

УДК 504.054:623.45

DOI <https://doi.org/10.32782/geotech2026.40.05>

Дудар В.В.

Дудар В.В., аспірант Національного університету “Київський авіаційний інститут”, ORCID: 0009-0006-9677-9531, mister-vlad@ukr.net.

РЕПРЕЗЕНТАТИВНІСТЬ ПІДРАХУНКУ ВИРВ ЯК ІНДИКАТОРА ВПЛИВУ БОЙОВИХ ДІЙ НА ДОВКІЛЛЯ: МЕТОДОЛОГІЧНІ ОБМЕЖЕННЯ НА ПРИКЛАДІ УКРАЇНИ

У статті досліджено репрезентативність використання підрахунку вирв як індикатора впливу бойових дій на довкілля, зокрема на сільськогосподарські угіддя. Показано, що традиційна практика оцінки екологічних наслідків через аналіз слідів вибухів має обмеження. Вона не відображає прихованих процесів, які призводять до токсичного забруднення агроландшафтів та деградації ґрунтів. Значна частина хімічного забруднення орних земель формується внаслідок неповної детонації боєприпасів, дефлаційного горіння порохових сумішей або неспрацювання вибухових пристроїв. Ці процеси відбуваються переважно без утворення кратерів, проте становлять серйозну загрозу для ґрунтів і безпеки агропродукції. Проаналізовано механізми детонації та дефлації вибухових речовин і їхній вплив на накопичення екотоксикантів у педосфері. Запропоновано модель оцінювання потенційної кількості токсичних речовин, що потрапляють у довкілля за різних сценаріїв спрацювання боєприпасів. На основі аналізу супутникових даних і польових досліджень агроценозів доведено, що основна частка забруднювачів надходить у ґрунт від частково або повністю неспрацьованих боєприпасів. Дослідження на землях Миколаївської області підтвердили локальний характер хімічного забруднення без утворення вирв. Результати свідчать про необхідність перегляду оцінки екологічних наслідків війни та інтеграції хімічних аспектів у систему управління ризиками для безпечного повернення земель в обіг. Доведено, що для планування рекультивациі найінформативнішим джерелом даних про забруднення є звіти операторів протимінної діяльності. Вони містять геопросторово верифіковану інформацію про типи й кількість вибухонебезпечних предметів. Це дає значно точніше уявлення про масштаби та просторову структуру забруднення довкілля порівняно з дистанційним аналізом вирв.

Ключові слова: екологічні наслідки бойових дій, сільськогосподарські угіддя, забруднення ґрунтів, деградація ґрунтів, вибухонебезпечні предмети, неповна детонація, аналіз вирв, протимінна діяльність.

Постановка проблеми та її актуальність. Війна в Україні продемонструвала безпрецедентні масштаби застосування вибухонебезпечних предметів, що формує масштабний та довготривалий екотоксикологічний вплив на довкілля. У світовій науковій літературі та міжнародних стандартах протимінної діяльності проблема наслідків збройних конфліктів розглядається переважно через призму фізичної загрози від нерозірваних боєприпасів (NATO STO, 2023). Концепція прийнятного ризику, що застосовується фахівцями з очищення територій, історично ігнорує залишкове хімічне забруднення ґрунтів. Сучасні дослідження екологічного моніторингу військових зон здебільшого базуються на аналізі вирв як основного індикатора шкоди довкіллю, а також фокусуються на пошуку важких металів, що присутні у вибухонебезпечних

предметах у мізерних кількостях, ігноруючи самі вибухові речовини (UNEP, 2022).

Попри значну кількість праць, присвячених оцінці наслідків бойових дій, поза увагою дослідників залишається масивне токсичне забруднення, що формується внаслідок неповної детонації, дефлаційного горіння порохів або від неспрацьованих боєприпасів, які не утворюють кратерів на поверхні. Орієнтація виключно на підрахунок вирв, що є свідченням штатної детонації з мінімальним токсичним слідом у ґрунті, спричиняє критичну недооцінку реального хімічного забруднення агроландшафтів. Необхідність подолання цієї методологічної прогалини та формування комплексних підходів до оцінки токсичного впливу залишків вибухових речовин на довкілля визначає високу актуальність даного дослідження.

Постановка завдання: дослідження полягає у виявленні реальних масштабів хімічного забруднення земель за різних сценаріїв спрацювання боєприпасів та розробці адекватних підходів до



Це стаття відкритого доступу
за ліцензією CC BY-ND 4.0

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>

екологічного моніторингу, які б нівелювали систематичне упередження щодо оцінки збитків виключно за морфологічними слідами вибухів.

Об'єктом дослідження є процеси екологічної деградації та хімічного забруднення ґрунтів внаслідок масованого застосування вибухонебезпечних предметів. Предметом дослідження виступають механізми потрапляння вибухових речовин у довкілля за різних умов детонації та дефлагації, а також репрезентативність існуючих методів оцінки такого забруднення.

Метою роботи є формування комплексного бачення проблеми залишкового забруднення довкілля вибухонебезпечними предметами та обґрунтування необхідності переходу від суто морфологічного аналізу до інтегрованої оцінки хімічних загроз на основі реального досвіду очищення земель в Україні. Для досягнення цієї мети було поставлено завдання проаналізувати механізми потрапляння продуктів трансформації вибухових речовин у ґрунт, оцінити обмеження існуючих методів просторового моніторингу за вирвами, а також довести доцільність залучення звітної документації операторів протимінної діяльності для точнішого картування забруднень.

Наукова новизна дослідження полягає у тому, що вперше на основі масштабного досвіду бойових дій доведено хибність використання підрахунку вирв як ключового індикатора екологічної шкоди, а також запропоновано комплексний підхід до оцінки залишкового забруднення, який враховує некратерні сценарії потрапляння екоотоксикантів у педосферу. Практична значущість отриманих результатів полягає у можливості використання запропонованих підходів екологами, операторами протимінної діяльності під час нетехнічного обстеження (IMAS 07.12) та державними органами для більш об'єктивної оцінки екологічних збитків, ефективного планування заходів з рекультивації та безпечного повернення земель у господарський обіг.

Матеріали та методи. У даній роботі не розглядаються спеціальні боеприпаси та ті, що споряджені піротехнічними сумішами. Це обмеження зумовлене тим, що механіка їхнього спрацювання не передбачає екскавації ґрунту та утворення вирв, які є базовим просторовим індикатором у запропонованій методології. Оскільки такі боеприпаси формують стійке хімічне забруднення без виразних морфологічних деформацій рельєфу, оцінка їхнього впливу потребує інших інструментів моделювання і стане предметом подальших досліджень.

Переважає більшість сучасних вибухонебезпечних предметів споряджається вибуховими

речовинами, які є ключовим функціональним елементом їхнього бойового застосування. У цьому контексті йдеться переважно про бризантні (вторинні) вибухові речовини. За своїм хімічним складом це найчастіше ароматичні нітросполуки, нітраміни, енергоємні солі азотної та хлорної кислот або інші високоенергетичні сполуки. Головною особливістю їхньої молекулярної структури є внутрішньомолекулярне поєднання відновлювальних (горючих) та окиснювальних фрагментів, що забезпечує здатність до надшвидкого вивільнення хімічної енергії без доступу атмосферного кисню (Cooper, 1996; Agrawal & Hodgson, 2007). Залежно від хімічного складу вибухових речовин, геометрії заряду, конструкції боеприпасу та умов ініціювання, реалізуються дві принципово різні форми енергетичного перетворення: детонація та дефлаграція.

Детонація розглядається як комплексний процес, у якому ударна хвиля і зона хімічних перетворень поширюються разом, підтримуючи одна одну за рахунок вивільнення тепла та різкого зростання тиску (Cooper, 1996; Meyer et al., 2016). У класичній інтерпретації моделей Чепмена-Жуге та Зельдовича – фон Неймана-Дьорінга ударна хвиля спочатку стискає й нагріває вибухову речовину до екстремальних значень, після чого відбувається надшвидкий розрив хімічних зв'язків, утворення радикалів і їхня рекомбінація в більш стабільні кінцеві продукти (Zel'dovich et al., 1985). Для прикладу, у найпоширенішій на теперішній час бризантної вибухової речовини 2-methyl-1,3,5-trinitrobenzene (CAS Number 118-96-7), більш відомої як тротил, швидкість детонації за оптимальної щільності становить орієнтовно 6,9 км/с. Це зумовлює формування компактної детонаційної зони з екстремальними тисками та температурами, де генерується суміш високотемпературних газів, які, різко розширюючись, передають імпульс навколишньому середовищу і формують видиму вирву (Cooper, 1996).

У разі контактного підриву заряду на поверхні ґрунту надшвидке розширення газів призводить до ущільнення, виштовхування та розкидання ґрунтової маси. Це проявляється утворенням вирви – морфологічного результату поєднаної дії бризантної (ударної) хвилі та фугасного тиску розширених продуктів детонації. Експериментальні та чисельні дослідження поверхневих вибухів (зокрема моделювання невеликих зарядів тротилу) підтверджують залежність розміру кратера від положення заряду відносно поверхні. Доведено, що детонація 1 кг тротилу у прямому контакті з поверхнею пухкого піщаного або суглинкового ґрунту зазвичай формує видиму

вирву діаметром 0,7-1,2 м та глибиною 0,2-0,4 м. Водночас у разі заглибленого підриву (на глибину, співмірну з радіусом заряду) діаметр вирви може зростати до 1,5-2,0 м, а глибина – до 0,5-0,7 м, оскільки більша частка енергії витрачається на екскавацію ґрунту. Натомість при підриві аналогічної маси на міцній (скельній) поверхні або в режимі повітряного підриву (airburst) формування ґрунтової вирви є мінімальним або практично відсутнім (Ambrosini et al., 2003). Ці дані також було використано нами для моделювання числових значень, які наведені у таблиці 1.

Детонація є механічним результатом взаємодії продуктів вибуху з середовищем. Тому детонація не гарантує утворення вирви. Вирва утворюється лише тоді, коли імпульс і енергія детонаційних газів передаються ґрунтовому масиву у достатньому обсязі для його зрушення та викиду. Крім того важливо усвідомлювати, що існує широкий клас вибухонебезпечних предметів, застосування яких не обов'язково призводить до формування вирви навіть за штатної детонації. Так, сучасні малогабаритні боєприпаси, що досить активно застосовуються у безпілотних літальних системах, конструюються таким чином, щоб максимізувати уражувачий ефект щодо цілі при мінімальній масі заряду та у контрольованому напрямі дії. Під час детонації вибухові речовини перетворюються в продуктах вибуху не миттєво. Тому в продуктах вибухового перетворення в детонаційній хвилі завжди маються частинки вибухових речовин та їх компонентів, що не прореагували і потрапили у довкілля. Ці частинки потрапляють у хвилю розрідження і їх енергія становиться марною і виникають так звані хімічні втрати детонації. Саме тому детонація (high-order) має місце, коли боєприпас спрацює штатно і частка залученої до реакції вибухової речовини наближається до 99,99 % від загальної маси (Walsh et al., 2011).

Але це вся інформація – при застосуванні озброєння при ідеальних умовах. Навіть при випробуванні зброї чи проведенні військових навчань відбуваються досить часті випадки нештатного спрацювання вибухової речовини чи порохової суміші, коли відбувається не детонація, а дефлагаційний тип горіння порохової суміші. У бойових умовах такі випадки набагато частіші і причин цьому досить багато, такі як неправильне зберігання снаряду, зміни погодних умов, некваліфікований персонал, використання старих боєприпасів, знос ствола артилерійської системи, дефекти боєприпасів тощо. У військовій справі існує поняття «коефіцієнт відмови» (dud rate). Для більшості боєприпасів ці цифри мають обмежений доступ, тому нами вказані усереднені

показники. Сучасні боєприпаси НАТО зазвичай мають досить низький коефіцієнт відмови – 0,1-2%. Радянські/російські боєприпаси (особливо старі 70-х, 80-х рр. XX сторіччя) мають зазвичай вищий коефіцієнт відмови – 2-7 %, але в окремих партіях він може зростати до 15%. Проте в реальних бойових умовах з інтенсивним використанням артилерійського озброєння та зберігання боєприпасів у польових умовах, коефіцієнт відмови може становити 20% і вище. За певних погодних умов, особливо у вологу погоду, були зафіксовані випадки, коли 90% застосованих вибухонебезпечних предметів дефлагувало без утворення видимих вирв.

З огляду на це, штатна (високого порядку) детонація є лише одним із можливих сценаріїв спрацювання боєприпасу. Набагато більший вплив на довкілля мають інші, нештатні режими енергетичного перетворення, оскільки саме вони є головним джерелом накопичення незгорілих токсичних речовин у ґрунті. Хоча у спеціалізованій військово-інженерній літературі підходи до класифікації та термінології таких станів можуть дещо відрізнятися залежно від стандартів і типу озброєння, загальну узагальнену градацію режимів спрацювання та відповідну їм частку спожитої маси заряду наведено у таблиці 1.

Дефлагація визначається як дозвукове горіння вибухової речовини, за якого теплота від уже перетворених шарів заряду передається до ще не прореагованого матеріалу переважно завдяки теплопровідності та конвекції. На відміну від детонації, де фронт реакції рухається разом з ударною хвилею, дефлагація розгортається з меншими швидкостями, зазвичай від кількох міліметрів до десятків сантиметрів за секунду у лабораторних умовах і до кількох метрів за секунду в умовах підвищеного тиску та температури.

Саме тому енергія виділяється протягом довшого часу, формуючи тиск у замкненому об'ємі, а не миттєвий імпульс. У цьому полягає функціональна сутність металевих порохів або пропелентів, які спеціально проєктуються так, щоб підтримувати стабільну швидкість горіння для твердого ракетного палива для реактивних систем залпового вогню або як металевий порошок для ствольної артилерії. Під час горіння пропелентів, яке відбувається у режимі дефлагації, матеріал згорає поступово і не завжди повністю, унаслідок чого частина його компонентів може залишатися у вигляді твердих або конденсованих частинок, що осідають у верхньому шарі ґрунту (U.S. Environmental Protection Agency, 2007). У низці ситуацій рівень забруднення ґрунтів металевими порохами або пропелентами може

виявлятися вищим, ніж від вторинних вибухових речовин, оскільки саме пропеленти становлять найбільшу частку маси у складі деяких типів боеприпасів. Наприклад у некерованому реактивному снаряді 122 мм 9М22 для РСЗВ БМ-21 “Град”, який має загальну вагу 65,72 кг, заряд твердого ракетного палива 9Х111 становить 20,5 кг, тобто третину ваги боеприпасу. За таких умов

значна кількість продуктів їх неповного перетворення може потрапляти у верхні шари ґрунту за відсутності детонації та без формування вирв, що буде продемонстровано нижче на прикладі польових спостережень.

Разом з тим, основні заряди бризантних вибухових речовин за певних обставин можуть перейти в дефлаграційний режим горіння. Це може



Рис. 1. Сліди вибухових речовин після часткового спрацювання некерованого реактивного снаряду 122 мм 9М22 /

Fig. 1. Traces of explosives after the low-order detonation of a 122 mm 9M22 unguided rocket

Примітки: некерований реактивний снаряд 9М22 має вторинну вибухову речовину марки ТГАФ-5 загальною масою 6,4 кг, який складається із 60% тротилу, 24% гексогену, 16% алюмінієвої пудри. Рожевий колір попередньо – сліди від тротилу, сірий – продукти горіння твердого ракетного палива. Під час зйомки бойова частина була вилучена під час оперативного реагування підрозділами ДСНС України.

Джерело: фотографія зроблена автором у квітні 2022 року в Київській області

Таблиця 1. Кількість залучення вибухової речовини при різних типах спрацювання озброєння /

Table. The quantity of explosive involvement in different types of weapon detonation

Класифікація порядку детонації	Спожита маса заряду (%)	Стан боеприпасу та характер залишків у довкіллі
Високий порядок, детонація (High Order)	≥99,99	Повне фрагментування корпусу снаряда. Утворюються дуже дрібні (сажисті) залишки ВР.
Низький порядок, дефлагація (Low Order)	75-99,98	Неповне фрагментування корпусу. Частинки вибухових речовин осідають на ґрунті та на великих металевих уламках.
Часткове спрацювання	25-75	Фрагментація корпусу мінімальна або відсутня. У довкіллі потрапляють великі грудки вибухового заряду (розміром понад сантиметр).
Неспрацьований, ініційований (Initiated Dud)	<25	Запал (fuze) ініційований, але детонація не відбулася. Переважно цілий снаряд, поруч можливий розкид вільних грудок вибухової речовини.
Неспрацьований, неініційований (Noninitiated Dud)	0	Снаряд цілий, включно із запалом; викиду вибухових речовин у момент падіння не відбувається (забруднення формується пізніше через корозію).

Примітки: Обсяг залишкового забруднення в довкіллі є обернено пропорційним частці вибухової речовини, що була залучена (спожита) в процесі спрацювання. Однак це співвідношення є базовим ілюстративним індикатором, оскільки в реальних умовах на кінцевий розподіл забруднення одночасно впливає велика кількість додаткових чинників.

Джерело: розроблено автором на основі M. R. Walsh, , S. Thiboutot, and B. Gullett (2017).

трапитися при недостатній ініціації, деградації вибухових речовин через тривале зберігання, частковому зволоженні або коли умов для формування детонаційної хвилі не вистачає. За таких режимів ефективного передавання імпульсу ґрунтовому середовищу практично не відбувається, тому формування вирв не очікується або вони будуть мінімальними, а вплив обмежується газодинамічним навантаженням на конструкції та локальними тепловими ефектами (Соорет, 1996). У таких випадках споживається лише частина заряду, інколи в діапазоні орієнтовно від 70 до 95 %, тоді як решта залишається у вигляді гранул або поверхневих залишків. Вирв при цьому зазвичай відсутня або має слабо виражений характер, адже імпульс газів не концентрується в ґрунт. Проте саме такі боєприпаси матимуть найбільшу частку залишкового забруднення і несуть найбільшу загрозу. На рисунку 1 наочно показане залишкове забруднення вибухонебезпечного предмету після дефлагаційного горіння без утворення видимої вирви.

Для оцінювання можливої маси вибухових речовин, що залишаються у довкіллі після спрацювання боєприпасів (так зване залишкове забруднення), було застосовано підхід, запропонований у дослідженнях SERDP та військово-інженерній літературі (зокрема U.S. Army Corps of Engineers, CRREL). Розрахунок базується на припущенні, що залишкова маса є часткою від початкового заряду вибухової речовини. У загальному вигляді вона визначається за формулою (1):

$$M_{\text{residual}} = M_{\text{charge}} \times K_{\text{scenario}} \quad \text{де} \quad (1)$$

M_{residual} – маса залишкової вибухової речовини, що безпосередньо потрапляє у довкілля від одного боєприпасу (кг);

M_{charge} – маса початкового заряду вибухової речовини в окремому боєприпасі (кг);

K_{scenario} – коефіцієнт режиму спрацювання боєприпасу (безрозмірна величина, таблиця 1).

Значення коефіцієнта приймалися на основі експериментальних даних та узагальнень військово-інженерних керівництв. Це дозволяє враховувати різні сценарії спрацювання та мінімізувати похибки, пов'язані з використанням фіксованих значень. Коефіцієнт сценарію описаний в основному розділі роботи і аргументований, виходячи з методів застосування вибухонебезпечних предметів та експериментальних даних (Walsh et al., 2011). Згідно з польовими дослідженнями, для штатних повноцінних детонацій (high-order) цей коефіцієнт є вкрай малим ($\approx 10^{-5}$). Проте, враховуючи всі фактори реального бойового впливу (зношеність боєприпасів, взаємний вплив вибухів, зміну властивостей вибухових речовин внаслідок умов зберігання тощо), для моделювання

залишкового забруднення від штатних детонацій був взятий максимальний коефіцієнт 0,01 (тобто 1% від початкової маси заряду). Відповідно, для неповних детонацій (low-order) цей коефіцієнт становить 0,15 – 0,50 (15-50% залежно від сценарію застосування), а для нерозірваних боєприпасів – 1,0 (100%).

Для територій, на яких зафіксовано значну кількість вибухів, сумарна маса потенційного залишкового забруднення розраховувалась як сума залишку для кожного окремого боєприпасу (2):

$$M_{\text{total}} = \sum_{i=1}^n M_{\text{charge},i} \times K_{\text{scenario},i} \quad (2)$$

де: M_{total} – сумарна маса залишкового забруднення вибуховими речовинами на дослідженій ділянці (кг);

n – загальна кількість зафіксованих подій (вирв, неповних розривів або виявлених нерозірваних боєприпасів).

Військово-технічна література наводить власні діапазони, які були вираховані на основі результатів серійних натурних полігонних випробувань. Ці нормативні показники фіксувалися шляхом практичних підривів боєприпасів у стандартизованих умовах для еталонного типу середовища, яким у військовій інженерії виступають ґрунти середньої щільності (переважно суглинки) за їх нормальної природної вологості (табл. 2).

Наведені у таблиці довідкові значення описані на основі тактико-технічних характеристик артилерійського озброєння та нормативних керівництв із бойового застосування боєприпасів (враховуючи, що озброєння в основному радянське, тому у списках літератури вони не вказані). Зокрема, було опрацьовано дані щодо номенклатури артилерійських і реактивних систем, маси розривних зарядів у тротиловому еквіваленті та конструктивних особливостей снарядів. Зафіксовані у цих документах геометричні розміри вирв (діаметр та глибина) є еталонними нормативними показниками, отриманими за результатами серійних полігонних випробувань у ґрунтах середньої щільності. Для кожного калібру ці значення чітко диференційовані відповідно до встановленого режиму роботи підривника: на осколкову дію (поверхневий вибух із мінімальною екскавацією), фугасну або уповільнену дію (заглиблений підрив з утворенням ефекту замкнутої камери).

Водночас у військово-інженерних документах та керівництвах (FM 3-34, USACE EM 200-1-12) відсутня єдина універсальна формула, яка б ідеально описувала утворення кратера за будь-яких умов. Натомість там чітко прописані ключові фактори, які впливають на ефективність утворення вирв, а саме:

– маса заряду, яка є базовим показником вивільненої енергії;

– механічні властивості ґрунту (щільність, пластичність, гранулометрія) змінюють передачу ударної хвилі та розподіл деформацій;

– вологість ґрунту впливає на його стисливість та акустичну провідність.

Виклад основного матеріалу дослідження.

Для наочної просторової демонстрації можна змодельовати локальний сценарій інтенсивного артилерійського обстрілу. Як приклад, розглянемо один із найпоширеніших артилерійських боєприпасів – 152-мм осколково-фугасний снаряд (наприклад, ОФ-29 або ОФ-59 для систем 2А36 «Гіацинт-Б»), який містить розривний заряд із вибухової речовини А-ІХ-2 (гексоген – 73%, алюмінієва пудра – 23%, флегматизатор – 4%), масою близько 6,73 кг. Припустимо інтенсивність обстрілу на рівні 350 пострілів на 1 км лінії бойового зіткнення за добу (стандартний бій високої інтенсивності до 2024 року). Зважаючи на наведені раніше статистичні дані щодо експлуатації зношених боєприпасів у складних польових умовах, застосуємо загальний коефіцієнт нештатного спрацювання на рівні 20%. Таким чином, із 350 випущених снарядів близько 70 одиниць не спрацюють штатно. Розподілимо ці 70 нештатних подій на 10 повних відмов (duds) та 60 випадків неповної детонації (low-order) із залишком вибухових речовин на рівні 25%. Застосовуючи формули масового балансу (1) та (2), отримуємо такі обсяги залишкового забруднення:

– від 60 снарядів із неповною детонацією (low-order) у ґрунт потрапить $60 \times 6,73 \times 0,25 = 100,95$ кг незгорілої вибухової речовини;

– від 10 повністю нерозірваних снарядів (duds), які з часом піддадуться корозії, у ґрунт надійде $10 \times 6,73 \times 1,00 = 67,30$ кг вибухової речовини;

– від 280 снарядів, що здетонували штатно (high-order) і залишили на поверхні 280 ідеально видимих виврв, обсяг залишкового забруднення (за максимальним коефіцієнтом залишку 0,01 хоча реальний діапазон $0,01-10^{-5}$) становитиме $280 \times 6,73 \times 0,01 = 18,844$ кг.

Проте в реальних умовах необхідно враховувати, що значна частина нерозірваних боєприпасів і залишків війни вилучається під час проведення заходів із протимінної діяльності. Відповідно до Міжнародних стандартів протимінної діяльності (IMAS) та чинної практики розмінування в Україні, такі вибухонебезпечні предмети підлягають обов'язковій ідентифікації, вилученню та контролюваному знешкодженню під час очищення територій. Крім того, боєприпаси, які тривалий час перебувають у товщі ґрунту без механічних пошкоджень чи наскрізної корозії корпусу, мають обмежений безпосередній хімічний вплив на довкілля, оскільки вибухова речовина залишається ізольованою у герметичній оболонці. У зв'язку з цим наведені вище розрахунки слід розглядати як умовну теоретичну модель (прогнозоване припущення), що дозволяє оцінити виключно потенційний масштаб екологічного навантаження, але не відображає фактичний поточний стан забруднення місцевості.

З метою практичної демонстрації того, що основним чинником хімічного забруднення ґрунтів є саме процес дефлаграції вибухової речовини без утворення видимих виврв, відповідний розрахунок проведено на наочному прикладі. Як вихідні дані використано супутниковий знімок компанії Махаг Technologies, зроблений 6 червня 2022 року (та опублікований 7 червня) поблизу села Довгеньке Ізюмського району Харківської області (на межі з Донецькою областю). Географічні координати досліджуваної ділянки поля: 49.009; 37.308.

Таблиця 2. Довідкові розміри виврв для основних типів боєприпасів

Table 2. Reference crater dimensions for main ammunition types

Калібр та тип боєприпасу	Форма виврви	Режим дії підричника	Глибина виврви, м	Діаметр виврви, м
Реактивні системи (Ураган)	Краплеподібна	На осколково дію	0,6-0,8	2,5-3,7
		На фугасну дію	1,4-1,6	2,7-3,0
152-мм артилерійські снаряди (МСТА-Б, МСТА-С)	Краплеподібна	На осколково дію	0,6-0,8	1,7-2,0
		На фугасну дію	0,8-1,2	2,0-2,7
		На уповільнену дію	1,2-1,5	2,7-3,5
125-мм танкові снаряди (Т-64Б, Т-64БМ)	Конусоподібна	На осколково дію	0,3-0,4	1,5-1,7
		На фугасну дію	0,4-0,6	1,7-2,0
122-мм арт. снаряди та РСЗВ (Д-30, БМ-21)	Краплеподібна	На осколково дію	0,3-0,4	1,5-1,7
		На фугасну дію	0,4-0,6	1,7-2,0
120-мм мінометні міни (2С12 Сані, 2С9 Нона)	Конусоподібна	На осколково дію	0,3-0,4	1,5-1,7
		На фугасну дію	0,4-0,6	1,7-2,0
82-мм мінометні міни (2Б14 Піднос, 2Б9 Васильок)	Конусоподібна	На осколково дію	0,1-0,2	0,8-1,0
		На фугасну дію	0,2-0,4	1,0-1,5

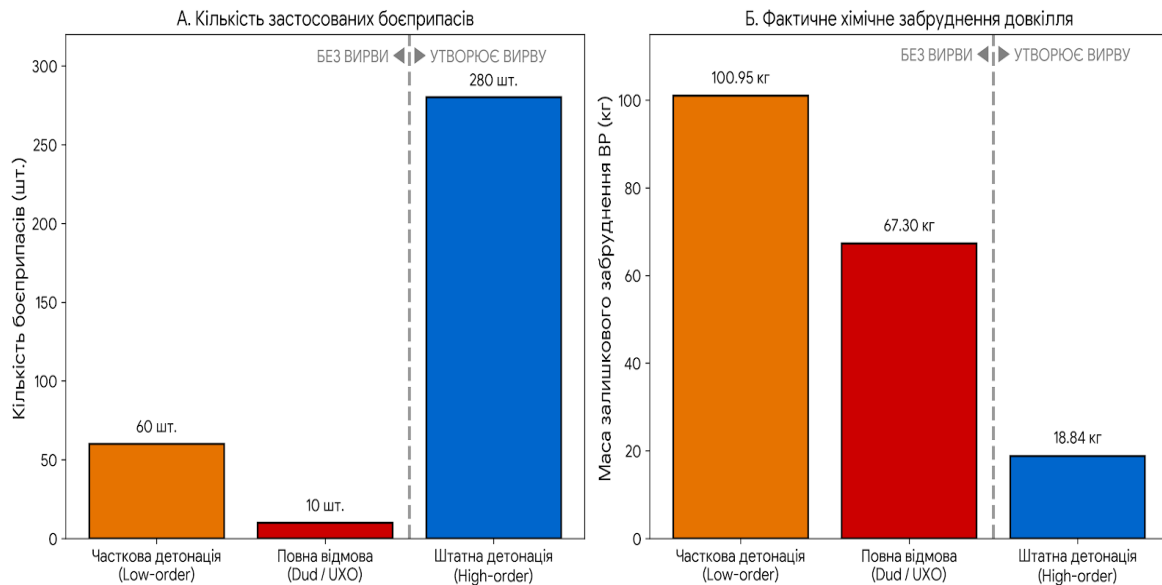


Рис. 2. Порівняльний аналіз кількості застосованих боєприпасів (А) та відповідної маси залишкового забруднення вибуховими речовинами (Б) за різних сценаріїв спрацювання. Розрахункова модель для 350 артилерійських снарядів калібру 152 мм
Fig. 2. Comparative analysis of the quantity of expended ammunition (A) and the corresponding mass of residual explosive contamination (B) across different functioning scenarios. Calculation model for 350 artillery projectiles of 152 mm caliber

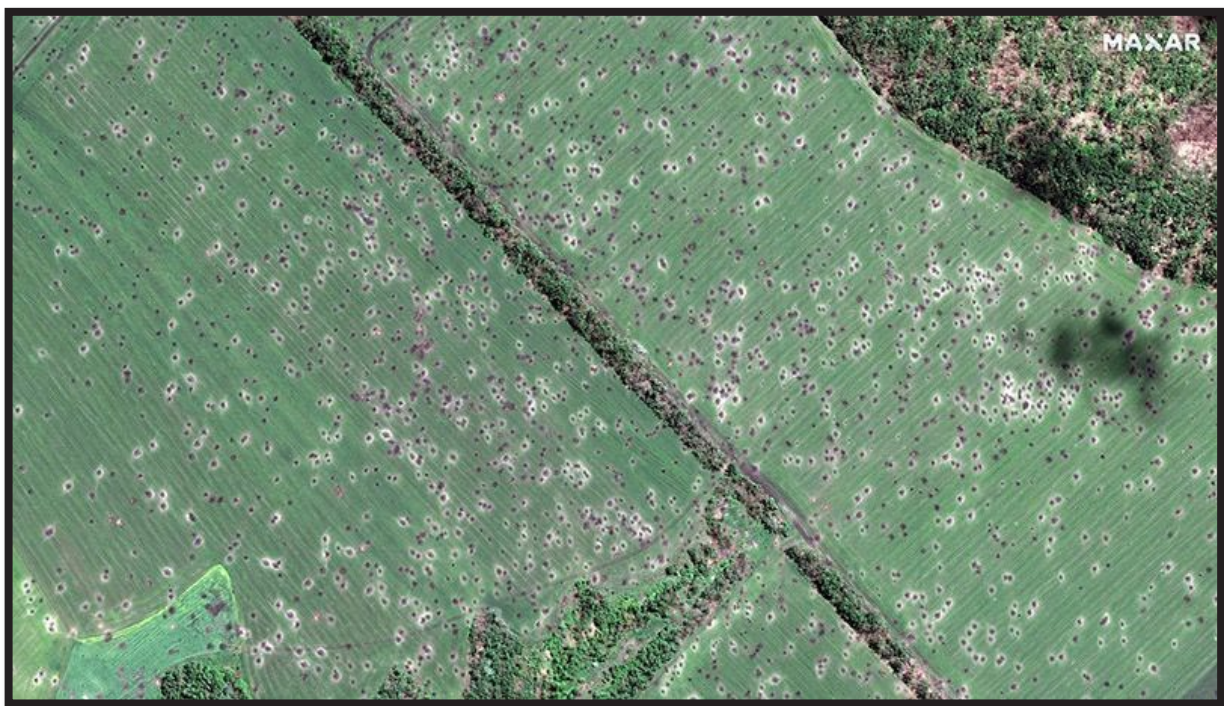


Рис. 3. Супутниковий знімок сільськогосподарських земель, засіяних озимою пшеницею, площею 1 км² в Ізюмському районі Харківської області, червень 2022 р.

Fig. 3. Satellite image of agricultural land sown with winter wheat, covering an area of 1 km² in the Izyum district of the Kharkiv region, June 2022

За підрахунками експертів Української природоохоронної групи (UNCG), на досліджуваній ділянці було ідентифіковано 480 вирв від боєприпасів калібру 82 мм, 547 вирв від артилерійських

снарядів калібру 122 мм та 1025 вирв від снарядів калібру 152 мм. У межах цієї роботи повторна верифікація зазначених даних не проводилася, оскільки це не є безпосереднім завданням даного

дослідження. Врахуємо, що 20% отримали відмову, з них 2% – не спрацювали зовсім (середній показник неспрацювання), та 18% – відбувся процес неповного спрацювання чи дефлагування (відсоток спрацювання до 80%). Тобто в розрахунках враховуємо фактор, що більшість боєприпасів спрацювала коректно, особливо враховуючи, що це початковий етап війни. Але треба враховувати, що ці цифри сильно відрізняються.

Для мінометних мін калібру 82 мм було прийнято масу вибухової речовини 0,44 кг (що відповідає найрозповсюдженішому типу осколково-фугасної міни 53-О-832ДУ). Виходячи з узагальненої оцінки коефіцієнтів відмови, було припущено, що 384 боєприпасів спрацювали штатно (high-order), 86 боєприпасів спрацювали з неповною детонацією (low-order), а додатково 10 боєприпасів не спрацювали (UXO). Для штатної детонації було прийнято коефіцієнт залишку $K_{\text{scenario}} = 0,01$ (1%, максимальний), для неповної детонації $K_{\text{scenario}} = 0,20$ (20%, усереднений), а для неспрацьованих боєприпасів $K_{\text{scenario}} = 1,0$ (100%, загальний). Відповідно, сумарна маса вибухової речовини, що потрапила до ґрунту від цього типу озброєння, становить:

$$M_{\text{total}} = (384 \times 0,44 \times 0,01) + (86 \times 0,44 \times 0,2) + (10 \times 0,44 \times 1,0) = 1,6896 + 7,568 + 4,4 = 13,66 \text{ кг}$$

Сумарна маса вибухової речовини, що потрапила до екосистеми від цього типу озброєння, становить 13,66 кг. З цієї кількості 1,69 кг припадає на залишки штатних детонацій, 7,57 кг – на неповне спрацювання, а 4,40 кг містяться у нерозірваних мінах.

Аналогічні розрахунки проведено для артилерійських боєприпасів калібру 122 мм із масою вибухової речовини 3,67 кг (осколково-фугасний снаряд 53-ОФ-462). Для цієї категорії обчислено 438 подій зі штатною детонацією, 98 – із неповною детонацією та 11 неспрацьованих боєприпасів (округлено до цілих одиниць подій). Підставивши значення у математичну модель, визначено, що у довкілля потрапило 128,38 кг вибухових речовин. З них 16,07 кг утворилися внаслідок штатної детонації, тоді як 71,93 кг припадає на неповні детонації, а 40,37 кг – на нерозірвані снаряди.

$$M_{\text{total}} = (438 \times 3,67 \times 0,01) + (98 \times 3,67 \times 0,2) + (11 \times 3,67 \times 1,0) = 16,0746 + 71,932 + 40,37 = 128,38 \text{ кг}$$

Найбільший кумулятивний внесок у хімічне забруднення зумовили артилерійські снаряди калібру 152 мм (осколково-фугасний постріл ВОФ39) із масою вибухової речовини 6,73 кг. Для цієї категорії розподіл склав: 820 штатних детонацій, 185 неповних детонацій та 20 неспрацьованих боєприпасів.

$$M_{\text{total}} = (820 \times 6,73 \times 0,01) + (185 \times 6,73 \times 0,2) + (20 \times 6,73 \times 1,0) = 55,186 + 249,01 + 134,60 = 438,79 \text{ кг}$$

Сумарна маса вибухової речовини, що потрапила у ґрунтовий покрив, становить 438,79 кг. З цієї кількості 55,19 кг пов'язані з повноцінними вибухами, 249,01 кг – із процесами дефлаграції, а 134,60 кг становлять пряму загрозу у вигляді нерозірваних боєприпасів.

Зазначимо, що для цього розрахунку свідомо було обрано максимально оптимістичні

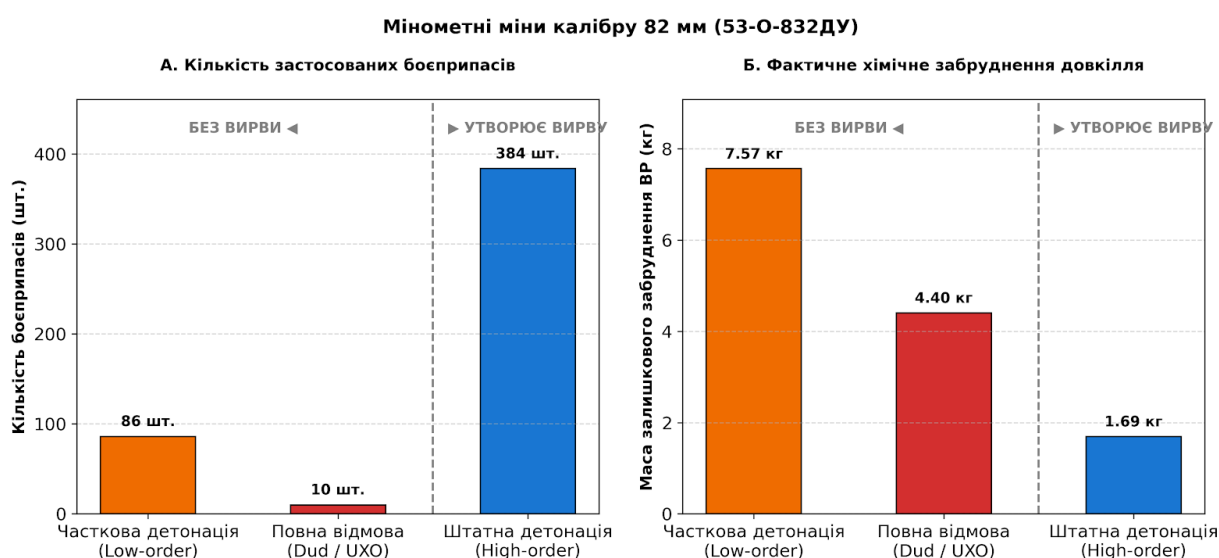


Рис. 4. Розрахункова кількість застосовуваних мін калібру 82 мм (А) і фактичне їх забруднення ґрунтів вибуховими речовинами (Б)

Fig. 4. Calculated quantity of employed 82 mm mortars (А) and their actual soil contamination with explosives (B)

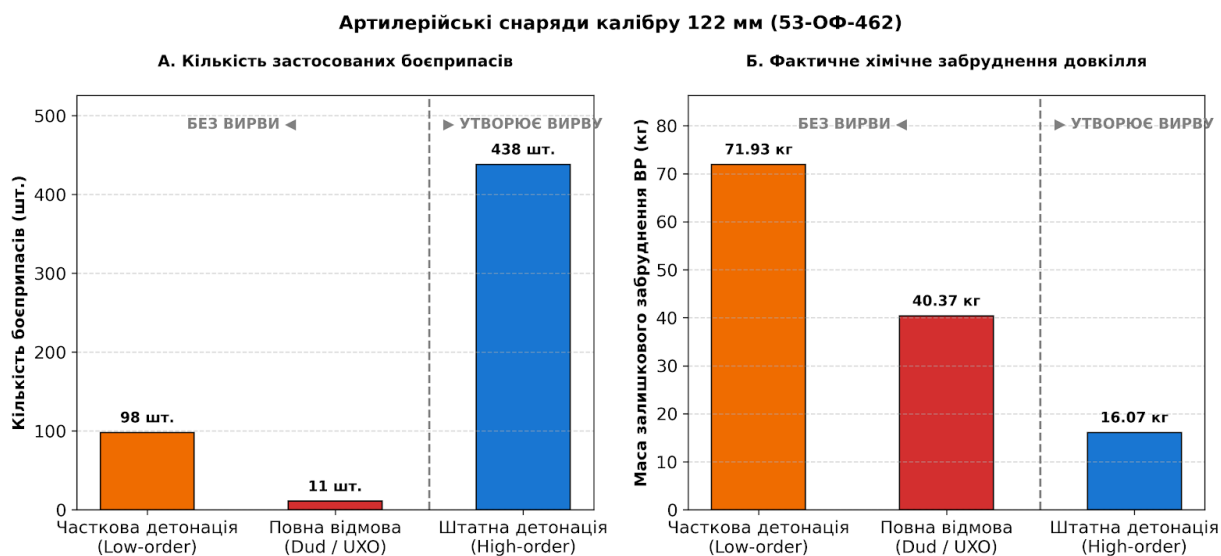


Рис. 5. Розрахункова кількість застосовуваних мін калібру 122 мм (А) і фактичне їх забруднення ґрунтів вибуховими речовинами (Б)

Fig. 5. Calculated quantity of expended 122 mm artillery projectiles (A) and their actual soil contamination with explosives (B)

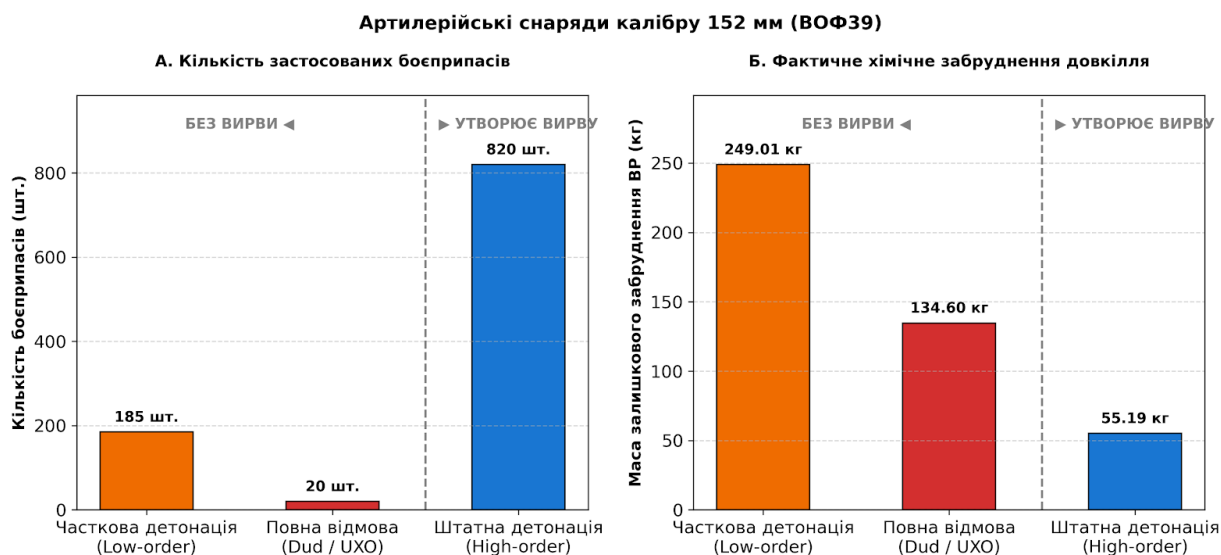


Рис. 6. Розрахункова кількість застосовуваних мін калібру 152 мм (А) і фактичне їх забруднення ґрунтів вибуховими речовинами (Б)

Fig. 6. Calculated quantity of expended 152 mm artillery projectiles (A) and their actual soil contamination with explosives (B)

(мінімальні для екологічного навантаження) показники частоти відмов боєприпасів, тоді як показники штатної детонації, навпаки, прийнято як максимальні, хоча в реальних умовах вони є набагато меншими. З методологічної точки зору більш коректним підходом є екстраполяція загальної кількості застосованих засобів ураження шляхом додавання розрахункової кількості відмов до верифікованої кількості вирв на місцевості. Проте в межах цієї моделі розрахунок здійснювався безпосередньо від загального обсягу застосування

боєприпасів, що дозволило продемонструвати верхню межу потенційного кумулятивного екологічного тиску на екосистему. Таке припущення обґрунтовується тим, що аналізований знімок фіксує перший етап повномасштабного вторгнення (весна–літо 2022 року), коли обома сторонами використовувалися відносно нові або якісно збережені запаси озброєння з регулярних арсеналів. Візуальний аналіз ортофотоплану також підтверджує цю тезу: переважна більшість вирв має чіткі, симетричні та рівні контури, що свідчить про

високу кінетичну енергію снарядів та стабільне, повноцінне спрацювання їхніх підривних пристроїв.

Проте під час моделювання запеклих боїв наступних періодів (2023–2024 рр.) відсотки відмов були значно вищими через критичне виснаження складів, використання застарілих категорій снарядів тривалого зберігання та постачання дефектних партій боєприпасів незадовільної якості. Варто наголосити, що наведені розрахунки, як і загальна оцінка зафіксованих виливів, мають суто модельно-візуалізаційний характер і покликані наочно продемонструвати загальну структуру формування екологічного навантаження. Головна цінність цієї моделі полягає в тому, що вона чітко ідентифікує, які саме чинники забезпечують найбільший внесок у хімічне забруднення довкілля. Навіть за умови закладення мінімальних коефіцієнтів відмов та ідеального спрацювання арсеналів, саме процеси дефлаграції (неповної детонації) та нерозірвані боєприпаси залишаються домінуючими джерелами надходження токсичних речовин з вибухівки у ґрунтовий покрив.

Додатковою системною проблемою є методологічні обмеження самого підходу оцінювання масштабів екологічного навантаження виключно за кількістю та геометрією виливів.

По-перше, в умовах високоінтенсивних бойових дій чітко ідентифікувати всі кратери навіть за допомогою високоточних методів дистанційного зондування Землі є надзвичайно складним або майже неможливим завданням. У зонах щільних артилерійських нальотів виливів часто перекриваються (накладаються одна на одну), частково або повністю руйнуються наступними вибухами, а також маскуються під впливом антропогенних змін рельєфу та створення інженерних фортифікаційних споруд. Це суттєво знижує точність прямих підрахунків навіть за умов залучення супутникових знімків надвисокої роздільної здатності або даних повітряного лазерного сканування (LiDAR).

По-друге, такий підхід априорі не враховує значні за площею заміновані ділянки (зокрема, регулярні та дистанційно встановлені мінні поля). Згідно з міжнародною практикою пріоритизації протимінної діяльності, такі зони часто розмінуються в останню чергу, через що вибухонебезпечні предмети залишаються у ґрунтовому покриві без детонації протягом десятиліть. Попри те, що їхній корпус початково не пошкоджений, акумульована в них значна маса вибухових речовин створює довгострокові відкладені ризики для довкілля. Наприклад, лише одна протитанкова міна ТМ-62М містить близько 7,5 кг тротилу. У

випадку деградації оболонки або інтенсифікації корозійних процесів (що у кислих ґрунтах починається вже після 5 років перебування у субстраті) відбувається поступове вимивання токсичних сполук, що формує стійкі локальні осередки хімічного забруднення.

Окремим обмеженням методу є висока варіативність геометричних параметрів виливів для одного й того самого типу боєприпасів, зумовлена насамперед режимами налаштування підривників (табл. 2).

Аналіз даних таблиці 2 показує, що геометричні розміри виливів від боєприпасів значно меншого калібру за певних режимів роботи підривника повністю перекриваються з параметрами кратерів від значно важчих і потужніших систем. Наприклад, 120-мм мінометна міна або 122-мм артилерійський снаряд у разі виставлення підривника на фугасну дію утворюють вилив діаметром 1,7-2,0 м. Водночас 152-мм артилерійський снаряд у разі миттєвого спрацювання (на осколкову дію) залишає кратер ідентичного діаметра – 1,7-2,0 м.

Така інверсія та лінійне перекриття параметрів кратерів створюють високу ймовірність ідентифікаційних похибок під час дешифрування знімків ДЗЗ. Якщо вилив діаметром 1,8 м помилково інтерпретувати як наслідок прильоту 122-мм снаряда замість реального 152-мм, то розрахункова похибка визначення маси внесеної вибухової речовини становитиме майже 83% (3,67 кг тротилового еквіваленту проти 6,73 кг відповідно). У масштабах великої досліджуваної ділянки з тисячами прильотів це призводить до системної похибки фінальних аналітичних даних щодо сумарного хімічного навантаження на екосистему.

Ситуація додатково ускладнюється реологічними характеристиками ґрунтів та метеорологічними чинниками. Залежно від типу субстрату (важкі глини, суглинки чи піски), його щільності, поточного рівня зволоженості (трансформація пластичності після дощів) та рівня залягання ґрунтових вод, лінійні розміри виливів від одного й того самого боєприпасу можуть відхилятися від номінальних довідкових значень на 30-50%. З плином часу фактори погоди (вітрова та водна ерозія, замулення змивами, заростання рослинністю) швидко нівелюють первинну морфологію кратерів, розмиваючи їхні контури. Це робить верифікацію калібру ВВП виключно за геометрією виливів без залучення прямих натурних обстежень та верифікації за звітами операторів протимінної діяльності вартісним, проте не інформативним інструментом.

Практичним підтвердженням методологічних обмежень наявних підходів до оцінки забруднення

є результати польових досліджень, проведених автором на території Миколаївської області. Будь-яка діяльність, в тому числі екологічні дослідження на територіях, що зазнали бойових дій, можуть здійснюватися лише після проведення заходів протимінної діяльності, оскільки відбір проб ґрунту або проведення інших польових робіт на землях із мінно-вибуховою загрозою є неприйнятним. Саме тому доступ дослідників до таких територій можливий лише після виконання процедур нетехнічного та технічного обстеження, а також очищення ділянки від вибухонебезпечних предметів. Під час виїзду було проведено попереднє ознайомлення з результатами робіт операторів протимінної діяльності, зокрема з інформацією про щільність забруднення території та кількість вилучених вибухонебезпечних предметів.

Слід враховувати, що на теперішньому етапі в Україні переважно очищуються землі першої та другої черги розмінування, які характеризуються відносно низькою щільністю забруднення та мають пріоритет для повернення до господарського

використання. Водночас значна частина територій була визначена як так звана “вивільнена земля” за результатами нетехнічного обстеження. Загалом близько 37 тис. км² територій, які раніше розглядалися як імовірно забруднені, були виключені з категорії небезпечних після проведення нетехнічного обстеження. Це означає, що вони не містили підтверджених мінно-вибухових загроз або будь-яких непрямих факторів їх наявності.

Під час польового виїзду на одну з досліджуваних ділянок було детально проаналізовано документи нетехнічного та технічного обстеження. У звітній документації зазначалося, що на території були виявлені уламки вибухонебезпечних предметів, однак непрямі ознаки їх застосування, зокрема вирви, на місцевості не фіксувалися (рис. 8). Попри це, згідно з актами виконаних робіт оператора протимінної діяльності, під час очищення території з ділянки все ж були вилучені вибухонебезпечні предмети (рис. 7).

Як видно зі звітної документації оператора протимінної діяльності (рис. 7), під час очищення

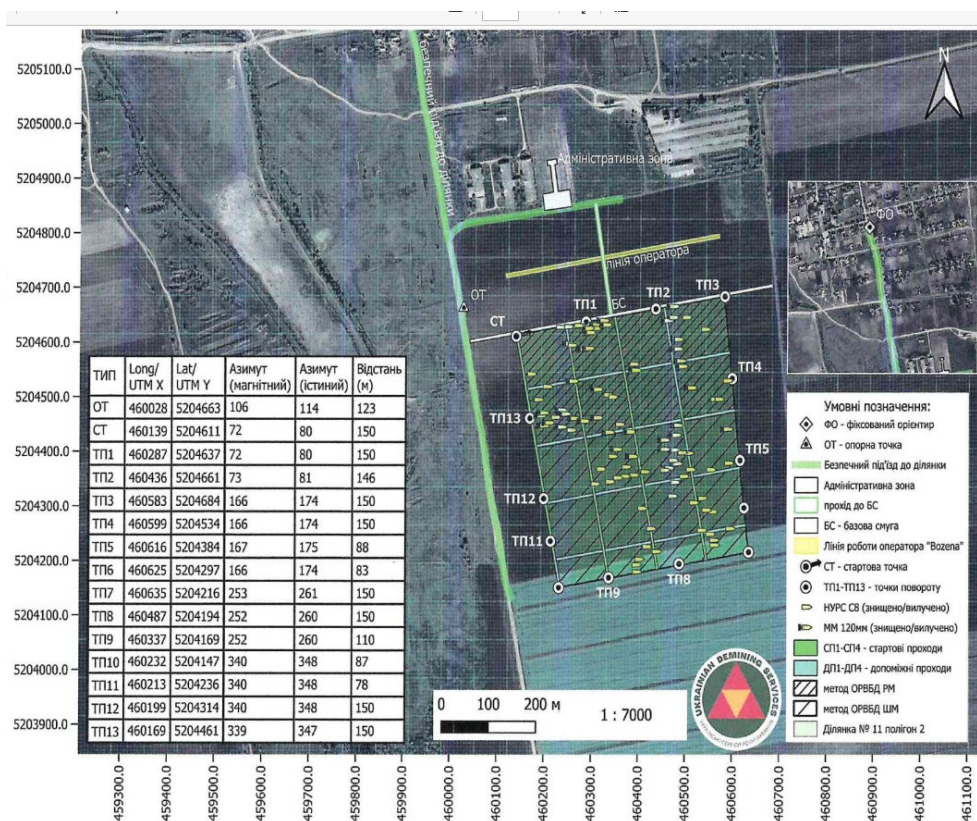


Рис. 7. Пояснювальна схема акту виконаних робіт операторів протимінної діяльності на земельній ділянці біля с. Киселівка Миколаївської області, липень 2024 р.

Fig. 7. Explanatory diagram of the land release certificate issued by mine action operators for a land plot near the village of Kyselivka, Mykolaiv region, July 2024

Примітки: на цій схемі показано із координатами всі вибухонебезпечні предмети, які були вилучені із конкретної земельної ділянки в рамках проведення протимінної діяльності.

Джерело: ТОВ “Українські сервіси розмінування”

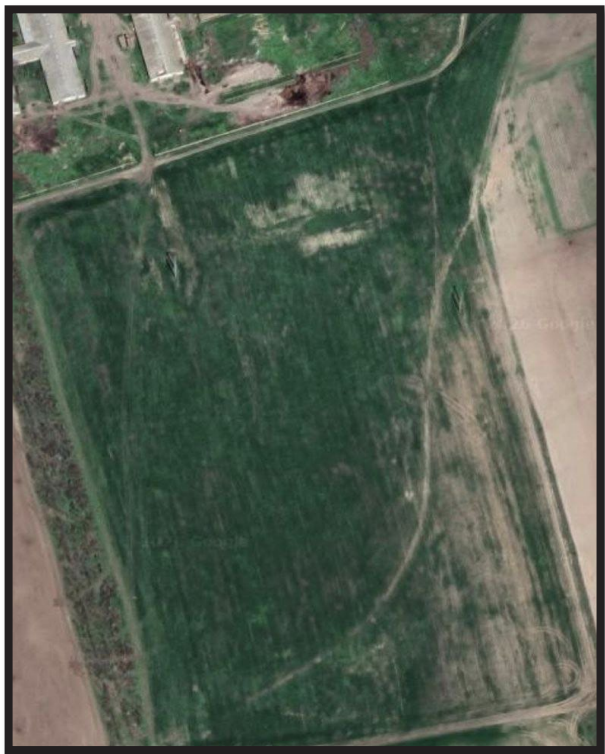


Рис. 8. Супутниковий знімок земельної ділянки біля с. Киселівка Миколаївської області в момент завершення бойових дій, червень 2023 р.

Fig. 8. Satellite image of a land plot near the village of Kyselivka, Mykolaiv region, at the time of the cessation of hostilities, June 2023

Примітки: як видно із цього знімку, вирви та будь-які інші сліди бойових дій саме на цій земельній ділянці відсутні, що також було відображено у звіті нетехнічного та технічного обстеження оператора протимінної діяльності.

Джерело: Google maps

досліджуваної ділянки було вилучено 68 одиниць 80-мм некерованих авіаційних ракет С-8. Стартова маса кожної ракети становить приблизно 11,55 кг, при цьому бойова частина містить близько 1 кг вибухової речовини типу А-ІХ-10 (приблизно 80 % гексогену (НМХ) та 20 % алюмінієвого порошку з флегматизатором), а маса твердого ракетного палива (ТРП) у маршовому двигуні становить близько 3,6 кг. Таким чином, сумарна маса ракетного палива, що потенційно могла потрапити у докільля на цій ділянці, становить понад 240 кг. З огляду на співвідношення компонентів боєприпасу та специфіки застосування, саме тверде ракетне паливо може стати одним із ключових факторів потенційного хімічного забруднення докільля.

Під час проведення польових досліджень відбір проб ґрунту здійснювався точковим методом безпосередньо у місцях вилучення вибухонебезпечних предметів на глибину до 15 см (глибина проведення протимінної діяльності). Такий підхід був

обраний свідомо, оскільки, як показано у рисунку 3, забруднення територій вибуховими речовинами внаслідок бойових дій має нерівномірний характер і формується у вигляді локальних осередків (hot spots), пов'язаних із конкретними місцями застосування вибухонебезпечних предметів. На відміну від багатьох інших типів техногенного впливу, вибухові речовини не формують рівномірного площинного забруднення ґрунтів, тому проведення суцільного площинного аналізу на великих територіях є мало-ефективним і економічно необґрунтованим.

Додатковим фактором, що визначив обраний методологічний підхід, є поточна обмеженість національних аналітичних спроможностей для точного кількісного визначення вмісту вибухових речовин у ґрунтах та рослинній біомасі. Проведення таких специфічних досліджень потребує дороговартісного обладнання (зокрема, систем високоефективної рідинної або газової хроматографії з мас-спектрометрією) та застосування складних лабораторних методів екстракції. Через нестачу відповідної інфраструктури в Україні, наразі відібрані екологічні проби часто необхідно направляти до профільних сертифікованих лабораторій за кордоном. Це підвищує загальну вартість досліджень, збільшує тривалість аналізу та суттєво обмежує можливості реалізації великомасштабних і регулярних програм екологічного моніторингу забруднених територій.

Враховуючи ці обмеження, застосування цільового точкового відбору проб дозволило суттєво оптимізувати ресурсні витрати. Такий підхід дав змогу зосередити лабораторний аналіз виключно в локаціях із найвищою розрахунковою ймовірністю накопичення токсикантів (наприклад на місцях знешкодження ВНП), що є найбільш ефективним рішенням як з наукової, так і з економічної точок зору.

З метою первинної ідентифікації хімічних компонентів було проведено скринінговий аналіз за допомогою портативного раманівського спектрометра. Такий підхід застосовувався для прямого виявлення вихідних компонентів вибухових речовин і твердих ракетних палив, що дозволив уникнути типових помилок інтерпретації, коли під час лабораторних досліджень аналізуються порохові суміші, які не застосовувалися саме в даному типі вибухонебезпечного предмету. У більшості точок, де під час протимінної діяльності вибухонебезпечні предмети не були виявлені, скринінгові вимірювання також не показали наявності забруднення. Це ще раз підтверджує, що забруднення вибуховими речовинами має локальний характер і пов'язане передусім з конкретними місцями застосування або руйнування боєприпасів.

Варто зазначити, що подолання цієї інституційної прогалини вже визнано пріоритетним завданням на державному рівні. Розвиток системи екоотоксикологічного моніторингу та створення вітчизняних спроможностей для кількісного вимірювання вмісту залишків вибухових речовин у довкіллі прямо корелює з цілями та Операційним планом Національної стратегії протимінної діяльності на період до 2033 року. Крім того, розробка та впровадження стандартизованих процедур відбору екологічних проб і їхнього лабораторного аналізу тісно пов'язані з процесом імплементації оновленого міжнародного стандарту IMAS 07.13 (Environmental management and climate change in mine action) у форматі національного стандарту (ДСТУ-П IMAS 07.13). Координація цих процесів та затвердження відповідних керівних протоколів для сертифікованих операторів протимінної діяльності належить до компетенції Національного органу з питань протимінної діяльності. Такий підхід дозволить у найближчій перспективі створити єдиний замкнений національний цикл управління екологічними ризиками, що поєднуватиме гуманітарне розуміння з об'єктивною оцінкою та мінімізацією шкоди для довкілля.

Водночас на ділянках, де раніше були вилучені вибухонебезпечні предмети, первинний експрес-аналіз методом раманівської спектроскопії у більшості випадків показав наявність перхлорату амонію, що є типовим компонентом твердого ракетного палива. Інструментальну ідентифікацію речовин безпосередньо у польових умовах було здійснено за допомогою портативного раманівського аналізатора Serstech ARX (Швеція).

Для верифікації отриманих результатів та кількісного визначення вмісту аналітів було проведено подальші поглиблені дослідження. Зокрема, точний лабораторний аналіз згідно зі стандартизованою міжнародною методикою EPA Method 8330 було виконано на базі незалежного європейського дослідницького центру VITO (Бельгія). Паралельно з цим було здійснено інструментальне підтвердження та перевірку відібраних зразків за допомогою мобільного газохромато-мас-спектрометра MX908 в Україні, на базі спеціалізованої лабораторії Міністерства оборони України.

Комплексні аналітичні дослідження обох установ повністю підтвердили первинні польові дані та засвідчили, що концентрації перхлорату амонію у ґрунтах мають чітко виражений точковий (осередковий) характер, варіюючи в діапазоні від 12,5 мг/кг до 115,0 мг/кг сухої маси ґрунту.

Слід зазначити, що в національній нормативно-правовій базі України на сьогодні відсутні затверджені гранично допустимі концентрації (ГДК) для

перхлорату амонію у ґрунтах. Це суттєво ускладнює об'єктивну оцінку екологічних ризиків, пов'язаних із таким типом хімічного забруднення. Водночас у міжнародній природоохоронній практиці відповідні нормативи вже тривалий час імплементовані. Наприклад, у США рекомендовані скринінгові рівні забруднення ґрунтів перхлоратами (Residential Soil Screening Levels) – 55 мг/кг, тоді як у Канаді цей норматив становить 65 мг/кг. Для порівняння, у державі-агресорі (російській федерації) ще до початку повномасштабного вторгнення були введені гігієнічні нормативи щодо вмісту вибухових речовин у ґрунті, де граничні концентрації становлять 10 мг/кг.

Висновки. Проведене дослідження доводить, що метод оцінки екологічної шкоди виключно за геопросторовим підрахунком та морфологічним аналізом вирв є методологічно обмеженим і недостатнім для об'єктивного визначення масштабів забруднення ґрунтів від застосування вибухонебезпечних предметів. Встановлено, що орієнтація лише на візуальні сліди вибухів зумовлює систематичну недооцінку рівня хімічного забруднення, що нівелює головну мету екологічного моніторингу щодо виявлення та просторової локалізації реальної токсичної навантаженості на педосферу.

Доведено, що найбільш масове надходження екоотоксикантів (залишків вибухових речовин та компонентів ракетних палив, зокрема перхлорату амонію) у ґрунтове середовище відбувається саме за сценаріїв без утворення вирв унаслідок дефлаграційного горіння, неповної детонації та повної відмови боєприпасів. За таких умов візуальна цілісність ґрунтового покриву створює небезпечну ілюзію хімічної безпеки території, що несе пряму загрозу транслокації токсикантів у трофічні ланцюги під час відновлення постраждалих екосистем.

Для подолання цієї методологічної проблеми запропоновано комплексний підхід шляхом інтеграції методів дистанційного зондування з обов'язковою верифікацією даних через звіти операторів протимінної діяльності. Це дозволить об'єктивно виявити приховані осередки токсичного забруднення з опорою на фактичну номенклатуру та масу виявлених вибухонебезпечних предметів.

Перспективи подальших досліджень та розвитку державної політики у цій області полягають у терміновому розробленні та імплементації національних нормативів (гранично допустимих концентрацій) вмісту вибухових речовин у ґрунтах. Паралельно критично необхідним є створення стандартизованих протоколів цільової хімічної ремедіації для безпечного відновлення деградованих територій та їхнього подальшого сталого використання.

Література

1. Artillery in Present and Future High-Intensity Operations. Rome: Istituto Affari Internazionali (IAI), 2024. 20 p. URL: <https://www.iai.it/sites/default/files/iai2410.pdf> (дата звернення: 2.05.2026).
2. Counter-UAS and the evolution of unmanned systems in contemporary conflicts. Brussels: NATO Science & Technology Organization, 2023. P. 25–34. URL: <https://www.sto.nato.int/publications/Pages/default.aspx> (дата звернення: 2.05.2026).
3. IMAS 07.10. Guide for the management of land release and residual contamination operations. 1st ed. Geneva: GICHD, 2018. 5 p. URL: <https://www.mineactionstandards.org/standards/07-10> (дата звернення: 2.05.2026).
4. IMAS Technical Note 07.14/01. Residual risk management. 1st ed. Geneva: GICHD, 2020. P. 9–10. URL: https://www.mineactionstandards.org/fileadmin/uploads/imas/Standards/English/TNMA_07.14.01_Ed.1.pdf (дата звернення: 2.05.2026).
5. How conflict impacts our environment. Nairobi: UNEP, 2022. URL: <https://www.unep.org/resources/infographic/how-conflict-impacts-our-environment> (дата звернення: 2.05.2026).
6. IMAS 07.12. Non-Technical Survey. 1st ed. Geneva: GICHD, 2018. URL: <https://www.mineactionstandards.org/standards/07-12> (дата звернення: 2.05.2026).
7. Dewey J. Remote sensing of explosive crater fields in conflict zones. *Journal of Environmental Geoscience*. 2023. Vol. 30, no. 2. P. 115–129.
8. Tamplin R. Mapping battlefield cratering using high-resolution satellite imagery. *Remote Sensing Letters*. 2024. Vol. 15, no. 1. P. 45–58.
9. Environmental impacts of explosive weapons. Hebden Bridge: Conflict and Environment Observatory (CEOBS), 2023. URL: <https://ceobs.org> (дата звернення: 2.05.2026).
10. Engineer operations: Field Manual No. 3-34. Washington: Department of the US Army, 2014. 210 p. URL: [https://www.bits.de/NRANEU/other/amd-us-archive/fm3_34\(14\).pdf](https://www.bits.de/NRANEU/other/amd-us-archive/fm3_34(14).pdf) (дата звернення: 2.05.2026).
11. Military explosives: Technical Manual No. 9-1300-214. Washington: Department of the US Army, 1984. 355 p. URL: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-03/documents/9546041.pdf> (дата звернення: 2.05.2026).
12. Bondar O. Environmental challenges of post-war recovery in Ukraine. *Journal of Environmental Policy Studies*. 2025. Vol. 14, no. 1. P. 56–68.
13. Духневич А. В., Карпінська Н. В. Екологічні наслідки війни: оцінка впливу відходів на довкілля. *Аналітично-порівняльне правознавство*. 2025. № 1. С. 347–352. DOI: <https://doi.org/10.24144/2788-6018.2025.01.55>.
14. Naumovska N. War and waste: environmental risks and management gaps in Ukraine. *Environmental Management Review*. 2025. Vol. 9, no. 2. P. 21–34.
15. Environmental Field Sampling Handbook. Washington: U.S. Department of Defense, 2013. 145 p. URL: <https://www.denix.osd.mil> (дата звернення: 2.05.2026).
16. EM 200-1-12. Conceptual Site Models for MEC and HTRW Sites. Washington: U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2023. 98 p. URL: <https://www.publications.usace.army.mil> (дата звернення: 2.05.2026).
17. EP 1110-1-18. Ordnance and Explosives Response. Washington: U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2000. 120 p. URL: <https://www.publications.usace.army.mil> (дата звернення: 2.05.2026).
18. Rodríguez-Seijo A., Andrade M. L., Vega F. A. Military-related contamination of soils and water: Sources, pathways and risks. *Biology and Fertility of Soils*. 2024. Vol. 60, no. 3. P. 367–383. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-024-01835-8>.
19. Walsh M. R., Thiboutot S., Gullett B. Characterization of residues from the detonation of insensitive munitions: Final Report, SERDP Project ER-2219. Alexandria: Strategic Environmental Research and Development Program, 2017. 184 p. URL: <https://www.serdp-estcp.org/content/download/47274/451031/file/ER-2219%20Final%20Report.pdf> (дата звернення: 2.05.2026).
20. Cui Y., Zhang Y., Li S., Chen X. Crater effects of shallow burial explosions in soil based on SPH-FEM analysis. *Frontiers in Earth Science*. 2023. Vol. 11. Art. 1114178. DOI: <https://doi.org/10.3389/feart.2022.1114178>.
21. Miwa T., Nagai M. An updated scaling relationship between energy and crater diameter for surface and subsurface explosions. *Report of the National Research Institute for Earth Science and Disaster Resilience*. Tsukuba: NIED, 2024. No. 87. 42 p.
22. UFC 3-340-02. Structures to Resist the Effects of Accidental Explosions. Washington: U.S. Department of Defense, 2014. 1950 p. URL: https://www.wbdg.org/FFC/DOD/UFC/ufc_3_340_02_2014.pdf (дата звернення: 2.05.2026).
23. Meyer R., Köhler J., Homburg A. Explosives. 6th ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2016. 438 p. DOI: <https://doi.org/10.1002/9783527689584>.
24. Urbanski T. Chemistry and technology of explosives: in 4 vols. Oxford: Pergamon Press, 1964–1985. URL: <https://archive.org> (дата звернення: 2.05.2026).
25. Cooper P. W. Explosives engineering. New York: Wiley-VCH, 1996. 470 p. DOI: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527617433>.
26. Agrawal J. P., Hodgson R. D. Organic chemistry of explosives. Chichester: Wiley, 2007. 418 p. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470080068>.
27. Zel'dovich Y. B., Librovich V. B., Makhviladze G. M., Sivashinsky G. I. The Mathematical Theory of Combustion and Explosions. New York: Plenum Press, 1985. 612 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2337-2>.
28. Ambrosini R. D., Luccioni B. M., Danesi R. F. Craters produced by explosions on the soil surface. *Mecánica Computacional*. 2003. Vol. 22. P. 678–692. URL: <https://cimec.org.ar> (дата звернення: 2.05.2026).
29. Walsh M. R. et al. Energetic Residues From The Detonation Of Common Us Ordnance. *International Journal of Energetic Materials and Chemical Propulsion*. 2011. Vol. 10, no. 2. P. 169–186.
30. Brannon J. M., Pennington J. C. Environmental Fate and Transport Process Descriptors for Explosives: Final report: ERDC/EL TR-02-10. Vicksburg: U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2002. 132 p. URL: <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA408221.pdf> (дата звернення: 2.05.2026).
31. Site characterization for munitions constituents: EPA 505-S-07-001. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 2007. 48 p. URL: <https://www.epa.gov> (дата звернення: 2.05.2026).
32. Travis C. C., Hatfield J. H. Introduction to Environmental Toxicology. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. 432 p. URL: <https://www.routledge.com> (дата звернення: 2.05.2026).
33. Hewitt A. D., Jenkins T. F., Walsh M. E. Field characterization of energetic residues from detonated military munitions. *Chemosphere*. 2005. Vol. 61, no. 6. P. 888–894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.061>.
34. Jenkins T. F. et al. Characterization of explosives contamination at military firing ranges. Hanover: CRREL, U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2001. 118 p. URL: <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA390311.pdf> (дата звернення: 2.05.2026).
35. Pennington J. C. et al. Distribution and fate of energetics on DoD test and training ranges. *Soil and Sediment Contamination*. 2005. Vol. 14, no. 2. P. 117–137. DOI: <https://doi.org/10.1080/15320380590912168>.
36. Якою має бути доля пошкоджених вибухами українських територій? / Українська природоохоронна група. 2022. 10 червня. URL: <https://uncg.org.ua/iakoiu-maie-buty-dolia-poshkodzhenykh-vybukhamy-ukrainskykh-terytorij> (дата звернення: 2.05.2026).

References

1. Istituto Affari Internazionali (IAI), 2024. *Artillery in Present and Future High-Intensity Operations*. Rome: IAI. Available at: <https://www.iai.it/sites/default/files/iai2410.pdf> [Accessed 2 May 2026].
2. NATO Science & Technology Organization, 2023. *Counter-UAS and the evolution of unmanned systems in contemporary conflicts*.

Brussels: NATO STO, pp. 25–34. Available at: <https://www.sto.nato.int/publications/Pages/default.aspx> [Accessed 2 May 2026].

3. International Mine Action Standards (IMAS), 2018. *IMAS 07.10. Guide for the management of land release and residual contamination operations*. 1st ed. Geneva: GICHD. Available at: <https://www.mineactionstandards.org/standards/07-10> [Accessed 2 May 2026].

4. International Mine Action Standards (IMAS), 2020. *IMAS Technical Note 07.14/01. Residual risk management*. 1st ed. Geneva: GICHD, pp. 9–10. Available at: https://www.mineactionstandards.org/fileadmin/uploads/imas/Standards/English/TNMA_07.14.01_Ed.1.pdf [Accessed 2 May 2026].

5. UNEP, 2022. *How conflict impacts our environment*. Nairobi: United Nations Environment Programme. Available at: <https://www.unep.org/resources/infographic/how-conflict-impacts-our-environment> [Accessed 2 May 2026].

6. International Mine Action Standards (IMAS), 2018. *IMAS 07.12. Non-Technical Survey*. 1st ed. Geneva: GICHD. Available at: <https://www.mineactionstandards.org/standards/07-12> [Accessed 2 May 2026].

7. Dewey, J., 2023. Remote sensing of explosive crater fields in conflict zones. *Journal of Environmental Geoscience*, 30(2), pp. 115–129.

8. Tamplin, R., 2024. Mapping battlefield cratering using high-resolution satellite imagery. *Remote Sensing Letters*, 15(1), pp. 45–58.

9. CEOBS, 2023. *Environmental impacts of explosive weapons*. Hebdren Bridge: Conflict and Environment Observatory. Available at: <https://ceobs.org> [Accessed 2 May 2026].

10. Department of the US Army, 2014. *Engineer operations (FM 3-34)*. Washington, DC: Department of the US Army. Available at: [https://www.bits.de/NRANEU/others/amd-us-archive/fm3_34\(14\).pdf](https://www.bits.de/NRANEU/others/amd-us-archive/fm3_34(14).pdf) [Accessed 2 May 2026].

11. Department of the US Army, 1984. *Military explosives (TM 9-1300-214)*. Washington, DC: Department of the US Army. Available at: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-03/documents/9546041.pdf> [Accessed 2 May 2026].

12. Bondar, O., 2025. Environmental challenges of post-war recovery in Ukraine. *Journal of Environmental Policy Studies*, 14(1), pp. 56–68.

13. Dukhnevych, A.V. and Karpinska, N.V., 2025. Ekologichni naslidky viiny: otsinka vplyvu vidkhodiv na dovkilla [Environmental consequences of war: assessment of waste impact on the environment]. *Analitichno-Porivnialne Pravochnavstvo* [Analytical and Comparative Jurisprudence], (1), pp. 347–352. Available at: <https://doi.org/10.24144/2788-6018.2025.01.55>.

14. Naumovska, N., 2025. War and waste: environmental risks and management gaps in Ukraine. *Environmental Management Review*, 9(2), pp. 21–34.

15. U.S. Department of Defense, 2013. *Environmental Field Sampling Handbook*. Washington, DC: DoD. Available at: <https://www.denix.osd.mil> [Accessed 2 May 2026].

16. U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2023. *EM 200-1-12: Conceptual Site Models for MEC and HTRW Sites*. Washington, DC: USACE. Available at: <https://www.publications.usace.army.mil> [Accessed 2 May 2026].

17. U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2000. *EP 1110-1-18: Ordnance and Explosives Response*. Washington, DC: USACE. Available at: <https://www.publications.usace.army.mil> [Accessed 2 May 2026].

18. Rodríguez-Seijo, A., Andrade, M.L. and Vega, F.A., 2024. Military-related contamination of soils and water: Sources, pathways and risks. *Biology and Fertility of Soils*, 60(3), pp. 367–383. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00374-024-01835-8>.

19. Walsh, M.R., Thiboutot, S. and Gullett, B., 2017. *Characterization of residues from the detonation of insensitive munitions (Final Report, SERDP Project ER-2219)*. Alexandria, VA: Strategic Environmental Research and Development Program. Available at: <https://www.serdp-estcp.org/content/download/47274/451031/file/ER-2219%20Final%20Report.pdf>

[Accessed 2 May 2026].

20. Cui, Y., Zhang, Y., Li, S. and Chen, X., 2023. Crater effects of shallow burial explosions in soil based on SPH-FEM analysis. *Frontiers in Earth Science*, 11, p. 1114178. Available at: <https://doi.org/10.3389/feart.2022.1114178>.

21. Miwa, T. and Nagai, M., 2024. *An updated scaling relationship between energy and crater diameter for surface and subsurface explosions*. Report of the National Research Institute for Earth Science and Disaster Resilience, No. 87. Tsukuba: NIED.

22. U.S. Department of Defense, 2014. *UFC 3-340-02: Structures to Resist the Effects of Accidental Explosions*. Washington, DC: DoD. Available at: https://www.wbdg.org/FFC/DOD/UFC/ufc_3_340_02_2014.pdf [Accessed 2 May 2026].

23. Meyer, R., Köhler, J. and Homburg, A., 2016. *Explosives*. 6th ed. Weinheim: Wiley-VCH. Available at: <https://doi.org/10.1002/9783527689584>.

24. Urbanski, T., 1964–1985. *Chemistry and technology of explosives*. Vols. 1–4. Oxford: Pergamon Press. Available at: <https://archive.org> [Accessed 2 May 2026].

25. Cooper, P.W., 1996. *Explosives engineering*. New York, NY: Wiley-VCH. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527617433>.

26. Agrawal, J.P. and Hodgson, R.D., 2007. *Organic chemistry of explosives*. Chichester: Wiley. Available at: <https://doi.org/10.1002/9780470080068>.

27. Zel'dovich, Y.B., Librovich, V.B., Makhviladze, G.M. and Sivashinsky, G.I., 1985. *The Mathematical Theory of Combustion and Explosions*. New York, NY: Plenum Press. Available at: <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2337-2>.

28. Ambrosini, R.D., Luccioni, B.M. and Danesi, R.F., 2003. Craters produced by explosions on the soil surface. *Mecánica Computacional*, 22, pp. 678–692. Available at: <https://cimec.org.ar> [Accessed 2 May 2026].

29. Walsh, M.R., Thiboutot, S., Ampleman, G., Marois, A., Jenkins, T.F., Hewitt, A.D. and Ranney, T.A., 2011. Energetic Residues From The Detonation Of Common Us Ordnance. *International Journal of Energetic Materials and Chemical Propulsion*, 10(2), pp. 169–186.

30. Brannon, J.M. and Pennington, J.C., 2002. *Environmental Fate and Transport Process Descriptors for Explosives: Final report (ERDC/EL TR-02-10)*. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center. Available at: <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA408221.pdf> [Accessed 2 May 2026].

31. U.S. Environmental Protection Agency, 2007. *Site characterization for munitions constituents (EPA 505-S-07-001)*. Washington, DC: EPA. Available at: <https://www.epa.gov> [Accessed 2 May 2026].

32. Travis, C.C. and Hatfield, J.H., 2000. *Introduction to Environmental Toxicology*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press. Available at: <https://www.routledge.com> [Accessed 2 May 2026].

33. Hewitt, A.D., Jenkins, T.F. and Walsh, M.E., 2005. Field characterization of energetic residues from detonated military munitions. *Chemosphere*, 61(6), pp. 888–894. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.061>.

34. Jenkins, T.F., Walsh, M.E., Ranney, T.A., Ramsey, C.A., Grant, C.L. and Bjella, K.L., 2001. *Characterization of explosives contamination at military firing ranges*. Hanover, NH: U.S. Army Engineer Research and Development Center, Cold Regions Research and Engineering Laboratory. Available at: <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA390311.pdf> [Accessed 2 May 2026].

35. Pennington, J.C., Jenkins, T.F., Ampleman, G., Thiboutot, S., Brannon, J.M., Hewitt, A.D. and Walsh, M.E., 2005. Distribution and fate of energetics on DoD test and training ranges. *Soil and Sediment Contamination*, 14(2), pp. 117–137. Available at: <https://doi.org/10.1080/15320380590912168>.

36. Ukrainian Nature Conservation Group, 2022. *Yakoiu maie buty dolia poshkodzhennykh vybukhamy ukrainskykh terytorii?* [What should be the fate of Ukrainian territories damaged by explosions?]. Available at: <https://uncg.org.ua/iakoiu-maie-buty-dolia-poshkodzhennykh-vybukhamy-ukrainskykh-terytorij> [Accessed 2 May 2026].

REPRESENTATIVENESS OF CRATER COUNTING AS AN INDICATOR OF WARFARE IMPACTS ON THE ENVIRONMENT: METHODOLOGICAL LIMITATIONS FROM THE CASE OF UKRAINE**Dudar. V.****Dudar V.**, PhD candidate of the National University “Kyiv Aviation Institute”, ORCID: 0009-0006-9677-9531, mister-vlad@ukr.net.

The article investigates the representativeness of using crater counting as an indicator of the environmental impact of hostilities, particularly on agricultural lands. It is shown that the traditional practice of assessing environmental consequences through the analysis of explosion traces has limitations. It does not reflect the hidden processes leading to the toxic contamination of agricultural landscapes and soil degradation. A significant portion of the chemical contamination of arable lands is formed as a result of incomplete detonation of ammunition, deflagration burning of powder mixtures, or the failure of explosive devices. These processes occur mostly without crater formation, yet they pose a serious threat to soils and agricultural product safety. The mechanisms of detonation and deflagration of explosives and their impact on the accumulation of ecotoxicants in the pedosphere are analyzed. A model for assessing the potential number of toxic substances entering the environment under various ammunition activation scenarios is proposed. Based on the analysis of satellite data and field studies of agroecosystems, it is proven that the main share of pollutants enters the soil from partially or completely unexploded ordnance. Field studies conducted on lands in the Mykolaiv region confirmed the localized nature of chemical contamination without crater formation. The results indicate the need to revise the assessment of the environmental consequences of warfare and to integrate the chemical aspects of contamination into the risk management system for the safe return of lands to agricultural use. It is proven that for the planning of land reclamation, the most informative source of data on contamination is the reporting documentation of mine action operators. They contain geospatially verified information on the types and quantities of explosive ordnance removed. This provides a much more accurate understanding of the scale and spatial structure of environmental contamination compared to the remote analysis of craters.

Key words: environmental consequences of hostilities, agricultural lands, soil contamination, soil degradation, explosive ordnance, incomplete detonation, crater analysis, mine action.

Дата першого надходження статті до видання: 10.04.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 11.05.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026