одну з найбільш забруднених вибухонебезпечними предметами (ВНП) держав у світі. За оцінками Секретаріату Національного органу з питань протимінної діяльності, площа імовірно забруднених територій становить близько 137 тис. км<sup>2</sup>, що є співставним із площею Греції.

Під час детонації різних типів боєприпасів перетворення вибухових речовин у продукти вибуху не є миттєвим і абсолютно повним. Частина вибухових речовин може залишатися у навколишньому середовищі у вигляді нездетонованих залишків, а також продуктів їх дефлагації та трансформації. Відповідно до міжнародних стандартів з протимінної діяльності, таке забруднення класифікується як залишкове, оскільки воно може становити екологічну та токсикологічну небезпеку навіть після завершення процесу вивільнення земель (land release).

Особлива гострота цієї проблеми зумовлена тим, що практично всі сучасні вибухові речовини (зокрема нітроароматичні сполуки, такі як тротил, або нітраміни, такі як гексоген чи октаген) і вторинні продукти їх розпаду є високотоксичними ксенобіотиками. За рівнем своєї екотоксикологічної небезпеки та характером ураження живих організмів вони фактично співставні з бойовими отруйними речовинами. Не випадково у міжнародній системі класифікації та управління безпековими ризиками їх об'єднано в єдину категорію комплексних загроз CBRNE (Chemical, Biological, Radiological, Nuclear, and Explosives), що підкреслює їхній подвійний характер не лише як джерела фізичної (руйнівної) дії, але й як потужного хімічного забруднювача. Потрапляючи у довкілля, ці сполуки виявляють високу стійкість до біологічного розкладання, здатні мігрувати з ґрунтовими водами та активно транслокуватися у тканини рослин. Це створює пряму загрозу їхньої біоаккумуляції та подальшого безперешкодного переходу в багатоступеневі трофічні ланцюги (за системою “ґрунт – сільськогосподарська культура/тварина – людина”), що загрожує незворотними канцерогенними, мутагенними та системними токсичними наслідками для здоров'я населення.

Основна проблема полягає в тому, що в Україні наразі відсутня комплексна система управління ризиками, пов'язаними із цим специфічним типом хімічного забруднення. Водночас пунктом 12 частини першої статті 1 Закону України “Про протимінну діяльність в Україні” чітко визначено, що протимінна діяльність охоплює заходи, спрямовані, зокрема, на зменшення соціального, економічного та екологічного впливу вибухонебезпечних предметів на життя і діяльність населення.

Варто зазначити, що робота з вивчення проблем залишкового забруднення вже здійснюється як міжнародними та неурядовими, так і державними організаціями.

Операційним планом заходів з реалізації у 2024–2026 роках Національної стратегії протимінної діяльності на період до 2033 року (затвердженим розпорядженням Кабінету Міністрів України від 28 червня 2024 року № 616-р) визначено завдання 10 щодо зменшення впливу забруднення ВНП на навколишнє природне середовище та управління відповідними ризиками. На виконання цих положень (відповідно до пункту 7 протоколу засідання Національного органу з питань протимінної діяльності від 6 червня 2024 року) Міністерство оборони України впроваджує заходи з інструментально-лабораторного контролю земель сільськогосподарського призначення, забруднених вибуховими речовинами, у межах контролю якості розмінування. Водночас профільними міністерствами створено координаційну групу з оцінки відповідних ризиків, одним із практичних результатів роботи якої стало ухвалення постанови Кабінету Міністрів України від 14 липня 2025 року № 844 “Про затвердження Порядку відбору проб ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення, очищених від вибухонебезпечних предметів”. Крім того, проводяться роботи зі створення системи вилучення та консервації забруднених земель.

Разом із тим залишається невирішеним ключовий проблемний аспект, а саме відсутність чітко визначених критеріїв та нормативів оцінки залишкового забруднення вибухонебезпечних предметів, зокрема гранично допустимих концентрацій (ГДК) вибухових речовин у ґрунтах. У результаті наявні методики відбору проб ґрунтів не підкріплені нормативними критеріями для належного оцінювання отриманих результатів (показово, що навіть у російській федерації відповідні нормативи були запроваджені ще у 2021 році). Відсутність таких норм унеможлиблює однозначне визначення ступеня забруднення земельних ділянок та створює правовий вакуум щодо застосування заходів із визначення ступеня придатності земель до господарського використання після завершення протимінної діяльності.

Цей нормативний вакуум генерує не лише екологічні та санітарні, але й суттєві репутаційні та економічні ризики, що може використовуватися як інструмент тиску на нашу державу. Саме на цьому тлі в деяких сучасних публікаціях і медіа-просторі з’являються маніпулятивні твердження про те, що всі без винятку території, які зазнали впливу бойових дій, є апіорі токсичними та повністю непридатними для ведення господарської діяльності (а отже, потребують консервації), а вся вирощена на них сільськогосподарська продукція є небезпечною. Такі твердження є об’єктивно хибними. Рівень і характер залишкового забруднення є вкрай нерівномірним (гетерогенним) і залежить від інтенсивності та типу застосованих боеприпасів на конкретній локації. Для прикладу, понад 37 тис. км<sup>2</sup> території України, де велися бойові дії, наразі визначено як вивільнені землі, або ж за результатами нетехнічного обстеження на них не виявлено будь-яких ознак забруднення ВНП. Проте через відсутність затверджених граничних показників безпечного вмісту вибухових речовин аргументовано та юридично довести зворотне, тобто підтвердити екологічну безпечність очищеної ділянки для сільськогосподарського виробництва надзвичайно важко.

**Постановка проблеми.** Нормування забруднення вибуховими речовинами запроваджене лише в обмеженій кількості держав, що пояснюється специфікою самих цих сполук та умовами їх появи у довкіллі. На відміну від більшості промислових чи сільськогосподарських забруднювачів, вибухові речовини практично не мають природного фонового рівня, оскільки в нормальних умовах їх концентрації повинні дорівнювати нулю. Вони майже не використовуються у цивільній сфері, а їх присутність у ґрунтах і водах, як правило, пов’язана виключно з військовою діяльністю або окремими надзвичайними ситуаціями техногенного характеру.

З огляду на безпрецедентні масштаби, тривалість та інтенсивність бойових дій, запровадження системи нормування забруднення вибуховими речовинами є для України критично необхідним кроком. Однак тут виникає фундаментальна суперечність. Основний акцент проблеми полягає в тому, що чинні в Україні екологічні та санітарні нормативи якості ґрунтів неможливо використати для оцінки наслідків бойових дій. Національна нормативна база історично формувалася для умов мирного часу та орієнтована на контроль традиційних агрохімікатів, пестицидів або промислових забруднювачів. Вона абсолютно не адаптована до специфіки військового впливу і просто не містить затверджених гранично допустимих концентрацій для специфічних полютантів сучасної війни, а саме вибухових речовин та продуктів їх дефлаґації.

Водночас в умовах активної фази війни розробка повноцінних власних нормативів з нуля, побудованих виключно на національній доказовій базі, є об'єктивно неможливою. Формування науково відтворюваних та юридично захищених стандартів вимагає проведення багаторічних експериментів, але цей процес стикається з низкою нездоланих на даному етапі бар'єрів:

1. Безпеківі та територіальні обмеження. Проведення репрезентативних довгострокових польових досліджень просто неба критично ускладнюється мінно-вибуховою загрозою, постійною небезпекою застосування ударних і розвідувальних безпілотних літальних апаратів. Крім того, значний масив найбільш забруднених земель наразі перебуває в зоні активних бойових дій або під тимчасовою окупацією, що унеможливорює безпечний доступ науковців до цих локацій. Навіть військово-навчальні полігони, де відносно у тилу буде наявний даним тип забруднення, матиме обмежений доступ у зв'язку із безпосереднім впливом на національну безпеку держави та необхідності постійної підготовки бойових підрозділів та особового складу.

2. Відсутність фундаментальної бази та фокус вітчизняної науки. В Україні відсутні системні багаторічні токсикологічні та екотоксикологічні дослідження впливу широкого спектра вибухових речовин на специфічні українські ґрунти та агроценози. Більше того, значна частина сучасних вітчизняних досліджень досі зосереджена переважно на проблемах деградації ґрунтів або їх забрудненні важкими металами, яких у вибухонебезпечних предметах (крім спеціальних боєприпасів) фактично відсутні. Ігнорування того факту, що ключовим хімічним агентом від застосування вибухонебезпечних предметів є саме вибухові речовини, свідчить про певне нерозуміння специфіки наслідків сучасних бойових дій у деяких наукових колах.

3. Складність та вартість аналітики. Аналітичні дослідження вибухових речовин є надзвичайно складними та дороговартісними. Вони потребують попередньої ідентифікації типу забруднення з подальшим цільовим аналізом як вихідних сполук, так і продуктів їх трансформації. В Україні відчувається гострий дефіцит спеціалізованої лабораторної інфраструктури, технічно спроможної проводити масовий високоточний скринінг таких сполук у ґрунтах.

4. Гетерогенність військового забруднення. Надзвичайно висока просторово-часова варіабельність забруднення є ще одним обмежувальним фактором. На одній ділянці можуть поєднуватися залишки різних типів штатних боєприпасів, саморобних вибухових пристроїв, використання заводських вибухових сумішей (широко застосовуваних у безпілотних системах), а також постійно утворюватися нові вторинні метаболіти. Це унеможливорює швидке формування єдиних універсальних значень, а поспішна розробка норм призведе до їх надмірного спрощення і неефективності, або ж, навпаки, до невиправданої жорсткості.

Розв'язання проблеми оцінки екологічних ризиків потребує пошуку альтернативних шляхів, зокрема залучення та адаптації вже існуючих міжнародних розрахункових моделей, які здатні компенсувати національний нормативний вакуум в умовах обмеженості проведення повномасштабних досліджень.

**Методика досліджень (Матеріали та методи досліджень).** Практика використання та адаптації зовнішніх нормативів для оцінки забруднення вибуховими речовинами є поширеною серед держав, які не мають власних уніфікованих стандартів у цій сфері або стикаються з таким забрудненням епізодично. Так, Китайська Народна Республіка офіційно застосовує та адаптує методики Агентства з охорони навколишнього середовища США (US EPA) як технічну основу при визначенні цілей рекультивативної та оцінці екологічних ризиків, що закріплено через інституційне співробітництво між US EPA та Міністерством екології та навколишнього середовища КНР. У практиці китайських лабораторій широко використовуються або адаптуються EPA-методи, зокрема для визначення тротилу та гексогену в ґрунтах і воді [1, 282].

Аналогічний підхід застосовується у В'єтнамі, де US EPA з 2014 року бере участь у технічних обмінах з Міністерством природних ресурсів і довкілля (MONRE), сприяючи формуванню екологічного законодавства після наслідків В'єтнамської війни, при цьому паралельно вивчаються й німецькі регуляторні підходи [2, 1-3]. У Великій Британії відсутні загальнонаціональні нормативні значення для вибухових речовин у ґрунтах, проте у випадках їх виявлення застосовуються практично орієнтовані порогові значення та підходи *site-specific risk assessment* із використанням рекомендацій US EPA [3, 10-12].

Аналітичні методи EPA, зокрема Method 8330, широко використовуються в адаптованому вигляді у державних і наукових лабораторіях. Подібна логіка простежується і у Франції, де на момент підготовки цієї роботи відсутні обов'язкові національні граничні концентрації для вибухових речовин у ґрунтах. Управління забрудненими ділянками здійснюється на основі методології BRGM та INERIS із використанням токсикологічних орієнтирів ANSES, при цьому у дослідженнях та оцінках ризику прямо застосовуються довідкові значення US EPA та Health Canada [4, 9-15].

У Малайзії під час розроблення національних рівнів скринінгу забруднених земель також було використано підхід US EPA Regional Screening Levels (RSL) як базу для формування практичної системи управління ризиками. Сукупно наведені приклади свідчать про те, що відсутність власних нормативів для вибухових речовин у багатьох країнах компенсується цілеспрямованим використанням та адаптацією американських і міжнародних методик, що є визнаною та прийнятною практикою в умовах рідкісного, але потенційно небезпечного характеру такого забруднення [5, 6-10, 16-18].

Спираючись на наведений міжнародний досвід, базовою платформою для нашого дослідження та проведення *risk-based* оцінки забруднення сільськогосподарських ґрунтів 2,4,6-тринітролуолом в Україні було обрано виключно методологію US EPA. Оцінка ризиків та обґрунтування нормативних рівнів проводилися у три взаємопов'язані етапи:

**Оцінка методів США:** На цьому етапі було здійснено глибокий теоретичний та методологічний аналіз інструментарію Агентства з охорони довкілля США (US EPA). Основна увага приділялася вивченню принципів формування регіональних скринінгових рівнів (Regional Screening Levels — RSL). Оцінювалися базові алгоритми та концептуальні підходи, які US EPA використовує для визначення безпечних меж токсикантів у ґрунті. Досліджувалися токсикологічні профілі

2,4,6-тринітротолуолу, закладені в американську модель, з метою визначення меж застосовності цієї методики та її потенціалу для використання поза початковим регуляторним полем Сполучених Штатів.

**Розрахунок:** Базуючись на верифікованій методології US EPA, було проведено серію цільових математичних розрахунків. Використовуючи американські формули оцінки ризиків як фундаментальну основу, здійснювалося моделювання допустимих концентрацій ТНТ. Цей етап передбачав підстановку специфічних значень у розрахункові рівняння US EPA для отримання первинних масивів числових даних, які відображають теоретично допустимі межі забруднення ґрунту цією вибуховою речовиною.

**Аналіз:** Отримані в результаті математичного моделювання первинні розрахункові дані підлягали критичному науковому аналізу. Головним завданням цього етапу була перевірка валідності розрахованих показників та оцінка їхньої фактичної придатності для впровадження саме в аграрному секторі. Досліджувалося, наскільки отримані значення корелюють із реальними практиками використання земель сільськогосподарського призначення, враховуючи масштаби вирощування товарних культур, особливості сівозміни та принципи функціонування агропромислового комплексу.

**Адаптація:** Заключний етап дослідження полягав у безпосередній цільовій адаптації американської методології та первинних розрахункових показників до специфічних умов України. Здійснювалося калібрування моделі з урахуванням національних особливостей землекористування та ґрунтово-кліматичних параметрів. Кінцевим результатом цього процесу стало наукове обґрунтування власних, спеціалізованих нормативних рівнів вмісту ТНТ, які є екологічно безпечними, економічно доцільними та практично застосовними для сільськогосподарських земель України в умовах їх повосенного відновлення.

**Результати досліджень.** RSL є скринінговими рівнями, призначеними для первинної оцінки забруднення та визначення необхідності подальшої детальної оцінки ризиків, а не нормативами очищення або обов'язковими граничними значеннями. RSL розраховуються окремо для різних сценаріїв землекористування, зокрема residential (житлова територія) та industrial/commercial (промислова/комерційна територія), і враховують основні шляхи експозиції: інгаляційний, пероральний (заковтування ґрунту) та дермальний контакт. Принциповою особливістю є те, що ці рівні відображають допустимий рівень ризику для людини (канцерогенний та неканцерогенний), а перевищення RSL означає потребу у site-specific risk assessment, а не автоматичну санацію (консервацію).

У США значення RSL визначаються розрахунковим шляхом на основі стандартних (default) параметрів експозиції, токсикологічних показників та заданих рівнів допустимого ризику. Для наочності застосування зазначеного підходу нижче наведено приклад розрахунку для тротилу (2,4,6-тринітротолуену), який є однією з найбільш поширених вибухових речовин, що використовуються у боеприпасах та найчастіше виявляється у ґрунтах на територіях, забруднених вибухонебезпечними предметами. Варто зазначити, що розрахунок проводився автоматично повністю вручну. Це зумовлено тим, що деталізовані розгорнуті формули та покрокові алгоритми розрахунку інтегральних показників у відкритому доступі є недоступними або приховані в автоматизованих калькуляторах із закритим кодом, що вимагає самостійного виведення та обчислення кожного параметра на основі базових рівнянь. Це дозволить чітко зрозуміти основну логіку визначення параметрів забруднення у США.

У підході розрахунків U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Total risk/ Total exposure для ґрунту розраховується як гармонічна сума (harmonic combination, прямий переклад) трьох незалежних шляхів впливу:

- ingestion (пероральне надходження з ґрунту),
- inhalation (інгаляція пилу та випаровування),
- dermal (контакт зі шкірою).

$$SL_{res-sol-totc} (mg/kg) = \frac{1}{\frac{1}{SL_{res-sol-ingc}} + \frac{1}{SL_{res-sol-inhc}} + \frac{1}{SL_{res-sol-derc}}}$$

1. Ingestion (Cancer). Для його визначення для resident soil EPA пропонує наступну формулу (спрощено):

$$SL_{res-sol-ingc} = \frac{TR \times (365 \text{ days/yr}) \times LT(70 \text{ yrs})}{CSF_o \times (10^{-6} \text{ kg/mg}) \times RBA \times IFS_{res-adj}}, \text{ де}$$

- TR (Target Risk/Цільовий канцерогенний ризик) – допустимий індивідуальний ризик розвитку раку протягом життя. Для тротилу становить  $1 \times 10^{-6}$  (EPA Regional Screening Levels (RSL);

- 365 days/yr (днів на рік/days per year) – коефіцієнт перерахунку добового надходження речовини у річний еквівалент. Застосовується значення 365 днів/рік (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide);

- LT (Lifetime/Тривалість життя) – період усереднення канцерогенного ризику для оцінки впливу протягом усього життя. Приймається 70 років (EPA Regional Screening Levels (RSL); Risk Assessment Guidance for Superfund, RAGS);

- $CSF_o$  (Oral Cancer Slope Factor/Коефіцієнт канцерогенного ризику при пероральному надходженні) – показник залежності між дозою речовини та ймовірністю розвитку раку при пероральному надходженні. Для тротилу становить  $3,00 \times 10^{-2} (\text{мг/кг} \cdot \text{добу})^{-1}$  (EPA Regional Screening Levels (RSL) Summary Table, Nov 2024; джерело токсикологічних даних EPA IRIS).

- $10^{-6} \text{ kg/mg}$  (перехідний коефіцієнт) – коефіцієнт перетворення міліграмів у кілограми для узгодження одиниць вимірювання у формулі. Для тротилу використовується без змін (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide).

- RBA (Relative Bioavailability/Відносна біодоступність) – частка речовини з ґрунту, що фактично надходить в організм порівняно з еталонною формою. Для тротилу приймається  $RBA = 1$  за відсутності site-specific даних (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide).

- $IFS_{res-adj}$  (Age-adjusted Ingestion Factor/Віково-скоригований фактор заковтування ґрунту) – інтегральний показник перорального надходження ґрунту з урахуванням експозиції в дитячому та дорослому віці. Для тротилу становить 36 750 мг/кг (EPA Regional Screening Levels (RSL), age-adjusted ingestion factor equation з використанням стандартних residential дефолтів EF, ED, IRS та BW). Вона рахується за формулою:

$$IFS_{res-adj} = \left( \frac{EF_c \times ED_c \times IRS_c}{BW_c} \right) + \left( \frac{EF_a \times ED_a \times IRS_a}{BW_a} \right), \text{ де}$$

- $EF_c$  (Exposure Frequency, child/Частота експозиції, дитина) – кількість днів на рік, протягом яких дитина зазнає контакту із забрудненим ґрунтом. Приймається 350 днів/рік (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; стандартне residential значення).

- EDc (Exposure Duration, child/Тривалість експозиції, дитина) – період часу, протягом якого дитина зазнає впливу забрудненого ґрунту. Приймається 6 років (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; residential child exposure duration).
- IRSc (Soil Ingestion Rate, child/Швидкість заковтування ґрунту, дитина) – середня кількість ґрунту, що випадково заковтується дитиною за добу. Приймається 200 мг/добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; стандартне значення для дітей).
- BWc (Body Weight, child/Маса тіла, дитина) – середня маса тіла дитини, що використовується для нормалізації дози. Приймається 15 кг (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; residential default).
- EFa (Exposure Frequency, adult/Частота експозиції, дорослий) – кількість днів на рік, протягом яких доросла людина контактує із забрудненим ґрунтом. Приймається 350 днів/рік (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; стандартне residential значення).
- EDa (Exposure Duration, adult/Тривалість експозиції, дорослий) – період часу, протягом якого доросла людина зазнає впливу забрудненого ґрунту. Приймається 20 років (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; residential adult exposure duration).
- IRSa (Soil Ingestion Rate, adult / Швидкість заковтування ґрунту, дорослий) – середня кількість ґрунту, що випадково заковтується дорослою людиною за добу. Приймається 100 мг/добу (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; стандартне значення для дорослих).
- BWa (Body Weight, adult / Маса тіла, дорослий) – середня маса тіла дорослої людини, що використовується для нормалізації дози. Приймається 80 кг (EPA Regional Screening Levels (RSL), User’s Guide; residential default).

За результатами розрахунку:

$$IFS_{res-adj} = ((350 \times 6 \times 200)/15) + ((350 \times 20 \times 100)/80) = 36\,750 \text{ мг/кг.}$$

$$\text{Далі розраховуємо } SL_{res-sol-ing} = (10^{-6} \times 25\,550) / (0,03 \times 10^{-6} \times 36\,750) = 23,17 \text{ мг/кг.}$$

2. Dermal (Cancer). Формула для його розрахунку виглядає так:

$$SL_{res-sol-derc} = \frac{TR \times 365 \times LT}{\left(\frac{CSF_d}{GIABS}\right) \times (10^{-6}) \times DFS_{res-adj} \times ABS_d}$$

Крім параметрів, які написано вище, тут додано:

- GIABS (Gastrointestinal Absorption Factor/Фактор абсорбції в шлунково-кишковий тракт) – частка речовини, що всмоктується у шлунково-кишковому тракті при пероральному надходженні (використовується при узгодженні оральної/дермальної еквівалентності в RSL equations). Для тротилу становить 1 (EPA RSL Summary Table, Nov 2024).
- ABSd (Dermal Absorption Fraction/Частка дермальної абсорбції) – частка речовини, що проникає через шкіру при контакті із ґрунтом pathway). Для тротилу становить 0,032 (EPA RSL Summary Table, Nov 2024).
- DFS<sub>res-adj</sub> (Dermal Factor Soil, age-adjusted / Віково-скоригований дермальний фактор для ґрунту) – узагальнений віково-скоригований параметр дермальної експозиції, який використовується у формулах EPA RSL для розрахунку канцерогенного та неканцерогенного ризику при дермальному контакті з ґрунтом на житлових територіях. і розраховується за формулою:

$$DFS_{\text{res-adj}} = \left( \frac{EF_c \times ED_c \times SA_c \times AF_c}{BW_c} \right) + \left( \frac{EF_a \times ED_a \times SA_a \times AF_a}{BW_a} \right)$$

Більшість параметрів співпадають із попередніми, проте додано:

- $SA_c$  (Skin Surface Area, child/Площа шкіри контакту, дитина) – площа шкіри, яка в середньому контактує із ґрунтом протягом доби (для dermal pathway). Приймається 2373  $\text{cm}^2/\text{доби}$  (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential child default).
- $AF_c$  (Soil Adherence Factor, child/Фактор налипання ґрунту, дитина) – маса ґрунту, що прилипає до 1  $\text{cm}^2$  шкіри за добу. Приймається 0,2  $\text{mg}/\text{cm}^2 \cdot \text{доби}$  (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential child default).
- $SA_a$  (Skin Surface Area, adult/Площа шкіри контакту, дорослий) – площа шкіри, яка в середньому контактує із ґрунтом протягом доби (для dermal pathway). Приймається 6032  $\text{cm}^2/\text{доби}$  (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential adult default).
- $AF_a$  (Soil Adherence Factor, adult/Фактор налипання ґрунту, дорослий) – маса ґрунту, що прилипає до 1  $\text{cm}^2$  шкіри за добу. Для тротилу приймається 0,07  $\text{mg}/\text{cm}^2 \cdot \text{доби}$  (EPA Regional Screening Levels (RSL), User's Guide; residential adult default).

Відповідно до цього параметр становить:

$$DFS_{\text{res-adj}} = ((350 \times 6 \times 2373 \times 0,2)/15) + ((350 \times 20 \times 6032 \times 0,07)/80) = 103\,390 \text{ мг/кг.}$$

$$SL = (10^{-6} \times 25550) / ((0,03 / 1) \times 10^{-6} \times 103390 \times 0,032) = 257,4 \text{ мг/кг.}$$

3. Total (Cancer, Resident Soil).

$$SL_{\text{total}} = \frac{1}{\frac{1}{23,17} \times \frac{1}{257,4}} = 21,2 \text{ мг/кг.}$$

За результатами проведених розрахунків узагальнене скринінгове значення для тротилу становить 21  $\text{mg}/\text{kg}$ , що узгоджується з порядком величин, наведених у довідкових матеріалах Regional Screening Levels (RSL). Детальний аналіз розрахункових етапів та їх подальша візуалізація дозволяють наочно продемонструвати структуру загального екологічного ризику. Зокрема, наочне відображення отриманих даних чітко показує, що домінуючим шляхом експозиції для людини в таких умовах виступає саме пероральне надходження (випадкове заковтування контамінованих часток ґрунту), тоді як дермальний контакт має значно меншу питому вагу. Такий покомпонентний розбір результатів є вкрай важливим для практики управління забрудненими територіями, оскільки візуалізація частки кожного шляху впливу дає змогу оптимізувати управлінські рішення та фокусно спрямовувати заходи з рекультивациі на блокування найбільш критичних факторів небезпеки.

**Висновки та перспективи подальших досліджень.** Важливою перевагою методології USEPA є диференційований підхід до цільового призначення територій. На відміну від жорстких універсальних нормативів, RSL передбачає чітке розділення на категорії земель (насамперед residential – житлові та industrial/commercial – промислові/комерційні). Це дозволяє уникнути економічно необґрунтованих витрат на очищення промислових зон до надзвичайно суворих показників, орієнтованих на дитячі майданчики, цілеспрямовано зосереджуючи ресурси на ділянках, де ризик тривалого контакту для населення є найвищим.

Іншою перевагою американської методики оцінки забруднення є її орієнтація на захист здоров'я людини, оскільки розрахунки ґрунтуються на токсикологічно підтверджених показниках впливу та використовують науково обґрунтовані допустимі рівні ризику. Характерною особливістю стандарту USEPA є його динамічність: він не є статичним списком цифр, а являє собою гнучкий математичний апарат, який регулярно оновлюється на основі новітніх токсикологічних даних або змін характеру та небезпеки забруднення. Саме ця універсальність розрахункового методу робить його надзвичайно адаптивним до умов та наслідків бойових дій. Військове забруднення відзначається хаотичністю та високою просторовою гетерогенністю, оскільки концентрація вибухових речовин може кардинально відрізнятися навіть у межах однієї ділянки залежно від точок детонації, типу застосованого озброєння чи наявності нездетонованих боєприпасів. У таких мінливих умовах традиційні жорстко фіксовані нормативи (на кшталт радянських ГДК) виявляються неефективними, тоді як розрахунковий характер підходу дозволяє оперативно адаптувати оцінку під конкретний сценарій і локацію.

Ще однією суттєвою перевагою є гнучкість в оцінці неканцерогенних ризиків через застосування коефіцієнта небезпеки (Hazard Quotient, HQ). Базові таблиці RSL пропонують значення для двох сценаріїв: цільовий індекс  $HQ = 1$  та  $HQ = 0,1$ . Значення  $HQ = 1$  застосовується для оцінки впливу ізольованої (єдиної) токсичної речовини, базуючись на припущенні, що вплив на рівні референсної дози (RfD) не викличе негативних наслідків для здоров'я. Натомість знижений норматив  $HQ = 0,1$  слугує своєрідним додатковим буфером безпеки і застосовується в умовах багатокомпонентного забруднення, коли декілька різних хімічних речовин впливають на одні й ті ж системи організму. У контексті військового забруднення, де вибухові речовини (наприклад, порохові суміші) практично завжди супроводжуються забрудненням важкими металами та продуктами дефлагації, використання  $HQ = 0,1$  дозволяє врахувати кумулятивний (адитивний) ефект токсикантів і уникнути недооцінки сумарного ризику для здоров'я.

У довідкових матеріалах USEPA міститься важлива інформація щодо обмежень застосування RSL, де прямо зазначається, що методика базується на стандартних припущеннях експозиції (default exposure assumptions), орієнтованих на житлові та промислові сценарії. У випадках, коли характеристики землекористування суттєво відрізняються від цих сценаріїв, можуть застосовуватися альтернативні підходи оцінки ризику, що повинні бути належним чином обґрунтовані у документації. Крім того, у базових посібниках USEPA з оцінки ґрунтів (Site Screening Level; SSL) зазначено, що цей інструмент не охоплює повністю всі можливі шляхи експозиції, а його використання має відповідати сценаріям, для яких він розрахований. Зокрема, нетипові шляхи впливу, такі як споживання продуктів харчування, вирощених на забруднених ґрунтах, повинні оцінюватися в межах детальної локальної (site-specific) оцінки ризику, оскільки система SSL сама по собі не гарантує захисту від таких шляхів експозиції.

Незважаючи на високу наукову обґрунтованість, використання чинних розрахункових критеріїв RSL має суттєвий недолік – відсутність у базовій методології окремої категорії та відповідних розрахункових моделей для земель сільськогосподарського призначення (agricultural lands). Ця прогалина зумовлена тим, що стандартний інструментарій USEPA (SSL/RSL) фокусується виключно на прямих шляхах експозиції (випадкове заковтування ґрунту, вдихання пилу та дермальний контакт). Він розроблявся переважно для оцінки урбанізованих та промислових територій і не враховує складні багатоступеневі трофічні ланцюги надходження токсикантів в організм людини, а саме міграцію вибухових речовин та їх метаболітів за системою “ґрунт – рослина – людина” або “ґрунт – тварини – продукція тваринництва – людина”.

Як свідчать останні дослідження, нітроароматичні сполуки здатні активно транслюватися у біомасу сільськогосподарських культур. Для України, де землі сільськогосподарського призначення становлять переважну більшість (понад 60%) усіх імовірно забруднених територій, ігнорування харчового (трофічного) шляху

експозиції робить пряме перенесення американських нормативів недостатньо захисним (underprotective). Застосування виключно житлових чи промислових стандартів до земель сільськогосподарського призначення може призвести до хибного висновку про їхню безпечність, створюючи приховану загрозу потрапляння залишків вибухових речовин у сільськогосподарські продукти. Саме тому розрахунковий апарат USEPA потребує подальшої адаптації шляхом інтеграції до нього коефіцієнтів біоаккумуляції (Bioconcentration Factors) для основних сільськогосподарських культур.

Попри вказані обмеження, сама ідея ризик-орієнтованого підходу та розрахункові методи, що ґрунтуються на універсальних токсикологічних параметрах і закономірностях поведінки речовин у довкіллі, є доцільними для застосування в Україні. Їх ключовою перевагою є методологічна універсальність, що дозволяє використовувати єдину логіку оцінки ризику для різних типів забруднювачів, сценаріїв землекористування та просторово неоднорідних умов, особливо в районах ведення бойових дій.

З огляду на зазначене, обґрунтованим є поетапний підхід. Він передбачає використання універсальної розрахункової логіки та перевірених токсикологічних параметрів як методологічної основи вже на поточному етапі, з одночасним формуванням у майбутньому наукового консенсусу щодо адаптації та виведення узагальненої формули. Така адаптована модель обов'язково повинна враховувати сценарії використання земель сільськогосподарського призначення, трофічні шляхи експозиції та специфіку поведінки вибухових речовин у довкіллі в умовах війни в Україні.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Ecological health risk assessment and source identification of soil contaminants based on USEPA risk assessment models / Z. Chen et al. *Toxics*. 2022. Vol. 10, № 6. P. 282.
2. U.S.–Vietnam environmental cooperation / U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2014. P. 1–3.
3. Human health toxicological assessment of contaminants in soil (Science Report SC050021/SR2) / Environment Agency. Bristol : Environment Agency, 2009. P. 5–7, 10–12.
4. Methodology for the management of polluted sites and soils in France / BRGM. Orléans : Bureau de Recherches Géologiques et Minières, 2017. P. 9–15.
5. Contaminated land management and control guidelines No. 1: Malaysian recommended site screening levels for contaminated land/Department of Environment Malaysia. Putrajaya : Department of Environment Malaysia, 2009. P. 6–10, 16–18.
6. Risk assessment guidance for Superfund (RAGS). Volume I: Human health evaluation manual (Part A)/U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 1989.
7. Exposure factors handbook: 2011 edition/U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2011.
8. Regional screening levels (RSLs) – User's guide/U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2023. URL: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide> (Last accessed: 28.03.2026).
9. Regional screening levels (RSL) summary table/U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2024.
10. Integrated Risk Information System (IRIS): 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT)/U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2024.

Дата першого надходження статті до видання: 02.04.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 01.05.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 22.05.2026