

ЗАБРУДНЕННЯ ЗЕМЕЛЬ ВНАСЛІДОК АГРЕСІЇ РОСІЇ ПРОТИ УКРАЇНИ

АВТОРИ

АНАСТАСІЯ СПЛОДИТЕЛЬ

кандидат географічних наук

спеціальність 11.00.11 «Конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів»

Спеціалізація: ландшафтна екологія, геохімія ландшафтів, ґрунтознавство

ОЛЕКСАНДР ГОЛУБЦОВ

кандидат географічних наук

спеціальність 11.00.01 «Фізична географія, геофізика і геохімія ландшафтів»

Спеціалізація: ландшафтна екологія, ландшафтне планування, геоінформаційні системи (ГІС)

СЕРГІЙ ЧУМАЧЕНКО

доктор технічних наук

спеціальність 21.06.01 «Екологічна безпека»

Спеціалізація: воєнна екологія, воєнно-техногенна безпека, математичне моделювання

ЛЮДМИЛА СОРОКІНА

доктор географічних наук

спеціальність 11.00.11 «Конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів»,

Спеціалізація: ландшафтознавство, антропогенні зміни ландшафтів, ландшафтні передумови реабілітації земель

Зміст

Перелік таблиць	4
Перелік рисунків	5
ВСТУП	6
РОЗДІЛ І. ПЕРЕДУМОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОЄННО-ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ҐРУНТИ	7
1.1. Огляд досвіду із дослідження наслідків бойових дій для ґрунтів	7
1.2. Огляд типів бойових дій і боєприпасів, що застосовуються в Україні під час війни, та їхній вплив на навколишнє середовище	13
1.3. Умови міграції забруднюючих речовин в ґрунтах та в системі «ґрунт-рослина», «ґрунт-рослина-людина»	24
1.4. Моделювання поширення забруднюючих речовин у ґрунтах	31
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ І	37
РОЗДІЛ ІІ. КЛАСИФІКАЦІЯ ТА ОПИС ЗАБРУДНЕНЬ ҐРУНТІВ ПОСТВОЄННИХ ЛАНДШАФТІВ	38
2.1. Типи порушень ґрунтів у зв'язку із бойовими діями	38
2.1.1. Механічний вплив та наслідки для ґрунтів	38
2.1.2. Хімічний вплив та наслідки для ґрунтів	48
2.1.3. Фізичний вплив та наслідки для ґрунтів	51
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ ІІ	57
РОЗДІЛ ІІІ. ПРАКТИКИ З ВІДНОВЛЕННЯ ЗЕМЕЛЬ	58
3.1. Аналіз досвіду політики відновлення земель країнами, які постраждали в результаті військової діяльності	58
3.1.1. Сполучені Штати Америки	59
3.1.2. Канада	60
3.1.3. Великобританія	61
3.1.4. Німеччина	62
3.1.5. Франція	64
3.1.6. Країни колишньої Югославії	66
3.1.7. КНДР та Південна Корея	69
3.1.8. Кувейт	69
3.1.9. В'єтнам	73
3.1.10. Сирія	77
3.1.11. Україна. Зона відчуження ЧАЕС	78
3.2. Характеристика практик із відновлення земель	85
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ ІІІ	98
РОЗДІЛ ІV. ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЗБИТКІВ	99
4.1. Підходи до оцінки екологічних поствоєнних збитків	99
4.2. Оцінка еколого-економічних збитків для сільськогосподарських земель України (за нормативною грошовою оцінкою агровиробничих груп ґрунтів)	105
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ ІV	107

РОЗДІЛ V. ПРИКЛАДИ ОЦІНЮВАННЯ ПОШКОДЖЕНЬ ЗЕМЕЛЬ НА РЕГІОНАЛЬНОМУ ТА МІСЦЕВОМУ РІВНЯХ	108
5.1. Регіональний рівень: Донбас.....	108
5.2. Місцевий (локальний) рівень – оцінювання пошкодження земель внаслідок бойових дій на прикладі Вільхівської громади Харківської області і Сартанської громади Донецької області	111
5.3. Місцевий (локальний) рівень – особливості тривалого відновлення земель на прикладі ключової ділянки села Куповате у Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику, Київська область	122
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ V	125
ВИСНОВКИ.....	126
РЕКОМЕНДАЦІЇ ДЛЯ ВЛАДИ НАЦІОНАЛЬНОГО, РЕГІОНАЛЬНОГО ТА МІСЦЕВОГО РІВНІВ ЩОДО ЕКОЛОГІЧНО СТАЛОГО ТА СОЦІАЛЬНО СПРАВЕДЛИВОГО ВІДНОВЛЕННЯ ЗЕМЕЛЬ, ЯКІ ЗАЗНАЛИ ПОРУШЕНЬ І ЗАБРУДНЕНЬ	130
НА НАЦІОНАЛЬНОМУ РІВНІ	130
НА РЕГІОНАЛЬНОМУ РІВНІ	131
СЛОВНИК ТЕРМІНІВ	133
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ І ДЖЕРЕЛ	137

Перелік таблиць

Таблиця 1. Складові воєнно-техногенного навантаження від різних видів озброєння і військової техніки на ґрунтовий покрив	13
Таблиця 2.Забруднюючі речовини, що виникають в результаті воєнно-техногенного навантаження (система повітря-ґрунт-вода) за типами та видами використовуваних систем зброї.....	14
Таблиця 3. Артилерійське озброєння, що використовується при стрільбах.....	15
Таблиця 4. Артилерійське озброєння, що використовується при стрільбах.....	15
Таблиця 5. Характеристики типових боеприпасів систем артилерійської зброї та розмір зони ураження осколками	16
Таблиця 6.Кількість газів, що виділяється при згоранні вибухових речовин (на 1 кг)	18
Таблиця 7. Види озброєння, що застосовується під час бойової діяльності.....	19
Таблиця 8. Фізичні, хімічні і балістичні характеристики бездимних порохів.....	19
Таблиця 9. Фізико-хімічні властивості ароматичних вуглеводнів	21
Таблиця 10. Вміст основних забруднюючих речовин у порохових газах	22
Таблиця 11. Загальний викид основних забруднюючих речовин бронетанковою технікою	23
Таблиця 12. Загальний викид забруднюючих речовин на рік озброєнням танкового полку при проведенні бойової діяльності.....	24
Таблиця 13. В'язкість і щільність основних забруднюючих рідин та води	33
Таблиця 14. Узагальнені результати оцінки впливу наслідків бойових дій на екологічний стан ґрунтів отримані під час моделювання.....	36
Таблиця 15. Критерії рівня пошкодження земель.....	54
Таблиця 16. Функції міністерств, установ та організацій В'єтнаму у межах реалізації Плану дій з подолання наслідків застосування США токсичних хімічних речовин	75
Таблиця 17. Рекомендації щодо відновлення Сирії, сформульовані НГО	78
Таблиця 18. Зони радіоактивного забруднення за критеріями річної дози та щільності випадінь радіонуклідів, встановлені Законом України № 791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р.	82
Таблиця 19. Показники, що характеризують технології відновлення ґрунтів	86
Таблиця 20. Орієнтовна вартість використання технологій відновлення ґрунтів	86
Таблиця 21. Технології рекультиваци ґрунтів внаслідок хімічного впливу	87
Таблиця 22. Технології рекультиваци ґрунтів внаслідок фізичного та механічного впливу	97
Таблиця 23. Перелік ключових властивостей ґрунту, пов'язаних з екосистемними послугами	103
Таблиця 24. Результати вимірювання фізико-хімічних властивостей ґрунтів.....	124
Таблиця 25. Валовий вміст важких металів в фонових та деградованих пірогенним впливом ґрунтах Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, (мг/кг)	124

Перелік рисунків

Рисунок 1. Схема фізико-хімічних процесів міграції забруднюючих речовин у ґрунтах	28
Рисунок 2. Поведінка сполук вибухових речовин у ґрунтах	29
Рисунок 3. Розріз ґрунту в районі ураження артилерією	33
Рисунок 4. Швидкість розповсюдження забруднення після виконання вогневого завдання	34
Рисунок 5. Узагальнені результати моделювання.....	35
Рисунок 6. Перехід незв'язних водонасичених ґрунтів у розріджений стан (умовна модель)	39
Рисунок 7. Приповерхневі фортифікаційні споруди – траншеї : а) поблизу м. Київ; б) поблизу м. Тростянець Сумської області (Фото: Анастасії Сплодитель)	40
Рисунок 8. Заплава річки Ірпінь в районі Демидова — Козаровичів після підриву греблі (Фото Олександра Дмитрієва (Тихохода)	41
Рисунок 9. Типовий кратер, утворений бомбардуванням.....	42
Рисунок 10. Кратер, утворений авіабомбардуванням і заповнений ґрунтовими водами. Тростянецька громада, Сумська область. (Фото Анастасії Сплодитель)	43
Рисунок 11. Кратер, утворений артилерійським бомбардуванням боєприпасом калібру 122 мм. Середино-Будська громада, Сумська область (Фото Анастасії Сплодитель)	43
Рисунок 12. Забруднення ґрунтів продуктами бойової діяльності. Харківська область (Фото Павла Волкова)	45
Рисунок 13. Території мінування. Охтирський район Сумської області (Фото Костянтина Чирви)	46
Рисунок 14. Горільник поблизу с. Куповате (Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник) (Фото Дениса Вишневського)	46
Рисунок 15. Зсувні порушення ґрунту. Місто Тростянець Сумської області (Фото Анастасії Сплодитель)	47
Рисунок 16. Забруднення ґрунту пально-мастильними матеріалами. Харківська область (Фото Павла Волкова)	50
Рисунок 17. Кратер, утворений фосфорним бомбардуванням. Вільнянська територіальна громада Запорізької області (Фото Анастасії Сплодитель	52
Рисунок 18. Середня частина профілю чорнозему звичайного малогумусного глибокого легкосуглинкового з ознаками термічного впливу, Вільнянська територіальна громада Запорізької області (Фото Анастасії Сплодитель)	52
Рисунок 19. Причинно-наслідкова схема факторів впливу воєнно-техногенного навантаження на ґрунтовий покрив	54
Рисунок 20. Візуальне визначення рівнів пошкодження земель (використані ілюстративні зображення).....	56
Рисунок 21. Зонування поствоєнних територій Франції	65
Рисунок 22. Методи рекультивзації забруднених земель	85
Рисунок 23. Схема хімічної екстракції.....	94
Рисунок 24. Різновиди фітосанації.....	95
Рисунок 25. Процеси фітореMediaції, які видаляють забруднення із ґрунтів	96
Рисунок 26. Розподіл рухомих форм свинцю (Pb) і хрому (Cr) в ґрунтах Донбасу (2016-2022 рр)	109
Рисунок 27. Рівень забруднення ґрунтів Донбасу з сумарним показником забруднення (2016-2022 рр)	110
Рисунок 28. Профіль дерново-підзолистого глибоко-слабоглеюватого постпірогенного піщаного ґрунту (Фото та опис: Анастасії Сплодитель).....	123

Військова діяльність спричиняє широкомасштабну та довготривалу деградацію навколишнього середовища. Досвід країн, на території яких велись чи ведуться військові дії, свідчить про їх потужний вплив на всі компоненти природного середовища, зокрема і на ґрунти. Дослідження продемонстрували, що військові дії мають потужний вплив на стійкість ґрунтів до забруднень, спричинених бойовими діями. Однак наукові розробки в області моніторингу та еколого-геохімічної оцінки стану ґрунтів в умовах військових конфліктів мають фрагментарний характер. Це зумовлює необхідність вирішення проблеми геохімічного аналізу й оцінки екологічного стану територій, які зазнали руйнувань через воєнні дії.

Позитивні практики відновлення земель складають інтерес для України, на території якої сьогодні ведуться інтенсивні бойові дії, що спричиняють порушення і забруднення ґрунтів. Землі України неодноразово зазнавали порушень внаслідок військових дій. Зокрема протягом XX століття територія України була ареною двох світових воєн, починаючи із 2014 року в Україні ведуться інтенсивні військові дії у Донецькій і Луганській областях, а з лютого 2022 року – по всій території країни.

Україна – воєнно-техногенно напружений *регіон Європи* із нищівними наслідками для навколишнього середовища, насамперед із істотними порушеннями ґрунтового покриву. Порушення і забруднення ґрунтів спричиняють тяжкі соціально-економічні і екологічні наслідки.

Метою представленого дослідження є визначення стратегії, основних заходів та рекомендацій з повоєнного відновлення ґрунтів України на основі оцінки їх еколого-геохімічного стану у зонах ведення активних бойових дій з урахуванням регіональних ландшафтно-геохімічних умов та типів природокористування.

Складовою дослідження є аналіз міжнародного досвіду у країнах, що пережили військові дії на своїй території. У центрі уваги – практики і національні політики відновлення земель, які зазнали забруднення чи прямого фізичного пошкодження. Також розглянутий досвід України по виведенню забруднених земель в зоні Відчуження та їх відновлення після Другої світової війни.

Цінність проекту полягає у комплексному визначенні та формулюванні принципів, критеріїв та методичних прийомів оцінювання стану ґрунтового покриву поствоєнних ландшафтів України, прогнозуванні природно-антропогенних процесів, що відбуваються в ґрунтах зон воєнного впливу; у розробці методики моделювання таких процесів з використанням геоінформаційних технологій та методів математичного моделювання.

Рекомендації на національному і регіональному рівнях розроблені на основі попереднього вивчення наслідків війни в Україні, що ще триває. У рекомендаціях врахований досвід країн, які постраждали внаслідок бойових дій і розробляли технології і заходи відновлення земель та приведення їх еколого-геохімічного стану до рівня, безпечного для довкілля і здоров'я людей.

РОЗДІЛ І. ПЕРЕДУМОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОЄННО-ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ҐРУНТИ

1.1. Огляд досвіду із дослідження наслідків бойових дій для ґрунтів

Вивчення наслідків війн в історичному аспекті дає можливість краще зрозуміти екологічні проблеми сьогодення. Ґрунтовий покрив завжди був заручником військової діяльності. Два основні джерела деградації – застосування систем зброї та військових маневрів, позбавлення противника ресурсів. Перші два є повторюваним патерном протягом усієї історії.

Найбільш очевидним є пряме знищення ґрунтово-рослинного покриву: цілеспрямоване завдання шкоди для досягнення конкретної військової мети, наприклад, спалювання полів і садів, або дефоліація джунглів для виявлення укриттів противника. Випадкові прямі руйнування викликані цілеспрямованими діями, які мають будь-яку іншу тактичну мету, наприклад, риття окопів і бомбардування шляхів постачання. Тип наслідків, що часто залишається менш очевидним під час воєнних дій, може мати довгостроковий вплив на ґрунтове середовище. Непрямий вплив зазвичай найважче передбачити. Прикладом непрямого впливу на ґрунти є втрата буферності ґрунтів, засолення тощо.

Найбільших втрат ґрунтовим ресурсам під час Першої світової війни було завдано в *Франції*. У битві на Соммі (1918 р) сільська місцевість була повністю зруйнована. Траншеї прорізали сільськогосподарські угіддя, залишаючи деградовані землі. Майже 250 000 акрів сільськогосподарських земель було спустошено настільки, що було вирішено їх вилучити з використання та залісити.

Найбільш значної шкоди від Першої світової війни було завдано лісам, і як наслідок лісовим ґрунтам. Під час війни 1,5 мільйона акрів лісових угідь Франції перебували в окупованих зонах і зонах ведення бойових дій. За попередніми підрахунками, 494000 акрів французьких лісів було повністю знищено. Рухома біота також постраждала від широкомасштабних бойових дій. Популяція європейського буфало перебувала під загрозою зникнення до початку війни і значно скоротилася.

Корпус морської піхоти США брав участь в більшості конфліктів між двома світовими війнами. У 1927 році американці скинули сімнадцятифунтові осколково-фугасні бомби на *Нікарагуа*, намагаючись зупинити громадянську війну в цій країні. В розпорядженні американських військ було всього дванадцять літаків для використання в цьому районі. У 1927 році морські піхотинці США здійснили вісімдесят чотири атаки на опорні пункти партизан. Загалом 300 бомб і 30 000 боєприпасів було випущено з літаків по партизанських силах у Нікарагуа. Хоча екологічний збиток від цих атак не був значним, але вони створили прецедент для майбутнього використання повітряної потужності США. Ця ж тактика – бомбардування місцевості та знищення ґрунтово-рослинного покриву для витіснення партизанських сил – визначили стратегію війни у В'єтнамі.

Під час *Другої світової війни* Норвегію з 1940 по 1945 рік була окупована нацистами. Початковий збиток ґрунтам було завдано самими норвежцями як спосіб захисту від німецьких агресорів. Проливні дощі та снігопади сприяли розрідженню ґрунтового покриву, а закладання невеликих зарядів динаміту викликало зсуви по всій країні. В міру продовження війни німці стали побоюватися за своє становище в Норвегії, очікуючи радянського нападу. Щоб знищити все, що становило цінність для союзників, німецька армія відступила і знищила землі на площі близько 15 мільйонів акрів. Сільськогосподарські та лісові угіддя було знищено разом із дикими тваринами. Довгострокові наслідки в цьому районі так і не було вивчено. Відкриття нідерландцями дамби з ціллю призупинення наступу німців також спричинило деградацію цінних земель з подальшим її затопленням та засоленням.

З метою руйнування промислової бази Німеччини у травні 1943 року було розбомблено дві великі греблі в Рурській долині. Руйнування гребель, за оцінками, випустило 34,3 мільярда галонів води з греблі Мохне і ще 52,8 мільярда галонів із греблі Едер, що знищило майже 7500 акрів сільськогосподарських угідь¹.

Деякі з найважчих руйнувань під час Другої світової війни сталися внаслідок бомбардувань та обстрілів. Під час окупації Франції було знищено майже 1 мільйон акрів лісу. Лісові пожежі знищили ще 247 000 акрів лісу, і непрямий збиток, такий як ерозія в результаті розчищення великих площ, призвели до додаткових втрат.

Військові дії в пустелях *Північної Африки* та на островах у південній частині Тихого океану були особливо згубними. Поверхня пустелі була пошкоджена танками та іншими військовими машинами. Рослинність була знищена повністю, а пилові бурі стали набагато частішими. Дослідження, проведене в 1945-1946 роках, показало, що пилові бурі виникали частіше в районах військових дій. Було виявлено, що на територіях, де поверхня ґрунту була порушена, потрібна тільки половина швидкості вітру, зазвичай необхідної щоб викликати пилову бурю. Острови в південній частині Тихого океану часто піддавалися широкомасштабній деградації навколишнього середовища. Американські військові використовували блокаду островів за допомогою військово-морських сил та бомбардування з повітря та моря протягом тривалого періоду часу. Як тільки позиції противника були ослаблені, американські військові повністю окупували територію з подальшим використанням ресурсів острова у військових цілях.

Один із найбільш руйнівних і, можливо, найбільш довготривалих наслідків Другої світової війни для навколишнього середовища було ядерне бомбардування *Хіросіми та Нагасакі (Японія)*. У серпні 1945 р скинуто дві ядерні бомби з різницею всього в три дні. Окрім безпосереднього збитку від радіаційного забруднення, було завдано додаткових втрат, спричинених масовими пожежами, «чорним дощем», який випадав протягом кількох днів, забрудненням ґрунтових та водних ресурсів, а також знищенням рослинного та тваринного світу. Пожежі супроводжувалися сильними дощами, які змили більшу частину ґрунту, вже розрідженого, внаслідок відсутності рослинності.

Однією із американських стратегій в *Кореї* було бомбардування іригаційних гребель. Бомбардування руйнували греблі, вивільняючи сільськогосподарські ресурси та порушуючи забезпечення місцевих мешканців рисом. США значною мірою поклалися на тактику руйнування продовольчого постачання країни. Корея була аграрною країною, тому ґрунтові ресурси стали військовою мішенню.

Термін «випалена земля» під час воєнних дій набув нового значення в Азії, особливо під час війни у *В'єтнамі*. «Рука ранчо» була найбільш сумнозвісною з усіх операцій уряду США з знищення рослинного покриву та подальшої деградації ґрунтів. З усіх використаних гербіцидів 75% від загальної кількості було спрямовано на ліси Південного В'єтнаму. Території з повторними обприскуваннями показали значно більший відсоток знищеної рослинності, ніж ті, які були обприскані лише один раз. Мангрові ліси були знищені, що призвело до ерозії та поступового руйнування берегової лінії. За оцінками дослідників, понад 300 000 акрів мангрових лісів було знищено внаслідок застосування дефоліантів під час війни у В'єтнамі, що завдало серйозної шкоди екосистемі країни. Навіть сьогодні майже 20% припливних і 30% прибережних мангрових заростей не відновилися. Операція «Рука ранчо», що офіційно називалася «Операція Hades», була спрямована не лише на лісові ресурси. На додаток до завданих збитків, щоб зменшити укриття, доступні для противника, було також обприскано посіви. Військові часто цілеспрямовано знищували сільськогосподарські угіддя. Ця тактика була спрямована на те, щоб підірвати будь-яку підтримку, яка могла існувати серед цивільного населення.

Незважаючи на наслідки хімічної дефоліації та присутність дефоліантів у ґрунтах та поверхневих водах, деякі з найгірших екологічних збитків було завдано внаслідок роботи римських плугів. Їх використовували для розчищення величезних площ землі для різних цілей – побудови злітно-посадкових смуг, нових військових баз, або для позбавлення ворога укриттів в джунглях. Ці величезні трактори могли розчищати по одному акру землі на годину, і щодня працювало понад 150 тракторів. За оцінками кожного дня в Південному В'єтнамі було розчищено понад 1000 акрів землі. Таке масове розчищення ніколи раніше не було технологічно можливим. На додаток до втрати рослинності, використовувані плуги призвели до сильної ерозії та знищення середовища існування біоти. Внаслідок ерозії, збитки від повеней на незахищених землях стали серйозною загрозою для В'єтнаму.

Також було розроблено способи використання лісових пожеж у збройних цілях. Згідно зі звітом Лісової служби США, розсекреченим у 1983 році, Об'єднаний комітет начальників штабів США наприкінці 1965 року ініціював розроблення програми для зневоднення заростей джунглів до такого рівня, що вони можуть підтримувати горіння.

У грудні 1965 року Агентство перспективних дослідницьких проєктів розпочало роботу над замовленням у співпраці з Відділом пожежних і атмосферних наук Лісової служби США. Для виконання замовлення Лісова служба розпочала три повномасштабні експлуатаційні випробування у В'єтнамі з січня по квітень 1967 року. Було виявлено, що ділянки, які вже оброблені дефоліантами, горять краще, ніж зелені насадження. Одним із найуспішніших експериментів використання вогню як зброї, була велика пожежа в районі Мінь на південному заході В'єтнаму. Оцінка остаточних наслідків пожежі була представлена як частина звіту під назвою «Лісова пожежа як військова зброя»: 75-85 % справжнього лісу та 50% боліт знищено з подальшими вторинними наслідками. Це також спровокувало підвищену небезпеку повеней в районах, прилеглих до лісу.

Пожежі продовжували використовувати як зброю під час війни у В'єтнамі. Американські військові виявили, що, прориваючи канали через Очеретяну рівнину, мангрові болота можна осушити під час сухого сезону. Ця практика зробила верхні вісім дюймів ґрунту безплідними. Сірка піднімалася на поверхню сухого ґрунту, утворюючи сірчану кислоту. Американці незабаром виявили, що сухі райони стали легкою мішенню для пожеж, таким чином життєво важлива екосистема В'єтнаму була знищена².

Американські військові також значною мірою поклалися на більш контрадиційні методи ведення війни, такі як повітряні бомбардування. Величезна сила бомбардувань набула безпрецедентних масштабів. Тільки в період з 1965 по 1970 рр. у В'єтнамі було використано вдвічі більше боєприпасів, ніж у Європі та Тихоокеанському регіоні за весь період Другої світової війни. Підраховано, що майже 16 мільйонів тонн боєприпасів, включно з авіаційними, наземними і військово-морськими були використані американськими військовими в Південно-Східній Азії.

Воронки, залишені бомбардуваннями, і сьогодні ідентифікуються по всьому В'єтнаму. У серії досліджень, проведених Артуром Вестінгом у період з 1969 по 1973 рік, було підраховано, що в Південно-Східній Азії було здійснено понад 30 мільйонів вибухів, і кожен з них залишив після себе кратер. Кратери, в середньому 30 футів у діаметрі, що не містять верхнього шару ґрунту, перетворили більшу частину ландшафту В'єтнаму на деградовані землі. Навіть сьогодні, багато кратерів залишаються заповнені водою, створюючи проблеми з дренажем, забезпечуючи середовищем проживання численних хвороботворних організмів, що ускладнює або унеможлиблює обробку землі.

В'єтнам часто ставав випробувальним полігоном для нових видів зброї та бойових дій. Однією з незвичайних випробуваних раніше тактик була модифікація погоди. Починаючи з 1963 року, США почали експериментувати із засівом хмар, використовуючи йодисте срібло та інші хімічні речовини. Модифікація погоди була використана з метою ускладнення руху, порушення роботи радарів і провокування повеней та зсувів ґрунту. Немає жодної інформації про успішність цих програм, а Пентагон досі не оприлюднив дані про використовувані хімікати.

Загальне відновлення земель В'єтнаму після воєнно-техногенного навантаження може зайняти понад сто років. Наслідки воєнних дій – від бомбардування до римських плугів, від «Агента Оранж», що використовувалися у В'єтнамі, – мали більш довгострокові, ніж будь-яка інша війна в американській історії. Розчищення земель, реабілітація територій потребувала довгострокового застосування спеціальних методів.

За оцінками в'єтнамських експертів, майже 5,5 мільйонів акрів лісу й одна п'ята частина сільськогосподарських земель були знищені внаслідок бомбардувань, розчищень, дефоліації під час війни. Відновлення цих земель, що страждають від ерозії, є повільним процесом. Територія В'єтнаму природньо схильна до ерозії, тому рослинність не змогла швидко відновитися на землях з ознаками злитогенезу.

Наслідки екологічної війни у В'єтнамі мають вплив на здоров'я населення - насамперед, дефекти розвитку, хвороби і смерть, пов'язані з впливом «Агента Оранж». Масштаб, важкість і довготривалість цих екологічних наслідків спричинили появу перших міжнародно-правових положень, що забороняють екологічну війну: Конвенція про заборону впливу на навколишнє середовище 1976 року та Додатковий протокол I 1977 року до Женевських конвенцій 1949 року (Протокол I). Незважаючи на міжнародне засудження такої тактики, під час Центральноамериканських внутрішніх конфліктів 1980-х років продовжували використовувати кампанії з дефоліації, хоча і в меншій мірі, ніж під час війни у В'єтнамі³.

Американські війська були залучені в численні військові дії протягом 1980-х років, зокрема, в *Центральній Америці*. Однією великою «гарячою точкою» протягом усього рейганівського періоду була Нікарагуа. Підтримувані США контрреволюціонери (Контрас), вели партизанську війну в джунглях маленької країни. До 1986 року Контрас почали атакувати сільськогосподарські кооперативи і державні ферми в аграрних районах Нікарагуа. Американське економічне ембарго США проти Нікарагуа вже послабило країну, а напади на аграрні райони стали додатковим ударом.

Урядові війська також використовували численні тактики, які виявилися згубними для навколишнього середовища. Авіаційні бомбардування пошкодили багато лісів і сільськогосподарських угідь, ерозія ґрунту стала серйозною проблемою. У 1983 році відступаючі контрреволюціонери спричинили лісову пожежу на півночі Нікарагуа, яка тривала без контролю понад місяць, знищивши приблизно 74 000 акрів лісу.

Військова присутність у регіоні завдала шкоди навіть тоді, коли бойові дії не велися. Великі площі землі були розчищені для будівництва доріг, щоб Національна гвардія США та інші американські військові сили могли перевозити обладнання.

Сьогодні тисячі нікарагуанців шукають нові землі під сільськогосподарські угіддя. Їхні пошуки призводять до безконтрольної вирубки дерев в районах, які колись вважалися заповідними. Звільнені від лісів території піддаються ерозії, а пилові бурі стають дедалі частішим явищем.

Вторгнення США в *Панаму* (1990 р.) мало аналогічні наслідки для цієї крихітної латиноамериканської країни. До початку воєнних дій Панама володіла однією з найбільших систем національних парків у Центральній Америці. У країні було п'ятнадцять національних парків, які займали 11% її території.

Після вторгнення в Панаму обмеження на використання земель національних парків було ослаблено, і тепер природоохоронні території перебувають під загрозою. Вирубка лісів і браконьєрство на територіях, що охоронялися, стали серйозною проблемою після вторгнення.

Одним із найостанніших свідчень прямих екологічних збитків під час воєнних дій була війна в *Перській затоці* (1991 р.). У спробі зупинити вторгнення союзників було ліквідовано заводи з опріснення води, що тим самим зруйнувало економіку Кувейту та Саудівської Аравії. Іракські війська Саддама Хусейна вилили мільйони галонів нафти в мілкі води затоки та систематичного знищували нафтові родовища Кувейту. Детонатори, заздалегідь встановлені в стратегічно важливих місцях, знищили приблизно 1 250 нафтових свердловин і залишили близько 600 свердловин горіти. Останню пожежу загасили лише через дев'ять місяців після її початку. Дим від палаючої нафти містив поліциклічні ароматичні вуглеводні та залишки важких металів (нікель, хром, ванадій), здатних викликати онкологічні захворювання в населення. Також дим містив діоксид сірки та оксиди азоту, які накопичуються в атмосфері та випадають у вигляді кислотних дощів. Піщані ґрунти не стійкі до кислоти, що погіршило умови ведення сільського господарства. Водопостачання також знаходиться під загрозою забруднення через кислотні дощі.

Тисячі військових машин, що пересувалися пустелею, не лише знищили рослинні угруповання, а й порушили природну кірку пустелі, яка запобігає вітровій ерозії. Риття окопів і пересування військ збільшило втрати ґрунтових ресурсів. За оцінками, до 25% території Кувейту зруйновано, а довгострокові наслідки можуть виявитися найсерйознішими в Перській затоці.

Сили коаліції бомбардували численні хімічні, біологічні та ядерні об'єкти в Іраку протягом усієї війни, однак точних цифр не було опубліковано жодною зі сторін, і реальні наслідки цих атак невідомі.

Французькі війська повідомили про виявлення токсинів на кордоні Іраку та Саудівської Аравії, імовірно з розбомблених заводів. У звітах зазначалося, що ці речовини не становлять небезпеки для здоров'я людини або навколишнього середовища, але довгострокові наслідки викиду будь-якої з цих токсичних речовин в атмосферу і ґрунт будуть відомі, можливо, тільки через десятиліття.

Пустелі Кувейту та Іраку є до певної міри унікальними, тому що поверхня для встановлення мін являла собою пісок, який постійно здувається і переміщується. Це означає, що в пустелях було більше бомб, що не розірвалися. Видування та зміщення піску унеможливило проходження по полю та фіксацію нерозірваних бомб.

За оцінками урядового дослідження, 70% звичайних бомб (88 500 тонн), скинутих на Ірак, не досягли своєї мети, 20% (17 700 тонн) від загальної кількості так і не детонували. Крім традиційних бомб, розкиданих над Кувейтською та Іракською пустелями, близько 1 млн нерозірваних бомб «Рокі» засмічують частину пустелі (Кувейт), за очищення якої відповідальні США. Складність видалення «Рокі» полягає в тому, що вони дрібні й не розташовані за певною схемою. В міру виявлення бомб, їх знешкоджують на місці. За оцінками експертів, має минути близько 40 років, перш ніж пустелю вважатимуть безпечною.

Подібна ситуація спостерігалася під час швидкого нарощування військового потенціалу перед вступом США в Другу світову війну. Авіаційна станція морської піхоти «Черрі Пбінт», (Північна Кароліна), є прикладом території, де очищення буде практично неможливим. Протягом усього періоду холодної війни промислові відходи регулярно скидалися в місцеві водойми. Сьогодні в ґрунтах та поверхневих водах цього регіону міститься велика кількість токсичних речовин, таких як ртуть та свинець. Іншим прикладом екологічних проблем, спричинених армією, є Абердинський полігон (штат Меріленд). На полігон було скинуто низку токсичних речовин, таких як миш'як і ціанід. Ситуація загострилася в травні 1989 року, коли троє цивільних менеджерів Хімічного центру армії США з пошуку, розробки та проєктування були засуджені за участь у незаконній утилізації токсичних речовин. Згідно з судовими документами, ці працівники проігнорували неодноразові попередження інспекторів про необхідність знову перемістити хімікати з бочок, що протікають, у яких вони зберігалися. Було задокументовано випадки навмисного зливу небезпечних речовин (білий фосфор, миш'як) у дренажні басейни. Однією з основних небезпек в Абердині є близьке розташування до природоохоронних територій. На інших, менш відомих територіях відбуваються подібні сценарії забруднень. База Повітряних сил Тінкер недалеко від Оклахома-Сіті була побудована в великому дренажному басейні і над єдиним у центральній Оклахомі підземним водоносним горизонтом. База довгий час була ремонтним складом для літаків, зброї і двигунів. Ґрунтовий покрив забруднений розчинниками та важкими металами (трихлоретилен, шестивалентний хром).

На базі Повітряних сил у Твін-Сіті (штат Міннесота) було виявлено десять забруднених ділянок. Найбільшою ділянкою є звалище, яке служило базі з 1963 по 1972 рік. Звалище, що займає три акра, прилягає до річки Міннесота, містить загальне сміття бази, а також розчинники і фарби. Крім звалища, було виявлено дев'ять інших місць забруднення, включно з розливами палива, захоронення шламу, зберігання небезпечних відходів. Забруднюючі речовини містили хлористий метилен, ацетон, бутан, хлороформ, толуол тощо.

Можливо, найгірший випадок боєприпасів, що не розірвалися, відбувається на армійському полігоні Джефферсон у штаті Індіана. Джефферсон є полігоном для випробувань боєприпасів з 1941 року. За наступні п'ятдесят років військові провели випробувальні стрільби приблизно 23 мільйонами боєприпасів. Сьогодні, за оцінками офіційних осіб вважають, що 1,5 мільйона з цих випробувальних снарядів залишаються нерозірваними, засмічуючи 55 000 акрів території полігону. За деякими даними, боєприпаси зариті на глибину 24 футів під землею. Слід також брати до уваги, що військові

випробовують зброю на постійній основі. Хоча очищення токсичних речовин було доповнено більш ретельною політикою зберігання та утилізації цих речовин у випадку з випробуваннями боєприпасів.

Значна частина токсичних речовин, що забруднюють американські військово-морські бази сьогодні, є прямими наслідками використання хімічної зброї. Одним з основних прикладів є Рок-Айлендський арсенал. Це давнє підприємство з виробництва та зберігання нервово-паралітичних речовин. Відходи від виробництва регулярно скидалися на території арсеналу. У середині 1950-х років було виявлено, що підземні джерела були забруднені, і це призвело до знищення сільськогосподарських культур, зрощуваних цією водою, а також до загибелі численних тварин. Під час експерименту, проведеного в 1960-х рр., з арсеналу почали перекачувати відходи у 2,5-метровий резервуар глибиною в милю. Через місяць після початку відкачування, у Денвері сталася незвичайна серія землетрусів. За п'ять років відкачування води, 165 мільйонів галонів відходів з хімічної та біологічної програми були закачані глибоко в землю, що склало загрозу екологічній катастрофи.

Конфлікт у Косові 1999 року спричинив додаткові екологічні проблеми. Сербські сили отруювали колодязі і, як стверджується, застосовували тактику випаленої землі, щоб змусити косовських албанців покинути свої домівки⁴. 78-денна кампанія бомбардувань НАТО завдала серйозної шкоди певним районам, зокрема, навколо нафтопереробного заводу, нафтохімічного комплексу та заводу з виробництва добрив у Панчево, а також на промислових об'єктах Панчево та на промислових об'єктах Нові-Саду. Знову ж таки, питання збідненого урану вийшло на перший план, а націленість на об'єкти цивільної інфраструктури як, наприклад, очисні споруди, за повідомленнями, спричинили екологічну шкоду не тільки в Югославії, але й нижче за течією Дунаю в Румунії та Болгарії⁵.

Одразу після припинення бойових дій Програма ООН з навколишнього середовища створила робочу групу експертів (у тому числі представників неурядових організацій) для оцінки екологічної шкоди, як це було зроблено після війни у Перській затоці 1990-91 років. Цей досвід свідчить про зростаючу роль екологічних неурядових організацій, які беруть участь у моніторингу та висвітленні екологічних наслідків війни.

Незважаючи на трагічні наслідки спричинені воєнними діями, як не дивно, є і деякі позитивні ефекти війни. Один із наслідків Громадянської війни в США – це система національних парків. Формування цих природоохоронних територій відбулося переважно в зонах ведення бойових дій. Під час громадянської війни в Нікарагуа у 1980-х роках припинилася вирубка лісу; перетворення лісів на сільськогосподарські угіддя сповільнилося; торгівля тваринами значною мірою припинилася⁶. Багато місць масових руйнувань було оголошено історичними пам'ятками, як, наприклад, лагуна Тру посеред Тихого океану. Однією з найбільш сприятливих для біоти територій була Кореїнська демілітаризована зона, що простягнулася приблизно на 151 милю. Ця територія містить унікальні типи біотопів, які раніше перебували під загрозою зникнення.

1.2. Огляд типів бойових дій і боєприпасів, що застосовуються в Україні під час війни, та їхній вплив на навколишнє середовище

Оцінка еколого-геохімічного стану території воєнно-техногенного навантаження показала, що майже всі типи воєнно-техногенного навантаження є потужними забруднювачами ґрунтового покриву і є співставними з їхніми видами впливу. Така ситуація пояснюється специфікою воєнних впливів, яка характеризується використанням та експлуатацією систем озброєння та військової техніки (Таблиця 1; Таблиця 2).

Таблиця 1. Складові воєнно-техногенного навантаження від різних видів озброєння і військової техніки на ґрунтовий покрив

Вид забруднення	Фактори забруднення		Стрілецька зброя				Гранатомет	Ручні гранати	Артилерія				Реактивна сист. залп. вогню	Противітанковий ракетний	Танки	БМП- подібні	Автомобільна техніка
			Пістолет	Гвинтівка	Автомат	Кулемет			Гаубиці	Зенітні гармати	Польові гармати	Міномети					
1	2		3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Механічне	Гільзи		+	+	+	+			+	+	+						
	Снаряди, осколки						+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	Кулі, осколки куль		+	+	+	+											
	Пакувальні матеріали з-під боєприпасів		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
	Промаслене сміття		+	+	+	+	+		+	+	+	+		+	+	+	+
	Ерозія ґрунту від вибуху						+	+	+		+	+	+	+	+	+	
	Ерозія ґрунту від сховищ								+	+	+	+	+		+	+	
	Ерозія ґрунту від руху								+	+	+	+	+		+	+	+
	Ущільнення ґрунту												+		+	+	+
Кількість факторів механічного забруднення			4	4	4	4	4	2	7	6	7	6	6	4	7	7	3
Фізичне	Теплове	згоряння порохового заряду	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
		згоряння розривної речовини						+	+	+	+	+	+	+	+	+	
		робота двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ)												+		+	+
	Акустичне	згоряння порохового заряду	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
		згоряння розривної речовини						+	+	+	+	+	+	+	+	+	
		робота ДВЗ												+		+	+
	Вібраційне	згоряння порохового заряду	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
		згоряння розривної речовини						+	+	+	+	+	+	+	+	+	
		робота ДВЗ												+		+	+
		рух транспортних засобів									+	+	+	+		+	+
	Світлове	згоряння порохового заряду							+	+	+	+	+	+	+	+	
		згоряння розривної речовини							+		+	+	+	+	+	+	
Кількість факторів фізичного забруднення			3	3	3	3	6	3	8	8	9	9	12	8	12	12	4
1	2		3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Хімічне	Порохові гази від згоряння	порохового заряду	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
		розривної речовини						+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	Частки, які не згоріли	порохового заряду	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
		розривної речовини						+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	Мастильні матеріали		+	+	+	+	+		+	+	+	+			+	+	+
	Вихлопні гази ДВЗ								+	+	+	+	+		+	+	+
	Забруднення ґрунту нафтопродуктами								+	+	+	+	+		+	+	+
	Забруднення води нафтопродуктами														+	+	+
	Важкі метали		+	+	+	+											
	Вольфрам, карбід вольфраму, важкий сплав															+	
Кількість факторів хімічного забруднення			4	4	4	4	5	2	7	7	7	7	6	4	9	8	4
Загальна кількість факторів забруднення			11	11	11	11	15	7	22	21	23	22	24	16	28	27	11

Таблиця 2.Забруднюючі речовини, що виникають в результаті воєнно-техногенного навантаження (система повітря-ґрунт-вода) за типами та видами використовуваних систем зброї

Вид зброї, що використовується	Тип зброї, що використовується	Забруднюючі речовини, що виникають в результаті бойової діяльності
Стрілецька зброя	пістолети снайперські гвинтівки автомати кулемети ручні кулемети ротні	Повітря: CO, NO ₂ , SO ₂ , HF, Hg, C _n H _m , CH ₂ O, Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb
		Вода: Cu, Fe, Al, Mn, Zn, Pb, Sn, Mg
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Fe, Mn, Zn, Pb, Sn, Mg, P, Al, хлориди, нітрати
Гранатомети стрілецька зброя ручні гранати	автоматичні (підствольні) ручні станкові протитанкові	Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , C ₂₀ H ₁₇ , Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		Вода: Cu, Fe, Al, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Fe, Mn, Zn, Pb; Sn, Mg, P, Al, Hg, Cd, Cr,
Озброєння БМП (БТР): стрілецька зброя ручні гранати	14,5 мм КВТ 73 мм П 30 мм П 14,5 мм ВС	Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , SO ₂ , H ₂ S, HCl, Cl ₂ , HF, H ₂ SO ₄ , CH ₂ O, Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		Вода: Cu, Fe, Al, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr, нафтопродукти
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr
Озброєння бойових машин піхоти (БМП, БТР), ручні гранати		Повітря: C, C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , SO ₂ , H ₂ S, HCl, Cl ₂ , HF, H ₂ SO ₄ , CH ₂ O, C ₂₀ H ₁₇ , Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		Вода: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr, нафтопродукти
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr, нафтопродукти,
Озброєння бойових машин піхоти (БТР) ПТКР (на електронних тренажерах) ручні гранати		Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , SO ₂ , H ₂ S, HCl HF, H ₂ SO ₄ , Cl ₂ , CH ₂ O, C ₂₀ H ₁₇ , Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb, нафтопродукти
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Hg, Zn, Cd, Cr, нафтопродукти
Озброєння танків, озброєння САУ стрілецька зброя ручні гранати	23 мм ВЯ 115 мм ТП 125 мм ТП	Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , O ₂ , C, SO ₂ , H ₂ S, Cl ₂ , HF, HCL, CH ₂ O, H ₂ SO ₄ , C ₂₀ H ₁₇ ; Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb, нафтопродукти, пил
		Вода: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Zn, Hg, Pb, Cd, Cr, P, нафтопродукти
		ґрунт: Cu, Fe, Mn, Sn, Mg, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr, P, нафтопродукти
Озброєння танків зенітний кулемет танка ручні гранати		Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , SO ₂ , H ₂ S, HCl, Cl ₂ , HF, HCL, H ₂ SO ₄ , CH ₂ O, C ₂₀ H ₁₇ , Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Hg, Pb, Zn, Cd, Cr, нафтопродукти
Ствольна артилерія, міномети	76 мм П ЗІС-3; 85 мм П Д-44; 100 мм ПТП МТ-12; 122 мм ГД-30;; 152 мм ПГ Д-20; 152 мм СГ 2С5; 152 мм СГ 2С19; 203,2 мм П 2С7 82 мм БМ-38, 2Б9; 120 мм ПМ; 120 мм М 2С9, 2С12; 240 мм М2С4	Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , C, SO ₂ , H ₂ S, HCl, Cl ₂ , HF, H ₂ SO ₄ , C ₂₀ H ₁₇ , CH ₂ O, Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		Вода: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Zn, Hg, Pb, Cd, Cr, нафтопродукти
		ґрунт: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Zn, Hg, Cd, Cr нафтопродукти
Ствольна артилерія ПТКР, протитанкова артилерія, бойова стрільба наземної артилерії	-//-, 9К111 9К113 9К149	Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , C, SO ₂ , H ₂ S, HCl, Cl ₂ , HF, H ₂ SO ₄ , CH ₂ O, C ₂₀ H ₁₇ , Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		Вода: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Hg, Zn, Cd, Cr, нафтопродукти

		Ґрунт: Cu, Fe, Al, Mn, Sn, Mg, Pb, Hg, Zn, Cd, Cr, нафтопродукти,
Стрільби на гвинтівковому артилерійському комплекті		Повітря: CO, CO ₂ , Cu, Mn, Al, Mg, Fe C, Pb,
		Ґрунт: Cu, Fe, Al, Cd, Pb, Zn, Cr, Mn, Mg, Hg
Рух самохідно-артилерійських і зенітних установок, бойових машин піхоти, колісних, гусеничних бронетранспортерів		Повітря: C _n H _m , CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , C ₂₀ H ₁₇ ,
		Вода: Pb, нафтопродукти
		Ґрунт: Pb, нафтопродукти
Рух інженерних машин і автомобілів		Повітря: C _n H _m , Pb, CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , C ₂₀ H ₁₇
		Вода: Pb, нафтопродукти
		Ґрунт: Pb, нафтопродукти
Рух автомобілів, гусеничних тягачів і транспортерів		Повітря: C _n H _m , Pb, CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , C ₂₀ H ₁₇ ,
		Вода: Pb, нафтопродукти
		Ґрунт: Pb, нафтопродукти

При виконанні бойових стрільб використовуються артилерійські боеприпаси, які мають характеристики, наведені в Таблиця 3 і Таблиця 4.

Таблиця 3. Артилерійське озброєння, що використовується при стрільбах

Тип боеприпасів	Маса снаряда, кг	Маса вибухової речовини, кг	Тип вибухової речовини
Осколково-фугасний снаряд ОФ-35	3,1	0,465	флегматизований гексоген (А-ІХ-І)
Осколково-фугасний снаряд УОФ-3	16,74	2,234	-//-
Осколково-фугасний снаряд ОФ-462	21,76	3,528	-//-
Ракета 9М14М	19,8	6,4 (бойова частина)	-//-
Ракета 9М113	21	6,1 (бойова частина)	-//-
Осколково-фугасний снаряд М-210Ф	66,4	6,4	Тол ДСІ-12М (ХІІІ)

Таблиця 4. Артилерійське озброєння, що використовується при стрільбах

Система	Види боеприпасів	Маса снаряду, кг	Боекомплект, пострілів (шт.)	Початкова швидкість снаряду, м/с
76-мм П ЗіС-3	ОФ, Бр, Д	6,2	120	680
85-мм П Д-44	ОФ, К	9,7	80	680
122 мм Г Д-30	ОФ, К, А, Д, С	21,76	80	690
152-мм ПГ Д-20	ОФ, Кас, У	43,56	60	655
152-мм ДГ 2А65 "Мста-Б"	ОФ, Кас, У	43,56	60	810
152-мм П 2А36 "Гіацинт-Б"	ОФ	46	60	945
122-мм СГ 2С1 "Гвоздика"	ОФ, К, А, Д, С	21,76	80	685
152-мм СГ 2С3 "Акація"	ОФ, Кас, У	43,56	60	652
152-мм СГ 2С19 "Мста-С"	ОФ, Кас, У	43,56	60	810
152-мм СП 2С5 "Гіацинт-С"	ОФ	46	60	945
203-мм СП 2С7 "Піон"	ОФ, Кас	110	40	960
82-мм АМ-2Б9	ОФ	3,1	300	272
120-мм 2С12	ОФ	16	80	325
240-мм 2С4	Ф	130,7	40	362

Снаряд, яким здійснюється постріл, складається з металевої оболонки, спорядження з вибухової речовини, детонатора та додаткових елементів. Залежно від типу боеприпасів кожний снаряд містить в собі певну масу вибухової речовини:

- 10-25% для фугасних снарядів,

- 10-15% для осколково-фугасних снарядів,
- 7-18% для бетонобійних снарядів,
- 25-35% для фугасних мін.

Це становить для снарядів малих калібрів – від 300 г до 1,5 кг вибухової речовини; для снарядів середнього калібру – від 3,2 кг до 5,5 кг; для снарядів крупних калібрів – від 8,2 кг до 26,1 кг. Для високоточних боеприпасів маса вибухової речовини складає: для 152-мм керованого снаряда 3ОФ39 “Краснополь” – 6,5 кг; для 152-мм корегованого снаряда 3ОФ36 «Сантиметр» – 5,5 кг; для 240-мм корегованої міни 3Ф5 “Смільчак” – 24,1 кг. В реактивних снарядах систем залпового вогню маса вибухової речовини в фугасній бойовій частині складає 52,3 кг. Характеристики типових боеприпасів систем артилерійської зброї та розмір зони ураження осколками представлено в Таблиця 5.

Таблиця 5. Характеристики типових боеприпасів систем артилерійської зброї та розмір зони ураження осколками 7

№ пп	Тип зброї	Система	Калібр, мм	Вага боеприпасу, кг	Вага оболонки боеприпасу, кг	Вага вибухової речовини, кг	Тип боеприпасу
Нарізна артилерія							
1.	Гармата	ПТП ЗІС-2	57	2,25	1,95	0,3	ОФ
2.	Гармата	П ЗІС-3	76	6,2	5,32	0,88	13290 (ОФ-350, ОФ-350В)
3.	Гармата	П Д-44	85	9,7	8,96	0,74	15600 (ОФ-372)
4.	Гармата	П БС-3	100	15,5	13,85	1,65	ОФ-412
5.	Гаубиця	САГ 2С9	120	20,5	17,91	2,59	8800(ОФ49)
6.	Гаубиця	Г Д-30	122	21,76	17,22	4,54	15300(ОФ24)
7.	Гармата	П М-46	130	32,66	28,27	4,39	ОФ-482М
8.	Гаубиця	ПГ Д-20	152	43,56	34,78	8,78	17410(ОФ-25)
9.	Гармата	СП 2С7 «Піон»	203	110	93,27	16,73	37500 (ОФ43)
Міномети							
10.	Міномет	М-82	82	3,1	2,635	0,465	О-832А, О-832С, О-832У, О-12
11.	Міномет	2С12 «Сані»	120	16	13,76	2,24	ОФ-843Б, ОФ-843В, ОФ-34, ОФ-36
12.	Міномет	ПМ120	120	15,9	13,65	2,25	ОФ-843А(Б), ОФ-843В, ОФ-843АУ
13.	Міномет	М-160	160	41	33,63	7,37	ОФМ
Реактивна артилерія							
14.	РСЗО	БМ-13	132	42	33,6	8,4	
15.	РСЗО	БМ-14	140	39,6	29,7	9,9	М-14-ОФ(ОФ-949)
16.	«Град»	БМ-21 (9К51)	122,4	66,5	48,1	18,4	9М22, 9М22У, 9М22У1, 9М22У2, М-210Ф
17.	«Град-1»	9К55-1	122,4	77	49,4	27,6	9М28Ф, 9М28Ф-1, 9М28К, 9М28Д
18.	РСЗО	БМ-24 М-24Ф	240	110	66	44	
20.	«Ураган»	БМ-27, (9К57)	220	280	180	100	9М27Ф
21.	«Смерч»	9К58	300	800	520	280	9М55К

Під час виконання кожного вогневого завдання відбувається забруднення ґрунту продуктами вибуху та уламками боєприпасів, характер розповсюдження та вплив яких на навколишнє середовище в значній мірі залежить від швидкості вибухового перетворення вибухової речовини, маси вибухової речовини снаряду.

Можна виокремити три види *вибухових процесів*⁸:

- **Процес горіння** протікає з незначною швидкістю – від сантиметра до декількох метрів на секунду, – і на відкритому повітрі не супроводжується значними механічними діями.
- **Вибух** протікає зі швидкістю декілька тисяч метрів на секунду. Він характеризується різким стрибком тиску в місці вибуху та ударом газів по навколишньому середовищу, що викликає сильну деформацію предметів та середовища на невеликій відстані.
- **Детонація** представляє собою вибух, що розповсюджується з постійною і максимально можливою швидкістю для даної вибухової речовини. При даному процесі досягається максимальна руйнівна сила вибуху з відповідною трансформацією середовища. Таким чином, одним з факторів вогневого ураження, що може впливати на процеси розповсюдження забруднення, є трансформація середовища в момент вибуху снарядів.

Для капсουλів-детонаторів використовують вибухову речовину для ініціювання детонації або запалення інших вибухових речовин (гримуча ртуть, азид свинцю, ТНРС (стифнат свинцю), тетразен). Для спорядження боєприпасів використовують бризантні вибухові речовини (тротил, тетрил, гексоген, тен).

Оскільки більшість чистих бризантних вибухових речовин дуже чутлива до механічних впливів, для оснащення сучасних боєприпасів, що використовуються при проведенні занять з бойових стрільб, застосовують сплави із наведених вище вибухових речовин. Це значно підвищує потужність вибухових процесів, а отже їхній негативний вплив на довкілля⁹. Так, сплави тротилу з гексогеном (ТГ) та алюмінієм (ТГА) вирізняються підвищеною здатністю до руйнівних дій (фугасністю). Тому їх використовують як заряди для авіабомб, бойових частин керованих та некерованих ракет, для артилерійських снарядів великих калібрів.

Для спорядження бойових частин ракет, артилерійських снарядів, мін використовують гексоген А-ІХ-1, який містить 5-6% флегматизаторів. Для підвищення руйнівної та запальної дії авіаційних ракет малого калібру, боєприпасів артилерійської зброї використовують механічну суміш А-ІХ-2 флегматизованого гексогену з алюмінієвим порошком. Як флегматизатори застосовують вазелін, парафін, як стабілізатори – вуглекислі солі натрію, кальцію, етиловий спирт¹⁰.

Для цих вибухових речовин характерною є висока швидкість детонації (4500-8000 м/с). Це обумовлює високу швидкість (800-900 м/с) розповсюдження та проникнення в довкілля, в тому числі і в ґрунт, продуктів вибуху, уламків від боєприпасів та вибухівки, а також короткочасність дії даного фактору на початковому етапі процесу.

Як металеві засоби в артилерійських снарядах для створення реактивної сили в ракетах використовуються порохи, тобто багатокомпонентну тверду систему, що здатна до горіння без доступу кисню з виділенням значної кількості газоподібних продуктів. В сучасних ракетних порохів використовують нітрати та перхлорати, пластмаси, смоли. Так, у складі бездимного пороху водню та вуглеводню знаходиться більше, ніж це необхідно для створення кінцевих продуктів (води та вуглекислого газу), тому в порохових газах біля 1/3 продуктів горіння складає окис вуглеводню, який є сильною отрутою.

Вибух та горіння порохів та вибухових речовин супроводжується утворенням значної кількості газів (Таблиця 6), які містять такі речовини як азот, сажа, вуглеводні, свинець, двоокис марганцю, ідіотол і т. ін. До 30% газів будуть розсіюватись в повітрі, а більша їх частина (важкі фракції, важкі метали) буде осідати на ґрунт. Оскільки у продуктах вибуху міститься до 15% водяних парів, то іони важких металів та дрібнодисперсні речовини можуть проникати у ґрунт у вигляді водяних розчинів.

Таблиця 6. Кількість газів, що виділяється при згоранні вибухових речовин (на 1 кг)

Вибухова речовина	Кількість газів, л
Піроксиліновий порошок	845
Нітрогліцериновий порошок	730
Мелініт	690
Тротил	685
Гексоген	908
Гримуча ртуть	836
Азид свинцю	308
Стифнат свинцю	480

У піротехнічних засобах (запальних, освітлювальних, сигнальних) використовують алюміній, магній, керосин, солі азотної, хлорної кислот, оксиди заліза, перекис барію, двоокис магнію, сполуки стронцію, ідітол. При концентрованому застосуванні вони впливають не лише на природні комплекси, а й на техніку і озброєння, викликаючи корозію металу. Так, наприклад, в димових снарядах використовують білий фосфор, дим якого складається з краплин розчину фосфорної кислоти, дуже небезпечної отруйної рідини. При димопуску, що виконується за допомогою апаратури, встановленої на бойових спеціальних машинах, дим представляє собою дрібні краплини нафтопродуктів.

Аналіз хімічного складу вибухових речовин, які використовуються для спорядження сучасних боєприпасів при проведенні бойових стрільб, свідчить, що в результаті горіння, вибуху та детонації утворюються різноманітні похідні продукти, більшість з яких є або токсичними, або небезпечними забруднювачами.

Враховуючи миттєвість вибуху снаряда ($10^{-4} - 10^{-3}$ с), з наведеного аналізу можна зробити висновок, що при виконанні вправ з стрільби на процеси розповсюдження забруднення впливають такі фактори: трансформація середовища внаслідок дії ударної хвилі від вибухів снарядів, обмеженість у часі та просторі дії вогневого ураження на ґрунт.

При проведенні бойових стрільб основним джерелом забруднення є продукти вибуху, що утворюються в результаті розриву снарядів.

Для стрільби артилерією прямою наводкою використовують найчастіше таке озброєння 76мм.П ЗІС-3; 85мм.П Д-44; 122мм.Г Д-30; 152мм.ПГ Д-20; 152мм.Г 2А36 з використанням осколково-фугасних та кумулятивних снарядів з масою від 6,5 до 43,56 кг (відповідно маса вибухової речовини від 300г до 8,2кг).

Вправи по ураженню опорних та командних пунктів в основному виконуються стрільбою артилерії за закритих позицій з додатковим використанням мінометів 82мм.БМ-38; 120мм. ПМ; 120мм. М 2С9; 120мм. М 2С12 та РСЗВ «Град» і «Ураган». Для виконання вогневого завдання використовуються фугасні снаряди та міни з масою від 3,1 кг.

Для всіх видів боєприпасів, які використовуються при виконанні вогневих завдань (фугасні, осколково-фугасні, бронебійні, кумулятивні снаряди та міни), характерним є утворення ударної хвилі та продуктів вибуху, які розповсюджуються в середовищі. При досягненні снарядом перешкоди вибух та утворення ударної хвилі відбувається миттєво за $10^{-4} - 10^{-5}$ с. Радіус руйнування збільшується зі збільшенням маси вибухової речовини у снаряді. Для 122-мм та 152-мм снарядів з масами вибухової речовини 4,5 кг та 8,4 кг радіус руйнування в ґрунті середньої щільності відповідно дорівнює 1,65 та 2,03 м¹¹.

Отже, внаслідок проведення бойових стрільб відбувається деформація ґрунту в усіх напрямках розповсюдження ударної хвилі. Тому вже на глибині до 2 м на території проведення стрільб порушується однорідність ґрунту і відбувається утворення тріщин, які розділяють пористі блоки¹².

Таким чином, враховуючи наведені фактори, можна вважати, що шкідливі впливи на ґрунт, які завдаються при проведенні вогневої підготовки мають імпульсно-точковий характер. По-перше, вони

досить короткочасні за своєю дією у порівнянні з часом протікання процесу фільтрації (який може займати декілька місяців або навіть років). По-друге, вони обмежені за місцем впливів, розмір яких значно менший за територію, на якій відбувається процес розповсюдження забруднення.

Згідно заходів бойової діяльності при проведенні стрільб використовуються артилерійські системи, які мають характеристики, наведені в Таблиця 7.

Таблиця 7. Види озброєння, що застосовується під час бойової діяльності

Тип озброєння	Система	Тактико-технічні характеристики
Танки та бронетехніка	БТР60, БТР70, БТР80	
	T64, T72	
	БМП1, БМП2	
Озброєння БМП і БТР	14,5 мм КПВТ	маса кулі – 19,1 г
	73 мм П	маса снаряда – 3,1 кг
	30 мм П	маса снаряда – 2,3 кг
Танкові гармати	124 мм ТП	маса снаряда – 15,9 кг
Міномети	82 мм БМ-37, АМ-2Б9	маса снаряда – 3,1кг
	120 мм ПМ	маса снаряда – 15,9 кг
	120 мм М2С9, 2С12	маса снаряда – 16 кг
Ствольна артилерія	76 мм ПЗІС-3	маса снаряда – 6,2 кг
	85 мм П Д-44	маса снаряда – 9,7 кг
	122 мм Г Д-30, СГ2С1	маса снаряда – 21,76 кг
	152 мм ПГ Д-30, СГ2С3	маса снаряда – 43,56 кг
	152 мм СГ 2С5, 2А36	маса снаряда – 46 кг
	152 мм СГ 2С19, 2А65	маса снаряда – 43,56 кг
Протитанкова керована ракета	9К11, 9К113, 9К149	маса снаряда – 13,2 кг
Реактивна система залпового вогню	122 мм «Град»	маса снаряда – 66 кг
	220 мм «Ураган»	маса снаряда – 271,1 кг

Основним джерелом забруднення при проведенні вогневих стрільб виступають продукти вибуху, що представляють собою дрібнодисперсні часточки та іони важких металів, які проникають у ґрунт разом з водою. Іони важких металів характеризуються тим, що слабо розчиняються у воді, але при невеликих швидкостях руху рідини можуть переміщатися разом з нею¹³.

У Таблиця 8 наведено основні характеристики застосування бризантних вибухових речовин у боєприпасах та піротехнічних засобах, що застосовується в процесі бойової діяльності танкових підрозділів. На прикладі двох основних видів порохів – піроксилінового і нітрогліцеринового¹⁴.

Таблиця 8. Фізичні, хімічні і балістичні характеристики бездимних порохів

Фізичні, хімічні і балістичні характеристики	Піроксилінові порохи	Нітрогліцеринові порохи
Питома вага, кг/дм ³	1,56 – 1,64	1,54 – 1,62
Гравіметрична щільність, кг/дм ³	0,5 – 0,9	0,5 – 0,9
Гігроскопічність (вміст води), %	1 – 2	0,5 – 1
Температура спалаху, °С	170 – 180	162 – 174
Питомий об'єм газів, дм ³ /кг	900 – 950	00 – 1000
Теплота вибухового перетворення, кал/кг	700 – 900	650 – 1250
Температура вибухового перетворення, °К	2900 – 3100	2400 – 3600
Сила пороху, кгдм/кг	(1000 – 1050) · 10 ³	(900 – 1250) · 10 ³
Вміст азоту в нітроцелюлозі (піроксиліні) N, %	12,6 – 13,1	11,8 – 13,0
Вміст нітрогліцерину, %	0,5 – 2,5	20 – 40
Вміст стабілізатора, %	0,6 – 7,0	1 – 8
Вміст домішок, %	0,06 – 0,09	1 – 10
Коволіум	0,001w ₁	0,001 w ₁
Швидкість горіння за умови щільності в 1 кг/см ² , мм/с	0,06 – 0,09	0,10 – 0,20

До порохів спеціального призначення відносять безполум'яні порохи, які під час пострілу із зброї не дають дульного і зворотного полум'я.

Під час пострілу із зброї звичайним бездимним порохом виходить полум'я, яке вдень помітне на відстані до 2 км, а вночі на відстані до 15 км. Крім того, у момент пострілу виходить сильний звуковий ефект, який тим сильніше, чим яскравіше полум'я. Відблиск полум'я засліплює також і розрахунок гармати, знижуючи його працездатність. Тобто ми маємо комплексний світловий і звуковий вплив на біотичні компоненти ландшафту, з наступним хімічним забрудненням приземного шару повітря та поверхневого шару ґрунту і рослинності.

Основною причиною полум'яності пострілу є присутність в продуктах розкладання пороху газів, здатних горіти, з'єднуючись з киснем повітря під час вильоту їх із ствола (окис вуглецю, водень і метан).

Під час бойових дій використовують наступні сорти бездимних порохів^{15 16}:

1. Піроксилінові порохи на сумішевому піроксиліні (на летючому розчиннику), що складаються з суміші нерозчинного № 1 і розчинного № 2 піроксиліну, залишкового спирто-ефірного розчинника, стабілізатора (дифеніламіну) і вологи. Застосовуються для виготовлення зарядів до гармат середніх і великих калібрів.
2. Піроксилінові порохи на піроколодії (на летючому розчиннику); складаються з піроколодію, залишкового спирто-ефірного розчинника, стабілізатора і вологи. Застосовуються для виготовлення зарядів до гармат і гаубиць.
3. Піроксилінові флегматизовані порохи (на летючому розчиннику); складаються з сумішевого піроксиліну, залишкового спирто-ефірного розчинника, стабілізатора (дифеніламіну), флегматизатора (камфори) і вологи. Застосовуються для спорядження гвинтівочних патронів.
4. Піроксилінові безполумєневі порохи (на летючому розчиннику); складаються з тих же компонентів, що і звичайні піроксилінові порохи, і, окрім того, містять полумєнегасні речовини (сульфат калію, оксалат натрію, каніфоль, вазелін і ін.). Застосовуються для виготовлення зарядів до гармат середнього калібру.
5. Малогіроскопічні порохи (на летючому розчиннику); окрім основних компонентів піроксилінового пороху, містять домішки, що зменшують гіроскопічність нітроцелюлози (динітротолуол, вазелін, фталати і ін.) Застосовуються для зарядів морської і польової артилерії.
6. Швидкогорючі порохи (на летючому розчиннику); складаються з тих же компонентів, що і звичайні піроксилінові порохи, але мають пористу структуру і залишкову калієву селітру. Застосовуються як запальники, для виготовлення зарядів до мінометів, мортир і гаубиць.
7. Порохи підвищеної потужності; виготовляються на високоазотному піроксиліні з мінімальним вмістом летючих речовин або мають в своєму складі потужні вибухові речовини (тен, гексоген). Застосовуються для виготовлення зарядів до далекобійних і протитанкових гармат.
8. Нітрогліцерінові порохи – балістіти (на важколетючому розчиннику); готуються на низькоазотному піроксиліні (розчинний № 2, сумішевий колоксилін) із вмістом нітрогліцерину 30 – 50 %, стабілізатора (централіт, уретан) і вологи. Застосовуються для виготовлення зарядів до гаубиць, гармат і мінометів.
9. Нітрогліцеріні порохи – кордити (на важколетючому розчиннику); готуються на високоазотному піроксиліні № 1 або високоазотному сумішевому піроксиліні із вмістом нітрогліцерину 20 – 40 % і із застосуванням ацетону як засобу желатинізації. Застосовуються в зарядах для мінометів, гаубиць, мортир, гармат і стрілецької зброї.
10. Нітродіглікольні порохи (на важколетючому розчиннику) із вмістом нітродігліколя 25 – 38 %, достатнім для розчинення (желатинізації) нітроклітчатки. Застосовуються для виготовлення зарядів до гармат, що мають високу початкову швидкість снаряда.
11. В'язкі порохи (без розчинника), одержувана шляхом хімічної обробки клітковина в желатинізовану целюлозу з подальшою нітрацією азотною кислотою. Застосовуються для спорядження гвинтівочних і пістолетних патронів.

12. Порохи на нелеткому розчиннику, що містять тверді розчинники – желатінізатори (тротил, динітротолуол, динітроанізол), виготовлені на нізкоазотном піроксиліні із застосуванням централіту для стабілізації.

При проведенні стрільб використовуються боєприпаси з різним складом пороху та вибухових речовин, при горінні яких утворюються такі речовини як азот, сажа, вуглеводнів, свинець, двоокис марганцю, ідіотол і т. ін., які негативно впливають на здоров'я людини. Так, при пострілі одного осколково-фугасного боєприпасу зі 115 мм гармати утворюється біля 4000 л газу, який містить продукти горіння вибухової речовини гексоген. До 30% газів будуть розсіюватись в повітрі, а більша їх частина (важкі фракції, важкі метали) буде осідати на ґрунті.

У складі бездимного пороху пального (водню та вуглеводнів) більш, ніж це необхідно при з'єднанні його з окислювачем для створення кінцевих продуктів (води та вуглекислого газу), тому в порохових газах біля 1/3 продуктів горіння складає окис вуглеводнів, який є сильною отрутою. Для оцінки можливості очищення термічним методом проаналізуємо фізико-хімічні параметри ароматичних вуглеводнів (Таблиця 9)¹⁷.

Таблиця 9. Фізико-хімічні властивості ароматичних вуглеводнів

Речовина	Молекулярна вага	t _{пл.} °C	t _{кип.} °C	Розчинність у воді
Бензол	78.11	10	81	Не розч.
Бенз(а)пірен	252	179	486	0.0038
Толуол	92.14	64	110	
Тротил		81.6	290	
Гексоген		203	480	Не розч.
Нітрогліцерин	227	13.2	260	0.18

Слід також відзначити, що існують три основних групи хімічних реакцій вуглеводнів:

- **Заміщення атомів** вуглецю у бензольному кільці на радикали призводить до утворення гомологів бензолу, реакцій нітрування, сульфування.
- **Приєднання** галогенів та водню призводить до перетворення ароматичних вуглеводнів у карбоциклічні, які не мають ароматичного характеру. Бензол дуже стійкий до окислення, але при створенні певних умов розпадається на вуглець та кисень.
- **Окислення** ароматичних вуглеводнів в ґрунті найбільшу роль грає розпад під впливом бактерій, грибків та дріжджів. Мікробний розпад проходить, як правило, внаслідок гідроксилування бензольного кільця. Деякі організми здатні повністю розкласти низько конденсовані ароматичні вуглеводні на вуглекислий газ та воду.

Слід підкреслити, що розпад ароматичних вуглеводнів у ґрунті не супроводжується у вимушеному порядку зменшенням потенціалу небезпечності, оскільки продукти розпаду або метаболіти, як правило, краще розчиняються у воді та таким чином є більш рухомі, ніж саме вихідне з'єднання ароматичних вуглеводнів¹⁸.

Токсичність газоподібних продуктів, що утворюються внаслідок згорання порохів і вибуху боєприпасів залежить від токсичності вихідної сировини (компонентів), з яких одержують бойові заряди до боєприпасів, а також від фізико-хімічного стану і складу речовин, що використовують для виготовлення бойових зарядів (Таблиця 10).

Основними продуктами вибухового перетворення нітроцелюлозних порохів є CO₂, CO, H₂, N₂ і пари H₂O. В окремих випадках продукти перетворення можуть містити CH₄ і оксиди азоту NO₂, NO₃ (у нормальних умовах горіння їх утворюється дуже мало).

Під час горіння сумішевих порохів утворюються CO₂, CO, H₂, H₂O і низка речовин, обумовлених природою окислювача та пальнозв'язувальних компонентів. Так, за рахунок перхлоратів можуть утворюватися хлориди (HCl і Cl₂), а за рахунок тіоколу - низка сіркозв'язаних сполук: SO₂, SO₃, H₂S.

Таблиця 10. Вміст основних забруднюючих речовин у порохових газах

№ зп	Продукти згорання артилерійських, мінометних, гвинтівкових, пістолетних та порохів для холостих боєприпасів і реактивних снарядів	ПДК, мг/м ³		Клас небезпеки
		мах разова	середньодобова	
1	NO ₂	0,85	0,04	2
2	CO	3,00	1,00	4
3	NO	0,60	0,06	3
4	NH ₃	0,70	0,04	4
5	HNO ₃	0,80	0,15	2
6	CO ₂	0,90	0,10	3
7	CH	0,10	0,01	3
8	HCO	0,11		2
9	CH ₃ O	0,10	0,03	3

Склад продуктів вибухового перетворення залежить від природи й умов горіння порошу. Чим більший кисневий баланс горіння порошу, тим більше в продуктах горіння буде містяться CO₂ і H₂O, тобто продуктів повного окиснення. Чим менший кисневий баланс порошу, тим більше продуктів неповного згорання CO і H₂.

Більшість вибухових речовин, що є основою для бойових зарядів, це органічні речовини, які складаються з елементів вуглецю (C), водню (H), кисню (O) та азоту (N) і різних складових компонентів, в основному токсичних, під час вибухового перетворення яких утворюються стійкі продукти, в основному CO, CO₂, H₂O, N₂, H₂, O₂, та C в різних співвідношеннях і в дуже невеликих кількостях CH₄, NH₃, C₂H₂, C₂N₂, HCN та деякі інші речовини.

Характеристика вибухових речовин з точки зору токсичності хімічного забруднення:

- Ініціювальні (первинні) вибухові речовини:
 - солі важких металів гримучої кислоти: гримуча ртуть Hg(ONC)₂ і гримуче срібло AgONC;
 - похідні азотисто-водневої кислоти: азид свинцю Pb(N₃)₂, азид срібла AgN₃ і ціануртріазид C₃N₃(N₃)₃;
 - солі важких металів стифнінової і пікринової кислот: стифнат свинцю C₆H(NO₂)₃O₂Pb і тетразен C₂H₈N₁₀O.
- Бризантні вибухові речовини:
 - ініціювальні (вторинні): тетрил C₆H₂(NO₂)₃NCH₃NO₂, ТЕН - C(CH₂ONO₂)₄, октоген - C₄N₄H₈(NO₂)₄, гексоген - (CH₂NNO₂)₃;
 - звичайні бризантні: тротил - C₆H₂(NO₂)₃CH₃, нітрогліколь - C₂H₄(ONO₂)₂, нітрогліцерин - C₃H₅(ONO₂)₃, пікринова кислота - C₆H₂(NO₂)₃OH, динітробензол - C₆H₄(NO₂)₂, нітродигліколь - OC₄H₈(ONO₂)₂; нітрати (ефіри) азотної кислоти: нітрогліцерин, нітрат амонію NH₄NO₃.
- Сумішні ініціювальні вибухові речовини: механічні суміші гримучої ртуті, хлорату калію та трисірчистої сурми;
- Сумішні бризантні вибухові речовини: порохи (димний, гарматний піроксиліновий, баліститний, кордитний та ін.) і піротехнічні склади (освітлювальні, сигнальні, трасуючі, запалювальні та димові).

Піротехнічні суміші поділяють на дві групи: хлоратні й нітратні. Основою хлоратних сумішів є подвійна суміш хлорату калію KClO₃ з горючим (смола, вуглеводні), який є токсичним тому що сприяє розкладу еритроцитів. Ця суміш дає інтенсивне горіння з утворенням білого полум'я. Для забарвлення додають до неї відповідну сіль: натрію - Na₂CO₃, Na₂C₂O₄, барію - Ba(ClO₃)₂, стронцію - SrCO₃, SrC₂O₄, Sr(NO₃)₂ та міді - CuCNS. Основними компонентами сигнальних сумішів на основі нітратів є: Sr(NO₃)₂ + магній + флегматизатор, Ba(NO₃)₂ + магній + флегматизатор. Всі основні їхні компоненти є токсичними.

Вибухове перетворення вибухових речовин і засобів підривання супроводжується утворенням великої кількості газів і парів (на 1 кг ВР - 600-900 літрів), які містять токсичні оксиди та інші сполуки. До

основних з них належать оксид вуглецю (CO), оксид і діоксид азоту (NO, NO₂) та солі важких металів, пари ртуті та свинцю і т. ін. Таким чином, склад і фізико-хімічні властивості ВР впливають на утворення отруйних газів під час вибухових перетворень. Якщо до складу ВР входять сірка або хлор, то у продуктах вибуху є SO₂, H₂S, HCl та Cl₂, а коли ВР має у складі метали або їхні солі, то у продуктах вибуху присутні оксиди, карбонати, сульфати та ін.

Залежно від типу вибухової речовини (порохових зарядів), умов їхнього використання й інших чинників у продуктах вибуху присутні й інші речовини, наприклад, оксиди азоту NO, NO₂, N₂O₃, пари ртуті, свинцю і т. д. Причиною їхнього утворення є відхилення кисневого балансу від нульового: за негативного кисневого балансу утворюється більше оксиду вуглецю (CO), за позитивного - оксиду азоту (NO).

Токсичні гази можуть виникати також у результаті хімічної взаємодії продуктів вибуху із навколишнім природним середовищем (атмосферним повітрям), у результаті чого вуглекислий газ (CO₂) може бути відновлений до отрутного оксиду вуглецю (CO). Оксид вуглецю (чадний газ) зустрічається скрізь, де існують умови для неповного згоряння речовин, що містять вуглець. Гази, що утворюються під час вибуху димного порошу, містять 9% CO, під час вибуху тринітротолуолу — 57% CO, мелініту — 61% CO, пікринової кислоти — 64 % CO. Оксид вуглецю (CO) і оксиди азоту (NO, NO₂) є отрутою крові. Діоксид сірки (SO₂) дратує дихальні шляхи, викликаючи спазм бронхів. Сірководень H₂S - сильна нервова отрута, що викликає смерть від зупинки дихання¹⁹.

З наведених даних випливає, що більшість забруднювачів, які є наслідком бойової діяльності, являють собою газоподібні, розчинні чи тверді дрібнодисперсні речовини²⁰.

Під час бойових дій використовуються бойові машини, оснащені двигунами переважно на дизельному пальному, при спалюванні якого (на 1 км пробігу) викидається до атмосфери біля 200 найменувань забруднюючих речовин загальним обсягом до 2,6 кг, основними з яких є нафтопродукти, важкі метали, ароматичні з'єднання (Таблиця 11). Враховуючи, що моторесурс для бронетехніки на рік складає понад 4000 л, за один рік експлуатації тільки однієї такої машини викидається біля 6,3 кг свинцю, 180 кг оксиду азоту, 140 кг оксиду вуглеводнів²¹.

Таблиця 11. Загальний викид основних забруднюючих речовин бронетанковою технікою

Тип військової техніки	Витрата пального на 100 км, л	Тип двигуна	Викид забруднюючої речовини (на 1 км пробігу)	
			група	кількість, гр
БМП-1, БМП-2	100, 92	Д,УТД-20, Д,УТД-20С1	Нафта та нафтопродукти	80
			Ароматичні сполуки	35
			Важкі метали	51
БТР-60 БТР-70	92, 116	ГАЗ-49, ГАЗ4905	Нафта та нафтопродукти	до 75
			Ароматичні сполуки	до 30
			Важкі метали	до 45
БТР-80	60-130	Д740	Нафта та нафтопродукти	80
			Ароматичні сполуки	35
			Важкі метали	51
Т64	300-450	Д, 5 ТДФ	Нафта та нафтопродукти	210
			Ароматичні з'єднання сполуки	130
			Важкі метали	175
Т72	260-450	Д, В-46-6	Нафта та нафтопродукти	200-270
			Ароматичні з'єднання сполуки	180-240
			Важкі метали	128-170

У Таблиця 12 приведено дані про загальний викид забруднюючих речовин бойової групи машин танкового полку.

Таблиця 12. Загальний викид забруднюючих речовин на рік озброєнням танкового полку при проведенні бойової діяльності

Забруднююча речовина (група)	У середньому одна машина за 1добу (гр.)	Кількість машин	Моторесурс на рік	Масове значення викиду у тоннах на рік
Нафта та нафтопродукти	400	10	1200	0,8
Ароматичні сполуки	1800	10	1200	3,96
Важкі метали	680	10	1200	1,49

Отже, експлуатація та водіння бойової техніки призводять до високих ступенів забруднення території нафтопродуктами, свинцем та ароматичними вуглеводнями. В ході перманентної бойової діяльності в ґрунтах накопичують свинець, оксид вуглецю, кадмій, нафтопродукти.

1.3. Умови міграції забруднюючих речовин в ґрунтах та в системі «ґрунт-рослина», «ґрунт-рослина-людина»

Воєнно-техногенні впливи зумовлюють специфічні забруднення ґрунтового середовища. Разом із викидами органічних забруднювачів, включно з поліароматичними вуглеводнями та поліхлорованими біфенілами, військова діяльність тісно пов'язана з забрудненням ґрунтів важкими металами²². Зокрема, значне накопичення металів спостерігалось на територіях бойових дій в результаті використання різних систем зброї²³. Таким чином, викиди забруднюючих речовин, пов'язаних з військовою діяльністю, можуть свідчити про безпосередній вплив на середовище існування та відігравати значну роль у стані здоров'я цивільного населення. Доведено, що вплив забруднюючих речовин воєнно-техногенного походження спричиняє негативні наслідки для здоров'я, пов'язані з серцево-судинними, метаболічними, неврологічними та онкологічними захворюваннями²⁴.

Потрапляння зазначених речовин в організм людини є фактором ризику розвитку різноманітних патологій, зростання й ускладнення перебігу ряду хвороб. Багато мікроелементів, включно з необхідними для живих організмів, в аномально високих концентраціях є токсичними для людини²⁵²⁶. Виявляється, що навіть невеликі концентрації забруднюючих речовин змінюють активність ферментів в організмі людини, беруть участь в кровообігу ядер і синтезі білка, викликають зміни на генетичному рівні²⁷.

Прогнозування поведінки забруднюючих речовин у ґрунтовому покриві є нелегким завданням, оскільки ґрунт – складна колоїдно-дисперсна система. В ньому відбувається акумуляція забруднюючих речовин та їхній перерозподіл під впливом воєнно-техногенних факторів з подальшою транслокацією до трофічних ланцюгів (ґрунт-рослина-людина).

Механізм мобілізації забруднюючих речовин у ґрунті в значній мірі залежить від утворення органічних комплексів, оскільки комплексоутворення змінює біодоступність та розчинність самих речовин. Комплексоутворення змінює також існуючі форми забруднень ґрунту, а отже змінює їхню біодоступність та розчинність²⁸.

Після потрапляння в ґрунт на «поведінку» вибухових сполук та важких металів впливають як абіотичні, так і біотичні процеси²⁹³⁰. Швидкість їхньої міграції та трансформації регулюється фізико-хімічними та біологічними факторами ґрунтового середовища (розчинення, випаровування, адсорбція, фотоліз, гідроліз, біодеградація). Рухливість забруднюючих речовин у ґрунтовому середовищі залежить від *гранулометричного та мінералогічного складу ґрунту, вмісту гумусу, окисно-відновних та кислотно-лужних умов, наявності геохімічних бар'єрів*.

На поведінку забруднюючих речовин великий вплив має часовий аспект. Розчинні органічні речовини та підкислення ґрунтового середовища підвищує швидкість міграції забруднювачів. Перерозподіл

забруднювачів відбувається як у горизонтальному, так і в вертикальному напрямку. Горизонтальна міграція найпомітніша відразу після бомбардувань і відбувається насамперед завдяки повітряному переносу.

Вертикальна міграція пов'язана з такими чинниками: дифузія іонів, перенесення з потоком води, перенесення кореневими системами рослин, діяльність ґрунтової мезофауни, господарська діяльність людини. Найбільший вплив на інтенсивність міграції забруднювачів у ґрунтовому профілі чинить водний режим³¹.

В ґрунтовому розчині забруднюючі речовини перебувають як в іонній, так і в зв'язаній формах, які перебувають у певній рівновазі. Існування металів в природних водах у формі комплексних сполук з неорганічними лігандами і аніонами органічних кислот істотно збільшує їхню рухливість³². За ступенем рухомості забруднюючі речовини, зокрема важкі метали, в рідкій фазі ґрунту виділяють три основні форми: нерозчинну, колоїдну та істинно розчинну. Важкі метали в речовині можуть бути у формі гідроксиду, в складі органо-мінеральних ГК і ФК-комплексів (гумінові кислоти та фульвокислоти)³³.

Можливими сполуками колоїдної групи важких металів можуть бути мінеральні, органічні та органо-мінеральні форми. У межах *органо-мінеральних форм* важкі метали перебувають у складі комплексних хелатних сполук або складних метал-органічних комплексів, що утворюються в результаті сорбції важких металів колоїдною органічною речовиною, а також утвореними гідроксидами заліза, марганцю, алюмінію. Потрапляючи в ґрунт мінеральні форми важких металів переходять в більш складні утворення під впливом біотичного компонента ґрунту. Відбувається виведення з розчинів і закріплення в твердій фазі ґрунту не тільки літофільних, породоутворюючих мінералів, а й халькофільних металів. Процеси закріплення важких металів, що охоплюють всю товщу ґрунту, в сукупності формують сорбційний ландшафтно-геохімічний бар'єр.

Найбільш ефективно сорбційні бар'єри діють при малих швидкостях інфільтрації та збільшенні концентрації хімічних речовин у водному розчині. Адсорбенти, що утворюють неспецифічні комплекси або перебувають в дисоційованому стані, обмінюються з іншими речовинами більш спрощеними варіаціями. Здатність ґрунтів або водоносних горизонтів затримувати важкі метали шляхом адсорбції залежить також від площі поверхні, яка реагує з металом^{34 35}.

ґрунтовими компонентами, що мають значні адсорбуючі властивості, є *глинисті мінерали, оксидні або гідроксидні мінерали (оксиди Al, Fe, Mn) та органічна речовина*³⁶.

Органічна речовина відіграє важливу роль у ґрунті для іммобілізації металів через адсорбцію, що пояснюється її великим поверхневим зарядом. Тому ґрунти, збагачені органічною речовиною, сприяють іммобілізації забруднюючих речовин³⁷. Однак у лужних умовах високий рівень розчиненого органічного вуглецю може посилити утворення металоорганічних комплексів, збільшуючи тим самим рухливість свинцю (Pb), міді (Cu) та нікелю (Ni), оскільки вони мають високу спорідненість з органічною речовиною і легко взаємодіють з органічними лігандами³⁸. *Оксиди Al, Fe, Mn* завдяки амфотерним властивостям їхніх змінно заряджених поверхневих груп, можуть утворювати поверхневі комплекси як з катіонами, так і з аніонами³⁹, маючи потенціал для стабілізації як стибію (Sb), так і свинцю (Pb).

Інтенсивність закріплення важких металів залежить не тільки від хімічних характеристик металів, органічної речовини, мінералогічного складу ґрунту, але і від складу ґрунотвірної породи, що відрізняється за вмістом глини і органічної речовини, вологістю, швидкістю газового обміну з атмосферою, мікробіологічною активністю та іншими ландшафтно-геохімічними факторами⁴⁰.

Гранулометричний і мінералогічний склад визначає питому поверхню ґрунту і її здатність до адсорбції важких металів, а, отже, і вміст важких металів, що зв'язаний з глинистою фракцією. Цей фактор також контролює водний режим та інтенсивність водної міграції важких металів.

Велика кількість глинистих мінералів у ґрунті також відіграє особливу функцію в контролі біодоступності металів і вибухових речовин. Дослідження доводять, що високий вміст глинистих

мінералів активно адсорбує гідрофобні органічні забруднення⁴¹ та знижує їхню біодоступність завдяки великій площі поверхні⁴².

Текстура та структура ґрунту впливає на рух води а, отже, на характер перенесення важких металів. Рух води по макропорах може прискорити перенесення важких металів, що містяться в ґрунтовому розчині, тоді як дифузія через мікропори ґрунтових агрегатів – уповільнити його. Хімізм середовища міграції характеризується окисно-відновними та лужно-кислотними умовами. Перші регулюють інтенсивність оклюзії важких металів оксидами заліза та марганцю.

Одним з найважливіших процесів, який зазвичай протікає за низьких показників окисно-відновних умов є відновне розчинення аморфних і кристалічних гідроксидів заліза. Вивільнення закупорених та специфічно зв'язаних металів із затоплених ґрунтів завжди слід розглядати як ймовірний ефект відновного розчинення гідроксидів заліза. Ступінь окислення має вирішальний вплив на рухливість і біодоступність металів.

Вважається, що ґрунти з високим вмістом вуглецю, забруднені речовинами воєнно-техногенного походження більш схильні до посиленого розчинення куль, артилерійських патронів та інших залишкових осколків^{43 44}.

Кисотно-лужні умови визначають розчинність великої кількості органічних і неорганічних сполук важких металів^{45 46}. рН ґрунту є вирішальним фактором, який регулює процеси вивітрювання сполук важких металів з куль, утворення вторинних мінералів, а також іммобілізацію або виділення та вилугування металів⁴⁷.

Здатність ґрунту витримувати максимальну зміну свого рН відома як буферна здатність ґрунту. Ґрунти, що мають високу буферну тенденцію, потенційно можуть підтримувати рівень рН навіть при зміні окислювально-відновних умов, тим самим запобігаючи корозії куль, артилерійських патронів та інших предметів воєнно-техногенного походження. Значне збільшення корозії куль і вибухових речовин спостерігалось, коли рН ґрунту знижувався з лужного до кислого, що збільшувало біодоступність металів і вибухових речовин^{48 49}.

Ємність катіонного обміну ґрунту також відіграє ключову роль у зниженні біодоступності вибухових речовин і металів на територіях воєнно-техногенного навантаження^{50 51}. Ґрунти з високими значеннями ємності катіонного обміну мають низьку біодоступність порівняно з ґрунтами низької ємності. Зокрема, значне зниження біодоступності тротилу спостерігалось в чорноземі, який має високу ємність катіонного обміну і, таким чином, знижену токсичність тротилу щодо дощових черв'яків⁵².

Особливо значний вплив має *фактор рельєфу*, який визначає інтенсивність латеральної міграції⁵³. Іншим важливим природним фактором є *водний режим ландшафтів*, від якого залежить інтенсивність поверхневого та підземного стоку, сезонні зміни запасів вологи в ґрунтах та рівнів ґрунтових вод, їхні фазові перетворення⁵⁴.

Температура та річна кількість і характер опадів також впливають на розчинення вибухових речовин в ґрунті, підвищуючи їхню біодоступність. Найбільше корозійна активність вибухових речовин і гільз відзначена в ґрунтах з високим вмістом вологи, а ґрунти з періодичним затопленням вважаються помірно корозійними⁵⁵.

Температурний режим впливає на розчинність вибухових речовин. Максимальна швидкість дисоціації при збільшенні температур була зафіксована для тротилу, тоді як найнижча для гексогену⁵⁶. Попередні дослідження показали, що підвищення навколишньої температури також збільшує дисоціацію куль в діапазонах пострілу⁵⁷.

Наявність рослинного покриву на територіях воєнно-техногенного навантаження також впливає на рухливість вибухових речовин та важких металів. Рослини мають здатність зменшувати їхню міграцію

до підземних вод⁵⁸. З цією метою використовуються багаторічні трави, такі як міскантус, і деревні види, такі як верби (*Salix* sp.) і тополя (*Populus* sp.)⁵⁹.

Вважається, що вплив забруднюючих речовин на ґрунтове середовище (біодоступність, екотоксичність, ризик забруднення рослин та ґрунтових вод) більше пов'язані з їхніми рухомими фракціями, ніж з їхньою загальною концентрацією.

Надходження забруднюючих речовин в рослини з ґрунту контролюють *дві групи чинників*: вміст рухомих форм елементів-забруднювачів в ґрунті, який регулюється властивостями самого ґрунту та біологічними особливостями рослин по відношенню до іонів забруднювача. На процес поглинання важких металів рослинами ґрунт впливає двояким чином. З одного боку, ґрунти в процесі поглинання (сорбції) знижують кількість акумулюючих елементів в рослині. Однак, з іншого боку, акумуляція сорбованих елементів у верхніх горизонтах, тобто в зоні найбільшого поширення коренів, сприяє їх поглинанню рослинами та інтенсивному накопиченню, ніж при вільній міграції важких металів в більш глибокі горизонти ґрунту.

Рухомі фракції важких металів (доступних рослинам) включають водорозчинні метали (у формі іонів у ґрунтовому розчині), обмінні фракції і легкорозчинні металоорганічні комплекси. Є потенційно біодоступні металеві фракції, що входять до складу органічних малостійких сполук і металів, зв'язаних з карбонатами.

Сорбція металів рослинами залежить від хімічного різновиду та відносного розподілу хімічних форм металу в ґрунтовому розчині. Деякі варіації хімічних і фізичних умов (атмосферні опади, pH, органічні речовини, структура ґрунту, гумінові речовини та інші) можуть спричинити викид важких металів з рослин в інші компоненти біоти, що може призвести до забруднення. Це, в свою чергу, вплине на наявність і рухливість металів у ґрунті. Отже, сорбція елементів-забруднювачів ґрунтами регулює їх транслокацію з ґрунту в рослини та як наслідок накопичення їх рослинами (Рисунок 1). Неоднакова міцність закріплення елементів-забруднювачів в ґрунтах свідчить, що їхнє надходження в рослини в першу чергу визначається типом ґрунту і тими його властивостями, які відповідають за поглинальну здатність. На надходження важких металів впливає кілька факторів: видові особливості рослин, тип ґрунту, концентрація, форма знаходження елементів-забруднювачів, pH ґрунту, гранулометричний склад, вміст органічних речовин, ємність поглинання катіонів в ґрунті, наявність техногенних джерел забруднення ландшафтів тощо.

Ґрунтам з високими показниками pH, вмісту глинистих мінералів, карбонату кальцію та органічної речовини властива значна поглинальна здатність по відношенню до елементів-забруднювачів. Такі ґрунти або повністю звільняють рослину від контакту з ними, або роблять ці контакти менш небезпечними.

Видалення елементів-забруднювачів з ґрунтового розчину відбувається в процесі осаду або адсорбції. Елементи-забруднювачі мають підвищену здатність до адсорбції органічною речовиною та оксидами, а також до заміщення лужних і лужноземельних металів. У кислих ґрунтах рухливість елементів підвищується і тим самим збільшується їхню доступність. Як правило, з кислих ґрунтів забруднювачі надходять в рослини в значно більших кількостях, ніж з слаболужних, нейтральних або слабокислих. Так, на дерново-підзолистому ґрунті (pH = 5,3) при однаковій концентрації свинцю насиченість листової тканини пшениці в 2 рази вище, ніж на високобуферному малогумусному чорноземі (pH = 6,9).

У той же час рослини мають захисні властивості щодо поглинання забруднювачів. У них існує кілька систем контролю за надходженням іонів. В основному вони знаходяться в коренях та репродуктивних органах (насінні і плодах). Тут зосереджені механізми регламентації надходження іонів в рослини. Вивчення транслокації елементів-забруднювачів в рослини показало, що на перших етапах надходження елементів з ґрунтів їх основна частина затримується в коренях рослин. Передбачається, що затримання відбувається по периферії коренів, в зоні так званого паска Каспарі.

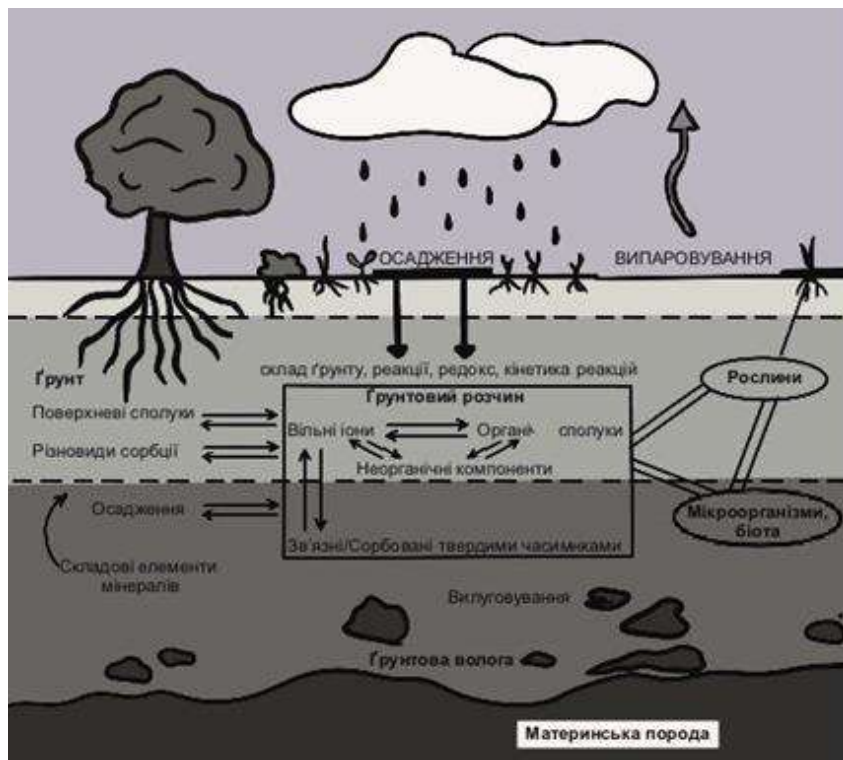


Рисунок 1. Схема фізико-хімічних процесів міграції забруднюючих речовин у ґрунтах

Разом з тим захисні механізми кореневої системи обмежені і при інтенсивному надходженні токсичних іонів з ґрунту вони не в змозі повністю захистити вегетативну масу від забруднення, елементи-забруднювачів починають проникати в надземну частину рослин. При цьому рослини забезпечені механізмами контролю надходження хімічних елементів в репродуктивну частину (насіння).

Хімічний склад рослин залежить від складу ґрунтів, на яких вони ростуть, але не повторюють його, тому що вибірково поглинають необхідні елементи відповідно до фізіологічних і біохімічних потреб. Механізми стійкості рослин до надмірного надходження важких металів різноманітні: одні здатні накопичувати високі концентрації металів і проявляти до них толерантність, інші – зменшувати кількість їхнього надходження шляхом максимального використання бар'єрних властивостей. Рівень накопичення важких металів рослинами залежить від їхніх генетичних і видових особливостей ⁶⁰.

Незважаючи на істотну мінливість властивостей рослин щодо накопичення металів, біоакумуляція елементів має певну тенденцію, що дає можливість впорядкувати їх в кілька груп:

- 1) Cd, Cs, Rb – елементи інтенсивного поглинання;
- 2) Zn, Mo, Cu, Ni, Pb, As, - середнього ступеня поглинання;
- 3) Mn, Cr, Co - слабого поглинання;
- 4) Se, Fe, Ba, Te - елементи важкодоступні для рослин.

Відомо, що поряд з видовою специфічністю рослин щодо накопичення важких металів існують загальні закономірності^{61 62}. Так, серед сільськогосподарських культур найбільш високий вміст важких металів виявлено в листових овочах і силосних культурах, найменше - в бобових, злакових і технічних культурах.

Багатьма авторами відзначені видові відмінності рослин в характері металоаккумуляції. Встановлено, що видова специфічність металоаккумуляції може проявлятися дуже чітко, оскільки для деяких видів нормою стають концентрації важких металів, які в сотні і тисячі разів перевершують фонові (Fernandes, 1991). Такі аномальні властивості до металоаккумуляції – рідкісні, але вони є фітоіндикаторами підвищеного вмісту важких металів або окремого елемента в ґрунтах і підстильних породах.

Воєнно-техногенні забруднювачі зазвичай присутні в ґрунті у вигляді залишків або частинок внаслідок використання боєприпасів і потрапляють у ґрунт шляхом розсіювання за допомогою порової матриці^{63 64}. Ці забруднюючі сполуки мають різні рівні розчинності у воді та високу ступінь проникнення в перехідні шари ґрунту. Однак, переважно ці сполуки знаходяться в високих концентраціях у приповерхневому шарі ґрунту (до 15 см). Сполуки вибухових речовин при вивільненні контактують із ґрунтом, де вони поглинаються та адсорбуються його частинками (Рисунок 2). Тривалість сорбції залежать від структури сполук⁶⁵.

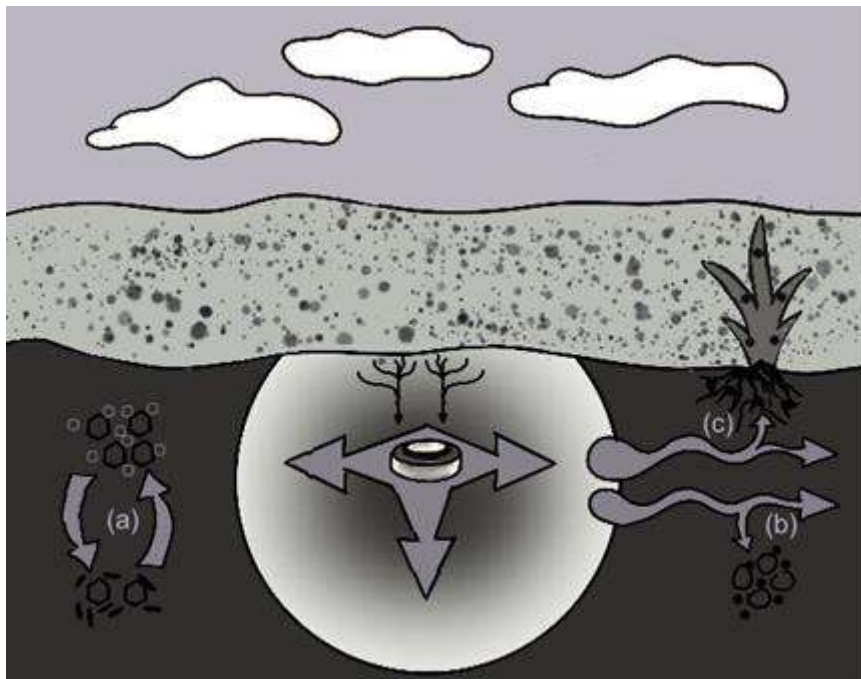


Рисунок 2. Поведінка сполук вибухових речовин у ґрунтах

Пояснення до рисунку 2: центральний значок позначає нерозірвані боєприпаси, а колір за ним позначає дифузію забруднень. Вода позначена світлими стрілками, а присутність забруднюючих речовин за межами центральної зони дифузії позначена культивованими п'ятикутниками. Область (А) представляє мікробну взаємодію та метаболізм, (В) сорбцію частинками ґрунту та (С) поглинання та секвестрацію надземними та підземними тканинами рослин⁶⁶.

Взаємодія стратегії рослина-забруднювач починається з поглинання забруднювача і зазвичай відбувається через рідкий розчин, присутній у пористій матриці ґрунту. Ґрунтовий розчин, що містить сполуки вибухових речовин, проникає в коріння рослини без будь-яких перешкод або завдяки збільшеному потоку води, якому сприяє транспірація листя⁶⁷. Сполуки вибухових речовин всередині коренів вільно переміщуються поміж мембран, рухаючись через захисний пасок Каспарі вздовж ксилеми та, зрештою, повністю осідають у рослині^{68 69}. Токсичність вибухових речовин у рослинах є дуже небезпечною та може спричинити низку стресів у рослинах, починаючи від деформації морфологічних моделей і порушення клітинних реакцій на забруднювачі, що відрізняються від видового складу, часу впливу, концентрації та виду забруднюючих речовин^{70 71 72}.

На сьогодні, закономірності забруднення вибуховими сполуками та важкими металами ґрунтів та їх розподіл серед видового складу рослин є достатньо дослідженими.

Біомоніторингові дослідження продемонстрували збільшення біоаккумуляції свинцю в іспанській хвої на нерегульованих майданчиках для стрільби з вогнепальної зброї, які характеризувалися підвищеними рівнями вмісту в ґрунті свинцю (Pb) та міді (Cu)⁷³. Листя кульбаби лікарської, що росте в районах бойових дій є активним поглиначем металів воєнно-техногенного походження, насамперед миш'яку (As), барію (Ba), кадмію (Cd), кобальту (Co), хрому (Cr), міді (Cu), ванадію (V) і цинку (Zn)⁷⁴.

Окремі дослідження свідчать про накопичення потенційно токсичних рівнів Pb, Cu та Ni в кормових рослинах, що ростуть на колишніх військових полігонах Швейцарії⁷⁵. Окремі території Косова, які були сильно обстріляні снарядами з збідненим ураном досі характеризуються підвищеним накопиченням урану в лишайниках⁷⁶.

Як тротил, так і продукти його трансформації дуже токсичні для ґрунтової фауни, хоча види виявляють різну сприйнятливість до таких забруднювачів. Вплив тротилу та інших хімічних боєприпасів може різко пригнічувати мікробну активність ґрунту⁷⁷. Високі концентрації вуглеводнів можуть викликати симптоми отруєння у дощових черв'яків. Наприклад, набряк кільця, застій, зневоднення, значне послаблення сегментації та здатності живого тіла рухатися та скорочуватися⁷⁸.

Продукти реакції нітроароматичних сполук можуть бути навіть більш небезпечними, ніж вихідні сполуки⁷⁹. Органічна речовина ґрунту відіграє навіть більш важливу роль в адсорбції та інактивації тротилу ніж глинисті мінерали⁸⁰. Чим вищий рівень вмісту глинистих мінералів і гумінових речовин у ґрунті, тим вищий потенціал останніх щодо запобігання поглинанню організмами нітроароматичних речовин.

В прибережних районах Пуерто-Ріко виявлено небезпечно високий рівень вибухових сполук, що вимиваються з боєприпасів, а також численні токсичні речовини внаслідок використання різних систем зброї під час військових навчань Військово-морських сил США⁸¹. Нещодавні дослідження мікроелементного складу морських і наземних рослин в цьому регіоні^{82 83} виявили високі концентрації свинцю, що свідчить про дисперсію забруднення та біоаккумуляцію токсичних речовин у морському харчовому ланцюгу.

Моніторинг рівнів свинцю та кадмію в печінці та нирках овець, які живуть на фермах поблизу військового полігону, перевищують контрольні значення⁸⁴. В свою чергу дослідження з Норвегії свідчить про низький ризик надмірного впливу міді та свинцю на овець під час їх систематичного випасу на територіях колишніх військових полігонів⁸⁵.

Забруднення земельних та водних ресурсів регіону ртуттю, свинцем, міддю, магнієм, літієм, тротилом та збідненим ураном зумовлює надзвичайно високий рівень захворюваності населення в домогосподарствах, які проживають поблизу відкритого рифу⁸⁶. Зокрема, мешканці острова В'єкес, які проживали в зоні воєнно-техногенного впливу (навчальний військовий полігон), характеризувались значними перевищеннями вмісту свинцю (Pb), алюмінію (Al), кадмію (Cd), урану (U) та миш'яку (As) у сечі порівняно з фоновими значеннями мікроелементів характерними для населенням архіпелагу⁸⁷. Вміст миш'яку (As), кадмію (Cd), заліза (Fe), ванадію (V) та алюмінію (Al) у сироватці крові та волосся були в рази вищими при порівнянні з районами позбавленими воєнно-техногенного впливу⁸⁸.

Ряд досліджень свідчить про несприятливі наслідки воєнно-техногенного впливу для здоров'я дітей, які проживають на територіях бойових дій. Виявлено, що затримка росту та неврологічного розвитку у дітей були пов'язані з внутрішньоутробним впливом важких металів, насамперед миш'яку (As), барію (Ba) та молібдену (Mo)⁸⁹. Збільшення кількості передчасних пологів та поширеності вроджених вад у новонароджених в районі Газа (Палестина) обумовлено підвищеним впливом на жіноче населення високого рівня барію (Ba), миш'яку (As), кобальту (Co), кадмію (Cd), хрому (Cr), ванадію (V) та урану (U)^{90 91}. Було також доведено, що в дітей військової зони Іраку спостерігається порушення неврологічного розвитку⁹².

Незважаючи на поодинокі дослідження воєнно-техногенних впливів, наявні незаперечні докази їхніх несприятливих наслідків для здоров'я населення. Дія високих концентрацій важких металів на організм людини призводить до ураження або зміни діяльності найважливіших систем організму - центральної і периферичної нервової системи, кровотворення, внутрішньої секреції тощо⁹³. Ряд хімічних елементів сприяє виникненню атеросклерозу, злоякісних новоутворень, порушення апарату спадковості. Епідеміологічний моніторинг є необхідною складовою комплексної програми дослідження територій воєнно-техногенних впливів.

1.4. Моделювання поширення забруднюючих речовин у ґрунтах

Територія ведення бойових дій представляє собою обмежений регіон, на якому ведуться активні бойові дії з ураженням всіх складових ландшафту під впливом чинників воєнно-техногенного навантаження. Військові об'єкти – представляють собою рухомі (озброєння та військова техніка) або стаціонарні (позиційні райони) джерела забруднення (джерела чинників воєнно-техногенного навантаження) від яких забруднення надходить у компоненти ландшафту, зокрема ґрунти. У процесі реєстрації екологічних даних військовий об'єкт розглядається як відкрита ієрархічна військово-технічна система, яка має воєнно-техногенні чинники впливу на ґрунтове середовище. Транспортна мережа представляє собою технічні споруди, що утворені за рахунок створення автомобільних і залізничних шляхів, польових доріг та інших складових елементів шляхів пересування колісної і гусеничної бронетехніки і призводить до “блокування” поверхні екосистем і може, між іншим, блокувати шляхи міграції тварин та сприяти фрагментації біоценозів. Останнє може призвести до зниження стійкості біогеоценозів і погіршення якості ґрунтів.

Для проведення імітаційного моделювання можуть використовуватись розроблені спеціалізовані програмні середовища на основі комп'ютерних систем імітаційного моделювання, що знайшли широке застосування при побудові комп'ютерних моделей в різних галузях науки. Для побудови моделей екодинаміки було вибрано підсистему комп'ютерного моделювання Simulink системи комп'ютерної математики MatLab.

На основі імітаційних моделей та в середовищі Matlab Simulink була розроблена об'єктно-орієнтована програма, яка дозволяє провести моделювання стану ґрунтового покриву територій із низькою та високою інтенсивністю воєнно-техногенного навантаження з урахуванням індексів забруднення та тактико-технічних характеристик боєприпасів, що застосовуються під час ведення бойової діяльності⁹⁴.

Імітаційне моделювання дозволяє отримати результати для оцінки тенденцій динаміки процесів в ґрунтах, що проходять протягом 10 років, і оцінити вплив воєнно-техногенного навантаження вій бойових дій на загальний стан екосистеми. Воно є дієвим інструментом в системі підтримки прийняття рішень щодо реабілітаційних заходів екологічної безпеки в зоні ведення БД підтримки її на необхідному рівні.

Математична модель розповсюдження воєнно-техногенних забруднень у ґрунтах описується рівнянням для тиску рідини у тріщинах p_1 ⁹⁵:

$$\frac{\partial p_1}{\partial t} - \eta \frac{\partial}{\partial t} \operatorname{div} \operatorname{grad} p_1 = \chi \operatorname{div} \operatorname{grad} p_1$$

$$\text{при } \chi = \frac{k_1}{\mu(\beta_{c_2} + m_0\beta)}, \quad \eta = \frac{k_1}{\alpha}$$

де χ – коефіцієнт п'єзопроводності тріщинувато-пористого середовища, який залежить від проникності системи тріщин k_1 , пористості та стисливості блоків;

η – коефіцієнт, який є новою специфічною характеристикою тріщинувато-пористої породи. При $\eta \rightarrow 0$ – зменшуються блоки та зростає ступінь розвиненості тріщинуватості породи, а рівняння прямує до звичайного рівняння фільтрації при пружному режимі;

α – коефіцієнт, який характеризує інтенсивність обміну рідини блоків та тріщин, залежить від проникності блоків k_2 та ступеня тріщинуватості породи, в якості міри якої можна взяти питому поверхню тріщин σ , тобто поверхню тріщин, які приходиться на одиницю об'єму:

$$\sigma \sim \frac{1}{L}$$

Зі співвідношення розмірностей випливає $\alpha \sim k_2 \sigma^2$.

Отже,

$$\eta \sim \frac{k_1}{k_2 \sigma^2} \sim \frac{k_1}{k_2} L^2,$$

де L – середній розмір окремого блоку (питома поверхня тріщин обернено пропорційна середньому розміру окремого блоку).

Окрім того, змінюючи значення коефіцієнтів цього рівняння можна отримати рівняння фільтрації для звичайного пористого середовища або для тріщинуватого середовища.

У якості коефіцієнтів до рівняння стану входять параметри, які описують геологічні властивості середовища в цілому та гідродинамічні властивості рідини. Для території ведення бойових дій, де відбувається застосування важкого озброєння, існують певні труднощі з одержанням точних значень параметрів рівняння стану, оскільки у незначних межах вони змінюються досить часто. Тому замість точних значень фізичних параметрів, які характеризують середовище пропонується використовувати експертні оцінки (для яких можна використовувати дані, наведені у літературі, або дані, одержані в результаті загальних висновків щодо природи середовища). Також можна використовувати усередненні статистичні оцінки для значень параметрів (наприклад, середнє значення параметрів у деякі моменти часу у різних точках середовища). Враховуючи те, що математична модель у прямому вигляді не залежить від геометричних властивостей середовища, використання експертних або статистичних оцінок не зменшить практичного значення запропонованої моделі, оскільки дасть змогу дослідити принципи дії процесів розповсюдження рідини у тріщинувато-пористому середовищі.

Для представлення умов перерозподілу забруднюючих речовин у ґрунтах внаслідок застосування боєприпасів представлений приклад моделювання на території Сартанської громади (Донецька область).

Для початку визначені параметри ґрунту для моделювання: ґрунт території ведення бойових дій в районі застосування артилерійських боєприпасів, відповідно до оперативно-тактичної обстановки, має двошарову структуру.

Нехай верхній шар після застосування термобаричного боєприпасу стає перепаленим та тріщинувато-пористим. Для нього використовувались такі значення параметрів модельного рівняння: пористість $m = 40\%$ та проникність $k = 10000 \div 100000$ мДарсі (у більшості випадків використовується значення 40000 мДарсі). Оскільки для такого середовища характерним є дуже мале значення розмірів блоків, то із загальних зауважень випливає, що коефіцієнт тріщинуватості породи $\eta = 0$. Для нижнього шару ґрунту, який має тріщинувато-пористу природу, значення коефіцієнтів рівняння оцінювались так: пористість $m = 30\%$ та проникність $k = 1000 \div 7000$ мДарсі. Враховуючи, що тиск верхніх шарів ґрунту на середовище

майже відсутній (у даному випадку), коефіцієнт стискання $\beta_{c_2} = 0$. Виходячи з основних оцінок розміру блоків у середовищі коефіцієнт $\eta = 0,4 \text{ м}^2$. Значення цих параметрів можуть змінюватись у залежності від умов задачі.

Під час проведення комп'ютерного моделювання вважалось, що розповсюдження іонів важких металів та неорганічних сполук суттєво не впливає на гідродинамічні властивості води.

Для проведення комп'ютерного моделювання застосовувались програмні продукти системи MatLab.

Основним джерелом забруднення при проведенні вогневих стрільб виступають продукти вибуху, під час якого виникають дрібнодисперсні часточки та іони важких металів, які проникають у ґрунт разом з

водою. Іони важких металів характерні слабкою розчинністю у воді, але при невеликих швидкостях руху рідини можуть переміщатися разом з нею.

Розріз ґрунту в районі котла артилерії поданий на Рисунок 3.

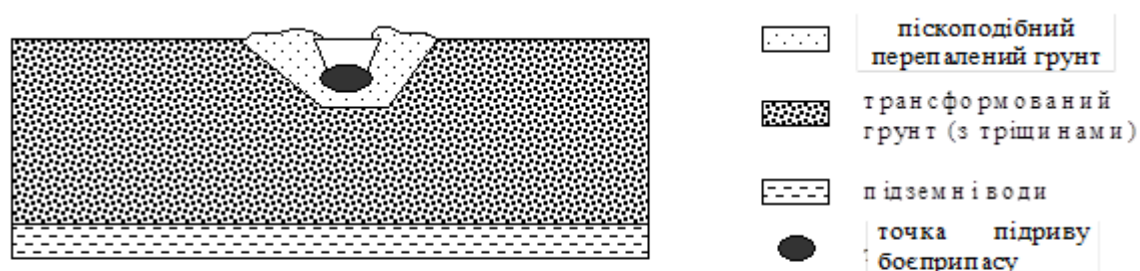


Рисунок 3. Розріз ґрунту в районі ураження артилерією

Верхній шар (до 80 см) в районі воронки складається з незв'язаного дрібнозернистого матеріалу, який утворюється в результаті викиду на поверхню з воронок від снарядів. Враховуючи його подібність до піску, його фізичні характеристики можна оцінити таким чином: проникність $k = 10000$ мДарсі; пористість $m = 40\%$.

Нижні шари ґрунту представляють собою трансформоване середовище, яке унаслідок дії ударної хвилі від вибуху снаряду перетворилося на тріщинувато-пористе середовище з такими фізичними параметрами: проникність $k = 1000$ мДарсі; пористість $m = 25\%$.

Рівень підземних вод знаходиться на відстані (2,5 - 3) м від поверхні.

У цьому випадку права частина модельного рівняння має вигляд:

$$f(x, y, t) = c * \delta(t) * \delta(x - x_1) * \delta(y - y_1),$$

де $c = 35,7$ кг (згідно наведених вище розрахунків); x_1, y_1 – координати центру підриву артилерійського боєприпасу; t_1 – умовний час виконання вогневого завдання ($t_1 = 0$).

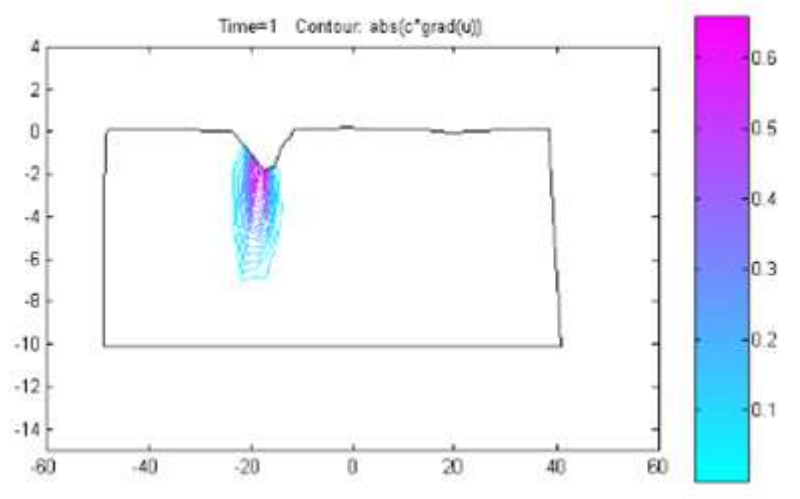
Значення для гідродинамічних параметрів води беруться з Таблиця 13.

Таблиця 13. В'язкість і щільність основних забруднюючих рідин та води

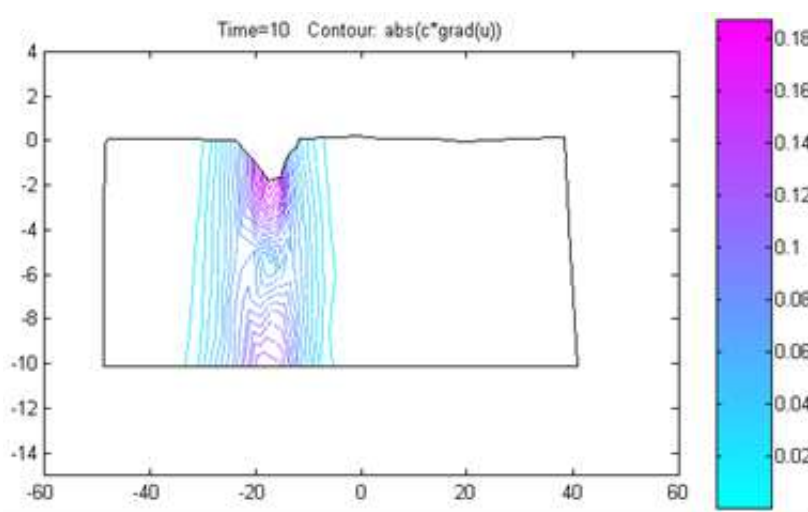
Речовина	Коефіцієнт динамічної в'язкості (μ), сП	Щільність (ρ), г/см ³
Бензин	0,53	0,7÷0,8
Гас	1,8÷1,9	0,81÷0,84
Дизельне паливо	≈ 4,0	≈ 0,9
Вода	1,002	1,0

Початкові умови дорівнюють 0. На границі водоносного шару задаються граничні умови другого роду, оскільки відбувається вільне перетікання рідини від шару ґрунту з малою проникністю до підземних вод. На бокових границях задаються граничні умови першого роду. На верхній границі на ділянці котла артилерії задаються граничні умови другого роду, на інших ділянках границі – граничні умови першого роду.

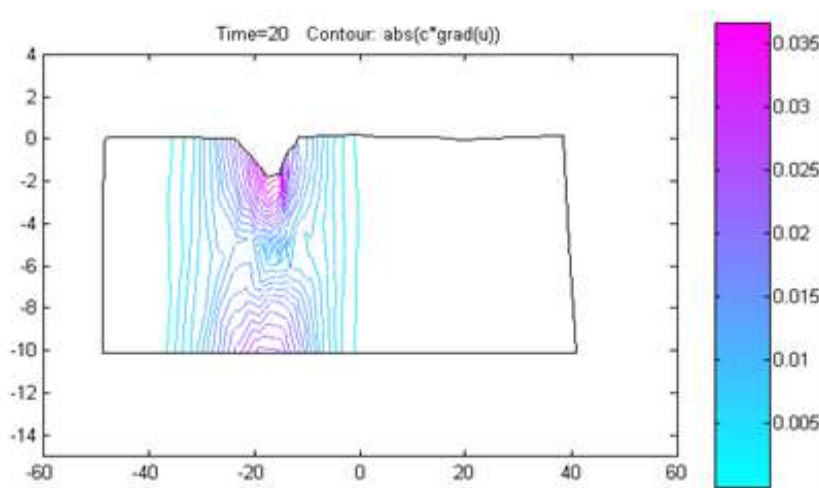
На Рисунок 4 наведені значення промодельованої швидкості розповсюдження забруднення та показані зони розповсюдження, які утворилися. Швидкість вимірюється в см/г.



а) швидкість розповсюдження забруднення при $T=1$ год після виконання вогневого завдання



б) швидкість розповсюдження забруднення при $T=10$ год після виконання вогневого завдання



в) швидкість розповсюдження забруднення при $T=20$ год після виконання вогневого завдання

Рисунок 4. Швидкість розповсюдження забруднення після виконання вогневого завдання

Аналіз результатів моделювання свідчить, що виконання вогневих завдань призвело до утворення значної зони забруднення та збереження достатньо високої швидкості розповсюдження забруднення. Після закінчення його виконання зона розповсюдження продовжувала розширюватися і лише за добу

відбулося значне зниження швидкості фільтрації, і, відповідно, зменшення навантаження на ґрунтове середовище.

Порівнюючи результати моделювання при виконанні лише одного завдання та при виконанні комплексу вогневих завдань, можна сказати, що:

- 1) значення швидкості фільтрації при виконанні двох вогневих завдань більше, ніж при виконанні одного, що свідчить про накопичення впливів бойових стрільб;
- 2) зона забруднення навколо котла артилерії при виконанні всіх запланованих вогневих завдань формується швидше, ніж при виконанні одного, однак їх розмір майже не відрізняється;
- 3) уповільнення швидкості фільтрації і устанавлення її на низькому рівні відбудеться лише тоді, коли на повний обсяг вогневих завдань затратуватиметься утричі більше часу, ніж при виконанні одного вогневого завдання (за умови, що після їх закінчення не здійснюється жодного впливу на уражену територію).

Узагальнені результати моделювання наведені на Рисунок 5, де показано, що скорочення інтервалів між періодами застосування озброєння та військової техніки може призвести до появи кумулятивного ефекту, тобто зростання швидкості проникнення забруднення в глибину ґрунту до рівня підземних вод.



Рисунок 5. Узагальнені результати моделювання

Аналіз наведених результатів свідчить, що основною причиною виникнення загрозової ситуації є: довготривале ведення бойових дій на одній території, постійне використання потужних засобів ураження, неврахування специфіки території, відсутність реабілітаційних заходів для її відновлення. Зрозуміло, що виконання реабілітаційних заходів під час ведення бойових дій не є можливим, а щодо інших причин, то за умови раціонального планування операції (бойових дій) деяких негативних наслідків для довкілля можна, якщо не уникнути, то хоча б їх зменшити.

Так, використовуючи різні види озброєння та військової техніки можна до певної міри зменшити рівень екологічних загроз, що утворюються під час їх застосування. Наявність перерв у використанні однотипного озброєння зменшує швидкість розповсюдження забруднень і запобігає виникненню кумулятивного ефекту. Однак, якщо ці умови не виконуються, то єдиним можливим способом запобігання екологічній загрози від неконтрольованого розповсюдження забруднення виступають заходи з реабілітації території, які можливі лише після закінчення бойових дій, що не запобігає розповсюдженню забруднення повною мірою.

За результатами комп'ютерного моделювання та прогнозування розповсюдження рідких забруднень внаслідок ведення бойових дій наведемо приклади періодів відновлення території у відповідності до видів використаного озброєння.

Так, у районі артилерійського обстрілу мінімально необхідний термін перерви між стрільбами для відновлення стану системи становить 2 тижні. При проведенні повномасштабних бойових дій (з використанням артилерії, танків, ПТКР) цей термін зростає вдвічі. Для районів пересування та застосування танків такий термін складає до 3 тижнів. Тобто, за результатами моделювання, виникнення таких перерв дає змогу шару забруднення, який утворюється внаслідок ведення бойових дій, розсіятися у великому обсязі середовища (таким чином, концентрація зменшується до рівня ГДК). Зменшення термінів перерви призводить до появи кумулятивного ефекту внаслідок чого через 43–62 доби до підземних вод може потрапити значна кількість забруднюючих речовин (Таблиця 14).

Таблиця 14. Узагальнені результати оцінки впливу наслідків бойових дій на екологічний стан ґрунтів отримані під час моделювання

Характеристика поширення забруднення	Об'єкт ураження		
	Район артилерійського обстрілу	Район застосування танків	Район застосування спеціальної техніки
Максимальне значення швидкості розповсюдження забруднення	2,2 см/г	2,7 см/г	1,3 см/г
Середній термін зниження рівня швидкості розповсюдження забруднення	17 діб	20 діб	15 діб
Максимальне значення швидкості розповсюдження забруднення за недостатнього терміну перерви між впливами ОВТ	3,5 см/г	5,4 см/г	1,9 см/г
Мінімальний необхідний термін перерви у використанні об'єкта	2,5 тижні	3 тижні	2 тижні
Прогнозований час проникнення забруднення до рівня ґрунтових вод (глибина до 6 м) при відсутності перерви між впливами ОВТ або реабілітаційних заходів	52 доби	45 діб	60 діб

Дотримання умов щодо перерв у застосуванні озброєння та військової техніки у ході бойових дій практично неможливе, тому єдиним способом зменшення екологічних загроз від неконтрольованого розповсюдження забруднення виступають заходи з реабілітації території, які потрібно проводити після закінчення бойових дій та звільнення території. Це звичайно не дозволить повністю уникнути забруднення ґрунтів і ґрунтових вод зони ураження та прилеглих територій, але значно скоротить період їх відновлення та дасть можливість безпечного їх використання у подальшому.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ I

Війни, які велися по всьому світу у XX-XXI століттях, завдали надзвичайно тяжкої шкоди для навколишнього середовища, зокрема для ґрунтів. Наявність потужної військової техніки і застосування величезних обсягів боєприпасів призвели до пошкодження ґрунтів на значних площах. Негативні наслідки для ґрунтів пов'язані не лише із безпосередніми боями, а й з діями, спрямованими на знищення ресурсної бази противника. Це – руйнування інфраструктури (напр., іригаційних каналів у Кореї) і промисловості (напр., нафтопереробних заводів і підприємств енергетики у Сербії, Хорватії, Кувейті, Іраку та інших країнах), знищення продовольчої бази та можливостей її підтримки через навмисне механічне пошкодження ґрунтів і внесення хімікатів (В'єтнам, Нікарагуа, Афганістан), спричинення пожеж, знищення лісів. Негативні наслідки для ґрунтів загалом подібні у всіх країнах, у яких велись бойові дії, – забруднення хімічними речовинами (важких метали, нафтопродукти та інші), механічне пошкодження природної структури ґрунтів. Вторинні впливи – активація водної і вітрової ерозії, пилові бурі, підтоплення, забруднення поверхневих і підземних вод, залучення до сільськогосподарського використання цінних заповідних земель. Відновлення ґрунтів у багатьох країнах ще й досі триває (Франція, В'єтнам та інші країни).

Російсько – українська війна, зокрема після повномасштабного вторгнення у лютому 2022 року, характеризується застосуванням всього можливого арсеналу систем озброєння, військової техніки та боєприпасів. Всі типи воєнно-техногенного навантаження спричиняють потужне забруднення та руйнування ґрунтового покриву. Для всіх видів боєприпасів, які застосовуються на війні (фугасні, осколково-фугасні, бронебійні, кумулятивні снаряди та міни), характерним є утворення ударної хвилі та продуктів вибуху, які розповсюджуються в середовищі. Перш за все, відбувається деформація ґрунту в усіх напрямках розповсюдження ударної хвилі. В результаті горіння, вибуху та детонації боєприпасів утворюються різноманітні похідні продукти, більшість з яких є або токсичними, або небезпечними забруднювачами. Основним джерелом забруднення при проведенні вогневих стрільб є продукти вибуху, що представляють собою дрібнодисперсні часточки та іони важких металів, які проникають у ґрунт разом з водою, та уламки боєприпасів. Характер розповсюдження та вплив боєприпасів на навколишнє середовище залежить від швидкості вибухового перетворення вибухової речовини, маси вибухової речовини снаряду.

Застосування бойової техніки призводить до високих ступенів забруднення території нафтопродуктами, свинцем та ароматичними вуглеводнями. В ході перманентної бойової діяльності в ґрунтах накопичують свинець, кадмій, оксид вуглецю, нафтопродукти.

У ґрунті відбувається первинне накопичення забруднювачів із подальшим перерозподілом як у самому ґрунті, так і переходом у інші середовища – поверхневі і підземні води, рослинність, рух по трофічному ланцюгу ґрунт-рослина-людина. Прогнозування міграції забруднювачів у такій системі як ґрунт є складним через необхідність врахування багатьох змінних у часі і просторі фізичних і хімічних параметрів ґрунту і умов навколишнього середовища, а також форми знаходження власне забруднювачів. Рухливість забруднюючих речовин у ґрунтовому середовищі та пов'язаний із цим перехід у рослини залежить від фізико-хімічних властивостей ґрунтів (гранулометричного та мінералогічного складу ґрунту, вмісту гумусу, ємності катіонного обміну, окисно-відновних та кислотно-лужних умов). Прогнозування міграції забруднювачів може спиратись на визначення ландшафтно-геохімічних бар'єрів – зон зміни вказаних характеристик ґрунту і відповідно зміни умов міграції, що призводить до накопичення забруднювачів. Таким чином, планування відновлення ґрунтів має спиратись на детальне дослідження конкретної території, визначення рівня забруднення і пошкодження, визначення ландшафтно-геохімічних умов перерозподілу забруднювачів.

Моделювання поширення забруднюючих речовин у ґрунтах показує, що визначальне значення для суттєвого погіршення екологічної ситуації має тривалість та інтенсивність бойових дій. Чим триваліші бойові дії, тим більшою шкоди буде завдано довкіллю і, зокрема ґрунтам. Тривалі паузи між обстрілами сприяють розсіюванню забруднювачів і відновлення концентрації хімічних речовин до фонових значень. Навпаки, безперервні бойові дії спричиняють кумулятивний ефект від надходження забруднюючих речовин із боєприпасами, що призводить до зростання концентрації забруднюючих речовин, їх накопичення та створення умов для переходу у інші середовища. Тривалі бойові дії на певній території таким чином руйнують здатність ландшафтів до самовідновлення, слід очікувати високого рівня забруднення ґрунтів, що потребуватимуть значних коштів для відновлення.

РОЗДІЛ II. КЛАСИФІКАЦІЯ ТА ОПИС ЗАБРУДНЕНЬ ҐРУНТІВ ПОСТВОЄННИХ ЛАНДШАФТІВ

2.1. Типи порушень ґрунтів у зв'язку із бойовими діями

Наслідки воєнних дій для ґрунтового середовища часто недооцінюються в співставленні з втратою людських життів та об'єктів інфраструктури. Однак, погіршення якісних властивостей ґрунту є довготривалим, що суттєво знижує його продуктивні функції. З іншого боку, ґрунтам характерно відновлювати свої функціональні властивості та нарощувати продуктивність взаємозалежну в часі від типу ґрунту, типу воєнно-техногенного впливу та ландшафтних умов території. Відновлення та навіть інтенсифікація педогенезу часто нівелює спадщину воєнно-техногенного навантаження. Гіпотеза гетерогенного збурення внаслідок воєнно-техногенного навантаження припускає, що біорізноманіття є максимальним там, де існують різні типи та інтенсивності порушень, різномірні за тривалістю та обсягом впливів, що відбуваються в ландшафті. Припускається, що ландшафт, сформований гетерогенним порушенням, забезпечує середовище існування, придатне для видів, стійких до таких порушень та видів, поява яких у ландшафті зумовлена такими порушеннями⁹⁶.

Оцінка воєнно-техногенного навантаження на ґрунти поствоєнних ландшафтів здійснюється за рівнями інтенсивності бойових дій із врахуванням типів бойових забруднень. Одним із завдань еколого-геохімічної оцінки ґрунтів територій бойових дій є ідентифікація складу та структури факторів воєнно-техногенного навантаження та причинно-наслідкових зв'язків між ними.

В Україні з 24 лютого 2022 року відбуваються повномасштабні бойові дії з порушеннями ґрунтового покриву. Ці порушення охоплюють дві групи:

- первинні – прямі механічні деформації ґрунтового покриву, теплове забруднення; захаращення поверхні.
- вторинні – ті, що спричинені наслідками невиконання стратегічних заходів поствоєнного відновлення – підтоплення, засолення, ерозійні процеси, пірогенна деградація, дегуміфікація тощо.

Воєнні дії спричиняють ряд механічних, фізичних та хімічних впливів на ґрунтовий покрив. Такі впливи призводять до руйнування структури та функцій ґрунтової екосистеми, ведуть до погіршення фізико-геохімічних властивостей. Для різних типів військових об'єктів комплекси порушень можуть різнитись від виду і типів бойових дій, порушень рельєфу поверхні, ґрунтів (воронки вибухів, наслідки руху бойової техніки), захисних споруд (окопів, бліндажів, вогневих точок, протитанкових споруд тощо), забруднення верхніх горизонтів ґрунтового покриву продуктами бойової діяльності, захаращенням поверхні (залишками бойової техніки, захисних споруд, осколками тощо). Знищення рослинності, порушення ґрунтового покриву, дефіцит природного зволоження, опустелювання є поширеними наслідками воєнно-техногенного навантаження. Внаслідок цього різко скорочуються біологічні популяції та види, а втрата біорізноманіття посилюється зміною структури та функцій ландшафтів. Види впливів і наслідки для ґрунтів представлені у наступних підрозділах.

2.1.1. Механічний вплив та наслідки для ґрунтів

Механічний вплив при воєнно-техногенному навантаженні полягає у механічній деформації ґрунтового покриву під час пересування колісної та гусеничної військової техніки, безпосереднього руху військ, будівництва приповерхневих та підземних споруд, бомбтурбації, розмінування територій та будівництва оборонної інфраструктури. Механічний вплив супроводжується хімічним забрудненням ґрунтів, що призводить до безстрокового виведення земель з експлуатації та заборони на їхнє використання.

Рух військ включає маневри гусеничної та колісної техніки, яка є важкою. Основним впливом руху на ґрунт є ущільнення з пошкодженням гумусового горизонту⁹⁷, що має прямі негативні наслідки такі як порушення водного балансу ґрунту, та спричинює розвиток вітрової та водної ерозії. При зниженні

ступеня щільності підвищується розрідження водонасичених дисперсних ґрунтів, відбувається їх перехід у текучий стан внаслідок руйнування структурних зв'язків під дією динамічного навантаження⁹⁸. Цей процес протікає в кілька стадій (Рисунок 6): 1) руйнування структури ґрунту; 2) власне розрідження незв'язного (піщани відміни) ґрунту; 3) ущільнення ґрунту⁹⁹.

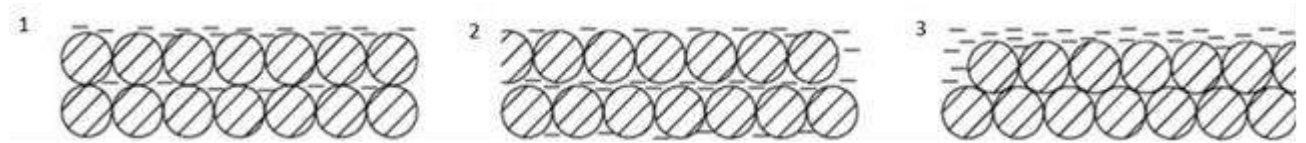


Рисунок 6. Перехід незв'язних водонасичених ґрунтів у розріджений стан (умовна модель)¹⁰⁰

Руйнування структури ґрунту відбувається в результаті зсуву одного шару частинок відносно іншого під дією воєнно-техногенного навантаження. Наслідком цього є втрата щільності зв'язку між частинками ґрунту, що призводить до повного розрідження (руйнування структури). Утворення більш щільної структури частинок ґрунту відбувається внаслідок опускання ґрунтових агрегатів в нижні шари розрідженої субстанції¹⁰¹.

В результаті *ущільнення ґрунтів* погіршується адаптація рослин до змін клімату, посушливих умов і нестачі вологи¹⁰². Разом з тим, ущільнений в результаті механічного впливу ґрунт стає більш стійким до подальших воєнно-техногенних впливів в умовах постійної нестачі продуктивної вологи.

На трасах пересування бойової техніки утворюються *колії та багатоколіїні шляхи значної глибини*, які часто заповнюються водою, що стає причиною перезволоження місцевості. Через пошкодження ґрунтового покриву також утворюються значні за площею ареали дефляції та вторинного пилового підйому, що розповсюджуються на значні території¹⁰³.

На військовій базі армії США в Форт-Райлі (Канзас)¹⁰⁴ моніторинг ущільнення колії, викликаного бойовими танками M1A1 Abrams показав, що щільність ґрунту збільшується в умовах підвищеної вологості, повторюваності руху та відновлюється до рівня без порушень протягом 1-3 років. Ефект ущільнення може бути вищим в перехідних до підстильної породи ґрунтових горизонтах, ніж у гумусових та гумусово-елювіальних. Дослідження механічних впливів на ґрунт в пустелі Мохаве (Каліфорнія) викликаних бойовими маневрами на початку 1940-х років¹⁰⁵ виявили, що рівень ущільнення у 10 см шарі ґрунту внаслідок одного проходу 27-тонного танка M3 і в непорушених ґрунтах були подібними, тоді як значні фізичні зміни відбулися на глибині 25 см. Встановлено¹⁰⁶, що рівень ущільнення ґрунту суглинкового гранулометричного складу, викликаного 70-тонним танком M1A2 Abrams, був однаковий в коліях і поза ними на всіх глибинах, коли вони утворювалися на сухих ґрунтах. Те ж саме спостерігається і у вологих ґрунтах, але лише в приповерхневому шарі (до 5 см). Рівень ущільнення є значно вищий в проміжку 20-25 см, що додатково демонструє чітку кореляцію ступеня ущільнення ґрунту з вмістом вологи.

Для посилення військових маневрів в США ґрунт додатково стабілізують природними або штучними зв'язувальними речовинами (вапно, бітум, цемент). Прискорений процес консолідації за допомогою каталізаторів високого екзотермічного твердіння заснований на розпиленні полімербетонних композитів. Він є ефективним методом для будівництва і ремонту фортифікаційних споруд, вертолітних майданчиків, ракетних стартових майданчиків та інших військових споруд¹⁰⁷¹⁰⁸.

Деформації ґрунтового покриву (перемішування шарів ґрунту тощо), відбуваються внаслідок *формування приповерхневих та підземних фортифікаційних споруд* (бліндажі, окопи, траншеї, тунелі, сховища паливно-мастильних матеріалів, сховища бойових матеріалів) (Рисунок 7). Це інтенсифікує ряд небезпечних геоморфологічних процесів: зсуви, заболочування, осідання ґрунту тощо. Тому під час побудови фортифікаційних споруд слід враховувати глибину залягання ґрунтових вод та умови ґрунтового зволоження.



а



б

Рисунок 7. Приповерхневі фортифікаційні споруди – траншеї : а) поблизу м. Київ; б) поблизу м. Тростянець Сумської області (Фото: Анастасії Сплодитель)

Навмисне заболочування ґрунту з метою створення труднощів для пересування противника відбувається шляхом штучного впливу на зміни погодних умов. Відомою в цьому аспекті є операція «Попай», розроблена армією США. З метою подовження сезону дощових літніх мусонів в Лаосі, В'єтнамі та Камбоджі хмари засіювали йодистим сріблом. Використання цієї програми дозволило перманентно зривати постачання зброї та особового складу у В'єтнамі¹⁰⁹.

Експериментом з дестабілізації ґрунту для створення непрохідного заболочування на лініях комунікацій противника шляхом штучного формування дощів стала операція Commando Lava, де використовувалися паперові мішки, наповнені сумішшю тринатрій нітрило-триоцтової кислоти та триполіфосфату натрію, які були скинуті літаками над районами Лаосу¹¹⁰.

Прикладом таких оборонних дій в Україні є навмисне затоплення заплави річки Ірпінь (березень, 2022) з метою зупинки наступальних дій рф на північних околицях Києва (Рисунок 8).



Рисунок 8. Заплава річки Ірпінь в районі Демидова — Козаровичів після підриву греблі (Фото Олександра Дмитрієва (Тихохода))

Утворення кратерів під час воєнних дій спричинене бомбардуванням. Наслідком вибухової дії є швидке вивільнення енергії, яке утворює кругову ударну хвилю, що оточує точку удару – воронку. Вибухова хвиля провокує руйнування послідовності ґрунтових горизонтів з очевидним порушенням повітряно-водного режиму. В результаті вибуху ґрунт частково видаляється, формуючи котлован (Рисунок 9). Ґрунт, що залишається на місці удару турбулізується, піддається динамічному ущільненню, а також містить численні металеві уламки з залишками вибухових токсичних речовин. Воронка вибуху стає місцем локалізації листового опаду з прискореними процесами вивітрювання та вилугування¹¹¹.

Такий тип порушення ґрунту був визначений як «бомбтурбація»¹¹². Під час цього процесу відбувається змішування генетичних горизонтів ґрунту, що призводить до трансформації мікрорельєфу з формуванням специфічних типів поствоєнних ландшафтів. Відкладення за межі безпосереднього валу кратеру настільки розсіяне, що рідко досліджується.

Потраплення боєприпасів в ґрунт під гострим кутом, утворює круглу воронку з піднятим бортиком або валом, що складається з тонкого шару осколків. Вибухова дія боєприпасів під меншим кутом призводить до утворення яйцеподібних або продовгуватих кратерів, а вибухова хвиля поширюється на значну відстань за його межі. Ґрунтоутвірні відклади при цих типах вибуху руйнуються та виносяться вибуховою хвилею.

Поверхня ґрунту внаслідок вибухової дії припіднімається та утворює низький вал, половину якого складають викинуті уламки. Основна частина валу є структурним підняттям підстильної поверхні, яка існувала тут перед зіткненням. Краї воронки внаслідок гравітаційного впливу та великої кількості уламків опускаються на днище. Глибина сформованої воронки залежить від складу ґрунотвірних порід та глибини їх залягання. Якщо ґрунотвірні породи володіють високою пористістю, формується більш глибокий кратер, ніж у щільних породах¹¹³.

Найбільші за розмірами продукти вибуху залишаються на дні кратеру або переважно щільно прилягають до нього. Розмір уламків стає меншим пропорційно відстані від валу кратера. Такі уламки іменуються «ковдрою викиду». Основні уламки поширюються переважно на один радіус від краю кратера. Із збільшенням відстані від валу вони стають неоднорідними.

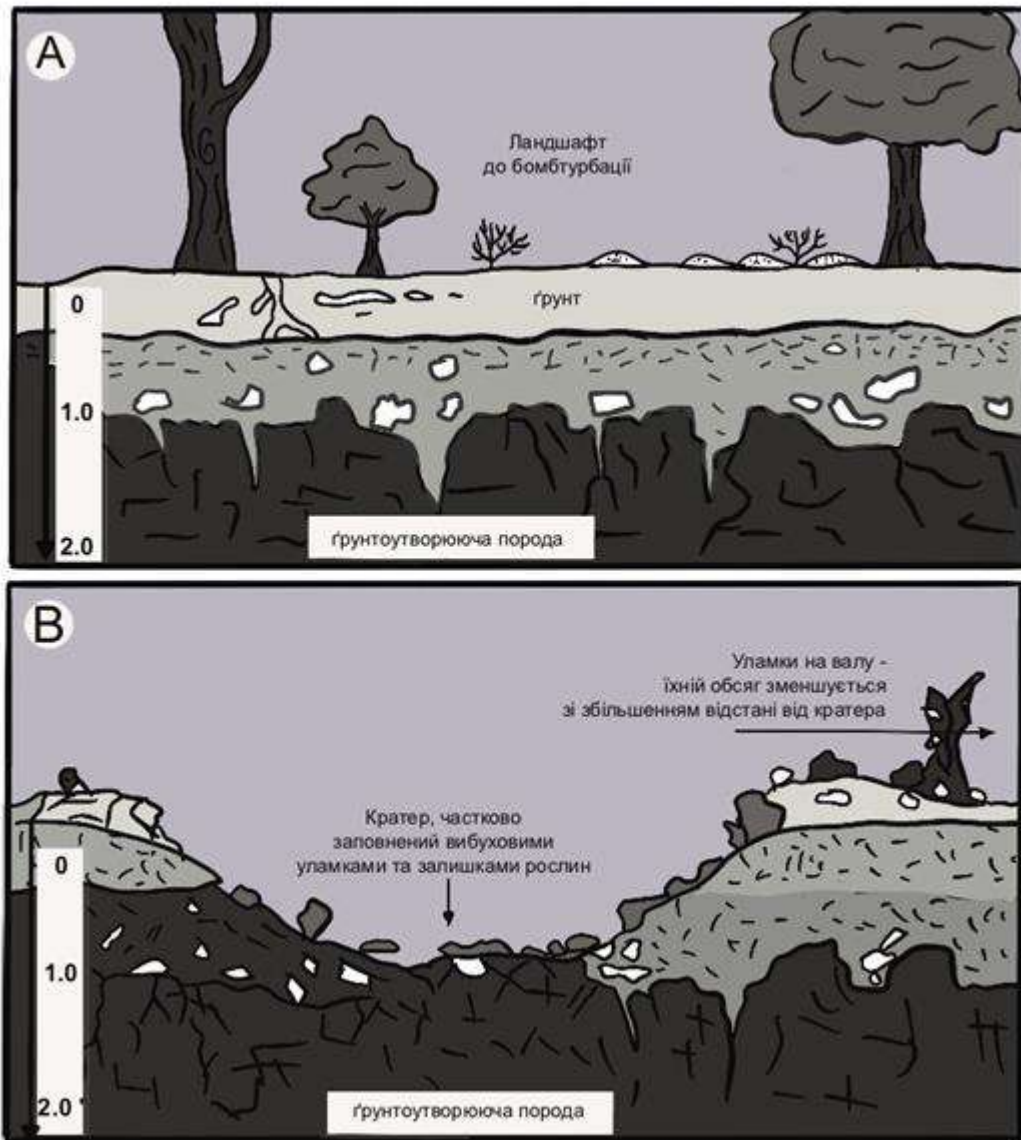


Рисунок 9. Типовий кратер, утворений бомбардуванням

У сценарії **В** бомбардування порушило ґрунтовий покрив. Глибина і ширина кратера змінюється залежно від типу ґрунту та типу використаних снарядів, а також від глибини залягання ґрунтових вод. Дно кратерів, як правило, сприяє накопиченню рослинних решток, поряд із прискореними процесами вітрової та водної ерозії¹¹⁴.

Місця бомбтурбації стають осередками накопичення води та органічної речовини. Невдовзі на дні кратеру або воронки вибуху формується гідрофільна рослинність, що є відмінною від типового рослинного покриву місцевості, і яка свідчить про підвищену вологість ґрунту (Рисунок 10 і Рисунок 11). Формування більш товстих шарів дернової повсті є першою ознакою нового педогенезу. Однак, якщо кратери були утворені в місцях з близьким до поверхні рівнем ґрунтових вод розвиток ґрунту та вегетація рослин сповільнюється.



Рисунок 10. Кратер, утворений авіабомбардуванням і заповнений ґрунтовими водами. Тростянецька громада, Сумська область. (Фото Анастасії Сплодитель)



Рисунок 11. Кратер, утворений артилерійським бомбардуванням боєприпасом калібру 122 мм. Середино-Будська громада, Сумська область (Фото Анастасії Сплодитель)

Військові фахівці США виділяють три типи кратерів, що утворюються внаслідок різної потужності та механізму вибуху боєприпасів¹¹⁵:

- *Кратерний або некратерний тип порушення* - утворені боєприпасами, що вибухнули безпосередньо над земною поверхнею. Кратери переважно неглибокі, уламки на схилах та днищі переважно відсутні. Осколкові пошкодження є значними в безпосередній близькості від місця удару.
- *Кратери, утворені боєприпасами, що вибухнули на незначній глибині* - відрізняються добре помітною «платформною зсуву», що знаходиться під кутом 45 градусів та добре сформованим навколо кратерним валом. Утворюються звичайними артилерійськими снарядами та авіаційними боєприпасами. Утворені уламки переважно великих розмірів і можуть частково засипати кратер. Внаслідок подвійного механізму вибухової дії (вглиб ґрунту та назовні) ударні пошкодження очевидні в безпосередній близькості від місця вибуху.
- *Кратери, утворені боєприпасами, що вибухнули на значній глибині під земною поверхнею*, з майже вертикальною платформною зсуву. Оцінити реальні розміри цих кратерів важко через велику кількість уламків всередині. За їх межами спостерігається мало уламків внаслідок повністю витраченої енергії під земною поверхнею. Порушення різного типу просторово обмежуються тим, що знаходиться безпосередньо над точкою вибуху.

Бомбардування завдало ґрунтам В'єтнаму шкоди в масштабах, яких раніше не було можливості оцінити. Авіація США практикувала «килимові бомбардування» в районах, які, як вважалося, були окуповані ворожими силами. В'єтнамський кордон і є одним із прикладів багатьох територій у східній частині країни, який зазнав важких бомбардувань.

Розсекречені записи Військово-повітряних сил США свідчать, що 3205 бомб загального призначення були скинуті на цю територію площею 100 км². Бомбардування було частиною кампанії блокування та безпосередньої авіаційної підтримки 7-ї авіації США з травня 1970 року по серпень 1973, також відома як операція «Угода про свободу». Хоча спочатку кампанія була обмежена територією у 50 кілометрів від кордону з Південним В'єтнамом, через два місяці операцію перенесли на захід від річки Меконг¹¹⁶. «Килимові бомбардування» спричинили суттєві порушення ландшафтів регіону на смугах шириною приблизно 500 м і довжиною понад 1 км¹¹⁷. За консервативними оцінками кількість кратерів, що залишилася після цих бомбардувань, становить близько 26 мільйонів¹¹⁸. Втрата лісового покриву призвела до деградації ґрунтів з посиленими процесами внутрішньо-ґрунтового озалізнення та утворенням потужних конкреційних прошарків^{119 120}.

Вивчення довгострокових наслідків бомбардування проводилося на полі битви Першої світової війни під Верденом (Франція), де в 1916 р. під час перших артилерійських обстрілів німці випустили близько 80 000 снарядів на площі 1000 на 800 метрів. Більш ніж через століття після створення кратерів тут спостерігається потужна рослинність з накопиченням органічної речовини на їхньому дні, яка сприяла потовщенню гумусового та гумусово-елювіального горизонтів та їх швидкому закисленню¹²¹. Це може бути передумовою підвищеної рухливості важких металів та їх інтенсивній транслокації в суміжні середовища (рослинність, ґрунтові води). У місцях бомбтурбації, де переважає неглибоке залягання ґрунтових вод, днища багатьох кратерів знаходяться нижче рівня ґрунтових вод протягом значної частини року. Вологість тут перешкоджає деяким довоєнним процесам розвитку ґрунту, але дає змогу започаткувати нові ґрунтові процеси, наприклад, оглеєння¹²².

У місцях де ґрунтові води знаходяться не в безпосередній близькості від поверхні, а ґрунти мають низький вміст органічної речовини, кратери сприяють вегетативному росту і, як спостерігалось у В'єтнамі, містять більшу кількість органічної речовини¹²³. У дослідженнях¹²⁴ проведених в місцях бомбтурбації на Алясці виявлено більш високі концентрації органічного вуглецю, азоту, калію та фосфору. Таким чином, формування котлованів в результаті бомбтурбації може слугувати «каталізатором» педогенезу.

Механічний вплив, окрім первинних деформацій ґрунтового покриву, відображається в *забрудненні ґрунтів продуктами бойової діяльності* з металевими відходами гільз, осколками артилерійських снарядів. Значна частка забруднення припадає на вибухові речовини боєприпасів з випадковою детонацією під дією тиску (Рисунок 12).



Рисунок 12. Забруднення ґрунтів продуктами бойової діяльності. Харківська область (Фото Павла Волкова)

Знищення боєприпасів, мінно-вибухових речовин, пристроїв відкритого підриву є екологічно найменш сприятливим варіантом усунення їхнього надлишку. За даними Міністерства оборони Боснії і Герцеговини, у 2016 р. 322 т вибухових пристроїв (30% від запасів) знищено відкритим способом на полігоні Гламоч. З моменту заснування полігону до кінця 2016 року було знешкоджено 3,298 тонни нестійких боєприпасів та мінно-вибухових речовин. Дослідження, які проводились на полігоні виявили, що кадмій (Cd), нікель (Ni), мідь (Cu) і цинк (Zn) в ґрунтах перевищували гранично допустимі концентрації, свинець (Pb) зафіксований в межах максимально допустимих меж. Результати послідовної екстракції показують, що кадмій (Cd) і цинк (Zn) переважно зв'язані з оксидами, а свинець (Pb) і нікель (Ni) з оксидами та органічною речовиною¹²⁵.

Під час *розмінування* територій руйнується гумусовий горизонт, втрачаються фізико-хімічні властивості ґрунту та відбуваються зміни гранулометричного та агрегатного стану. В свою чергу це впливає на потенційну родючість та водоутримуючу здатність ґрунту. Встановлення мін саме по собі передбачає в майбутньому турбулентність ґрунту (Рисунок 13). Вибухова детонація забруднює ґрунт металевими фрагментами та залишками вибухової речовини¹²⁶. Операції з очищення від наземних мін часто складні і дорогі, тому в бідних країнах такі наслідки можуть розглядатися як абсолютна втрата ґрунтових ресурсів.



Рисунок 13. Території мінування. Охтирський район Сумської області (Фото Костянтина Чирви)

В результаті бойових дій **виникнення пожеж** є первинним наслідком воєнно-техногенного навантаження, що провокує в подальшому процеси водної та вітрової ерозії. Зазвичай на вигорілих ділянках спостерігається винесення гумусових речовин та утворення гідрофобного шару, який обмежує інфільтрацію води (Рисунок 14).



Рисунок 14. Горільник поблизу с. Купувате (Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник) (Фото Дениса Вишневецького)

Дослідження воєнно-техногенного впливу на лісовий покрив Сирії виявило зменшення загальної площі лісів (31 116,0 га, 24,3%), що супроводжується зниженням їх щільності. За період 2010-2020 рр площа лісів зменшилася на 11 778,0 га (9,2%). Часті лісові пожежі, спричинені бомбардуваннями, а також відсутність стратегії відновлення лісів сприяло зменшенню лісового покриву¹²⁷.

За час окупації території зони відчуження Чорнобильської АЕС у період з 24.02.2022 по 01.04.2022 було завдано шкоду ґрунтовому покриву на площі 14074 га внаслідок пожеж спричинених окупантами. Після звільнення зони відчуження внаслідок дії вибухонебезпечних предметів було зафіксовано пожежі на площі 18132 га.

Цілком очікуваними для ґрунтів територій, що пройдені пожежами, є зміна кислотно-лужних умов у бік нейтральної реакції рН, що пояснюється проникністю зольних водорозчинних сполук у ґрунтовий профіль та насичення поглинаючого комплексу лужноземельними елементами, що і викликає зміщення реакції середовища.

Згідно з отриманими результатами ІСР-аналізу з індуктивно зв'язаною плазмою, у пробах ґрунту з горільника в околицях с. Іловниця, що зазнали впливу пожежі, концентрації валових форм всіх досліджуваних техногенних металів мають підвищені значення порівняно з фоновим ґрунтами. Зокрема, вміст нікелю зріс в 4 рази, свинцю в 6 разів, цинку та міді в 3 рази. Дещо менший вміст концентрацій відзначено для ванадію та хрому.

Поширеним явищем є виникнення потоків сміття та неглибоких зсувів (Рисунок 15). Додатковим негативним впливом пожеж, незалежно від їхнього походження, є забруднення ґрунтів під час горіння токсичними сполуками такими як поліароматичні вуглеводні.



Рисунок 15. Зсувні порушення ґрунту. Місто Тростянець Сумської області (Фото Анастасії Сплодитель)

2.1.2. Хімічний вплив та наслідки для ґрунтів

Хімічний вплив воєнних заходів призводить до зміни природних параметрів ґрунтового покриву під дією забруднюючих речовин, що утворюються внаслідок використання систем зброї та військової техніки. Довготривала військова діяльність призводить до утворення локальних воєнно-техногенних геохімічних аномалій з різним спектром вибухових та інших токсичних речовин, що може накласти на невизначений термін заборону на використання земель.

До хімічного забруднення воєнно-техногенного походження належать: пальне транспортних засобів, мастильні матеріали, сольвенти, відходи гальванічного виробництва, залишки вибухових речовин, дезактиваційні речовини, важкі метали та їхні сполуки, радіоактивні речовини. Небезпечними речовинами фізико-хімічного типу є вибухонебезпечні матеріали.

При здійсненні стрільб використовуються боєприпаси з різним складом пороху та вибухових речовин, при горінні яких утворюються такі речовини як азот, сажа, вуглеводні, свинець, двоокис марганцю та інші похідні, що негативно впливають на здоров'я людини та навколишнє природне середовище. Так, при вибуху одного 115 мм осколково-фугасного боєприпасу, спорядженого гексогеном, утворюється близько 4000 л газу, який містить продукти згоряння цієї вибухової речовини. До 30% газів розсіюється в повітрі, а більша їхня частина (важкі фракції та важкі метали) осідає на ґрунт¹²⁸¹²⁹.

Вибухові речовини також відіграють значну роль у викидах металів у ґрунтове середовище. Було виявлено, що частки, викинуті від артилерійських ударів, містять високий рівень свинцю (Pb) і міді (Cu), які можуть належати до артилерійських снарядів та стволів гармат¹³⁰. Вибухові гранати також вважалися значним джерелом високих концентрацій свинцю (Pb)¹³¹

Сучасні вибухові речовини або енергетичні матеріали є азотовмісними органічними сполуками з високим потенціалом самоокислення до малих газоподібних молекул (N_2 , H_2O і CO_2). Вибухові речовини засекречені як первинні або вторинні залежно від їхньої схильності до ініціації. Первинні вибухові речовини часто використовуються для запалювання вторинних вибухових речовин, таких як тротил, гексоген, октоген і тетрил.

Вважається, що масове забруднення ґрунтів протипіхотними мінами (що визначається як понад 100 $км^2$) існує лише в Афганістані, Боснії та Герцеговині, Камбоджі, Туреччині та в Іраку.

Ґрунтовий покрив Іраку є одним з найбільш забруднених у світі. На територію країни було скинуто 50 мільйонів касетних бомб, в результаті чого постраждали землі займають приблизно 1730 $км^2$. Території мінування складають 20 мільйонів мін, численні місця замінованих територій та багато покинутих місць зберігання боєприпасів. Наземні міни зосереджені в Іракському Курдистані, в межах основної нафтової інфраструктури та в районах, що межують з Іраном, тоді як вибухонебезпечні предмети завдають шкоди районам у південних та центральних мухафазах¹³².

Значне забруднення протипіхотними мінами (від понад 20 $км^2$ і до 100 $км^2$) зафіксовано також в Анголі, Азербайджані, Хорватії, Таїланді та Зімбабве. Наземні міни залишаються серйозною проблемою на кордонах Китаю та Камбоджі. Багато вибухонебезпечних речовин трапляються також на кордоні з Лаосом¹³³. У період з 1964 по 1973 рік над Лаосом було здійснено понад 580 000 бомбардувань, при цьому було скинуто понад 2 мільйони тонн боєприпасів. Сюди входить понад 270 мільйонів касетних суббоєприпасів, які є найпоширенішою формою небезпечних боєприпасів, що залишилися. Підраховано, що 30% боєприпасів не вдалось здетонувати¹³⁴.

За даними Міністерства оборони В'єтнаму, уражені вибухонебезпечними речовинами та наземними мінами землі становлять близько 7-8% території країни¹³⁵. Незважаючи на масштабні операції з розмінування в 1990-х роках, в ґрунтах досі залишається три мільйони протипіхотних мін.

Підраховано, що південний Ліван був усіяний мільйоном нерозірваних касетних бомб, скинутих силами оборони Ізраїлю в останні дні війни Ізраїлю та Лівану 2006 року¹³⁶. Під час війни між Вірменією

та Азербайджаном (1988–1994) фронтові лінії часто змінювалися, в результаті чого постраждало 37 млн. м² ріллі та 35 млн. м² пасовищ Нагірного Карабаху, а 80 тис. м² виноградників стали непридатними для використання¹³⁷.

У Камбоджі мільйони мінометних бомб, реактивних і гвинтівкових гранат, артилерійських снарядів, суббоеприпасів для касетних бомб, авіаційних бомб, протипіхотних і протитанкових мін повністю покривають два райони країни. Лише невеликий відсоток території був очищений¹³⁸.

Більшість територій США та Канади, які є забрудненими вибухонебезпечними речовинами, є результатом випробувань зброї та навчальної військової підготовки. Загальна площа постраждалих земель становить близько 10 мільйонів акрів¹³⁹. Деякі боеприпаси використовувалися ще з часів громадянської війни в США та Першої світової війни¹⁴⁰¹⁴¹.

Військова підготовка проводиться з використанням різноманітних боеприпасів, що містять набір вибухових сумішей. Основним джерелом вибухового та вуглеводневого забруднення на полігонах є залишки від детонації військових боеприпасів, включаючи снаряди (наприклад, мінометні та артилерійські снаряди), гранати, наземні міни, авіабомби та ракети. Виявлено високий ступінь просторової неоднорідності залишків¹⁴²¹⁴³. Розподіл за дальністю впливу (наприклад, від протитанкових і артилерійських стрільб і скидання бомб) описується як випадково розподілені точкові впливи¹⁴⁴¹⁴⁵. Коли відбуваються детонації артилерійських снарядів, мінометів і ручних гранат високого порядку, більша частина вибухівки витрачається і лише відносно невеликий відсоток (10^{-3} до 10^{-6} %) від початкової маси осідає¹⁴⁶¹⁴⁷. Таким чином, детонації високого порядку не впливають на сумарні залишки забруднюючих речовин на значній відстані від позицій стрільби. В результаті детонацій низького порядку вихідний склад боеприпасів розсіюється по поверхні ґрунту^{148 149}.

Під час еколого-геохімічних досліджень на 23 військових полігонах у США та Канаді було виявлено, що концентрації тротилу та гексогену переважно складали сотні або тисячі мг/кг у ґрунтах поруч із детонаціями низького порядку¹⁵⁰.

Найбільш детально дослідженим навчальним районом США є Кемп Едвардс, де військові дії відбувалися з 1938 року. Ґрунтовий покрив мав високі показники вмісту перхлорату, гексогену, октогену та продуктів амінотрансформації тротилу. Було зафіксовано забруднення підземних вод компонентами боеприпасів¹⁵¹ внаслідок вертикальної міграції.

Нерозірвані боеприпаси та наземні міни становлять серйозну шкоду для ґрунтів протягом десятків років. Загроза полягає у викидах токсичних речовин внаслідок корозії боеприпасів, а також низки ризиків, пов'язаних з випадковою детонацією¹⁵². Під час заходів з біоремедіації¹⁵³ використовували ґрунт із заводу боеприпасів штату Луїзіана (LAAP), забруднений 10 000, 1900 і 900 мг/кг тротилу. Ці високі рівні забруднення були результатом нерелевантної санації - спалювання забруднених вибуховими речовинами ґрунтів та мулу. На іншому об'єкті армії США, на Абердинському полігоні, випробування боеприпасів призвело до осадження понад 70 000 кг урану на місцевих ґрунтах і донних відкладах¹⁵⁴. Найбільше забруднення було зосереджено на глибині 10 м, вище зони насичення, але локально досягало глибини до 85 м.

Вибухові небезпеки, включно із наземними мінами та касетними боеприпасами, завдають непоправних втрат цивільному населенню під час збройних конфліктів і можуть чинити тривалий вплив після їх завершення через прямі наслідки випадкової детонації. Забруднення ґрунту наземними мінами позбавляє місцевих громад доступу до землі та природних ресурсів. В 1994 році від наземних мін постраждало 12% всіх домогосподарств Афганістану, починаючи з 1995 по 2001 рік середня кількість жертв сягала 50 осіб на тиждень¹⁵⁵. Протягом шести десятиріч внаслідок таємного бомбардування Камбоджі, було вбито або поранено від нерозірваних боеприпасів понад 64 000 людей, і сьогодні кількість травм в середньому становить одну людину щотижня¹⁵⁶.

Значне місце в забрудненні ґрунтів займають *важкі метали*. За даними наших досліджень зони антитерористичної операції (Донецька та Луганська області) впродовж 2016-2020 рр., виявлено у

ґрунтах високий вміст свинцю, міді, миш'яку, цинку, хрому, кадмію, молібдену, барію, калію, магнію та вольфраму. Вищезазначені елементи характеризують домінуючий спектр воєнно-техногенного забруднення і є провідними індикаторами для прогнозування змін екологічного стану територій із забрудненими ґрунтами та територій, що суміжні з ними.

Значне забруднення токсичними речовинами ґрунту також є результатом інтенсивних боїв у Хорватії. Вміст ртуті (Hg), арсену (As) та кадмію (Cd) перевищує тут допустимі національні законодавчі норми. У той же час у ґрунті виявлено підвищений вміст міді (Cu), цинку (Zn), нікелю (Ni), свинцю (Pb), фосфору (P) та барію (Ba) порівняно з фоновими ділянками¹⁵⁷. Воєнні дії на Балканах та в Перській затоці призвели до значного забруднення ґрунту вуглеводнями в Кувейті, Іраку, Лівані, Єгипті, а також у Косові, Боснії та Герцеговині^{158 159}.

Хоча наразі немає достовірних наукових даних, які б вказували на те, що нафтові пожежі в Кувейті мали довгостроковий вплив на ґрунтовий покрив країни, однак ніхто не ставить під сумнів їхній потужний місцевий і навіть регіональний вплив. Було зафіксовано близько 610 нафтових пожеж, що охопили сім нафтових родовищ на північ і південь від міста Кувейт. Пожежі поглинули понад 6 мільйонів барелів сирої нафти, 70 млн м³ нафти і 70 млн м³ супутніх газів. Шлейфи диму шириною 15-150 км простягалися на відстані від 0 до 1000 км від пожеж¹⁶⁰.

Навіть при відсутності досліджень, ґрунти Кувейту очевидно зазнали негативного впливу від пірогенного та вуглеводневого забруднень.

При обслуговуванні та ремонті зразків озброєння і військової техніки в польових таборах ґрунти забруднюються *пально-мастильними матеріалами, відпрацьованими маслами, антифризами та органічними розчинниками*. В місцях збереження паливно-мастильних матеріалів, технічного обслуговування військової техніки відзначається найбільша концентрація нафтопродуктів. Найчастіше в місцях значних проливів нафтопродуктів в польових пунктах заправки за рахунок зміни хімічного складу ґрунту порушується важлива властивість ґрунту – здатність до самовідновлення та відбувається зниження біологічної активності ґрунту (Рисунок 16).



Рисунок 16. Забруднення ґрунту пально-мастильними матеріалами. Харківська область (Фото Павла Волкова)

Забруднення може бути спричинено детонаціями вибухонебезпечних предметів у ґрунті або витоком гідравлічних рідин та палива, які можуть виникнути під час заправки машин для розмінування.

Забруднення вуглеводневого походження може бути представлене як нафтопродуктами, так і складовими нафти і нафтопродуктів – парафінами, нафтенами, ароматичними вуглеводнями, їхніми похідними – бензолом, толуолом, а також поліциклічними вуглеводнями (нафталіном, периленом). Окрему групу становлять хлорвуглеводневі сполуки – діхлоретан, трихлоретан, хлорбензол тощо. Вони так само, як і толуол та інші гомологи бензолу, являють собою більшу частину сольвентів. Забруднення трихлоретаном пов'язане також із залишками ракетного пального.

Ґрунти, забруднені вуглеводнями, є джерелом токсичних газів і пилу, що переносяться повітрям та мають гострий токсичний вплив на ґрунтове біорізноманіття¹⁶¹. Бензол, толуол, етилбензол і ксиліл, що виділяються зі свіжозабруднених ґрунтів можуть спричинити хронічний вплив на стан здоров'я населення. Після потрапляння в ґрунт вуглеводні можуть повністю або частково займати поровий простір ґрунту, що блокує потік повітря та води. Це впливає на дихання коренів рослин, на ґрунтові мікроорганізми, а також на забезпечення цих біот вологою¹⁶².

Використання білого фосфору у застосуванні запальних бомб складає загрозу продуктивному використанню ґрунтів протягом тривалого періоду часу¹⁶³. З часом фосфор виконує роль добрива¹⁶⁴, хоча має тенденцію випадати в осад у вигляді апатиту в нейтральних і лужних ґрунтах або Fe- та Al-фосфатів у кислих ґрунтах. Широкий набір таких ксенобіотиків включає також важкі метали, органічні розчинники, поверхнево-активні речовини, синтетичні феноли, ціаніди, діоксини, радіонукліди. Шкідливий вплив деяких з них на рослини та організми, що живуть у ґрунті, може тривати відносно довго^{165 166}.

2.1.3. Фізичний вплив та наслідки для ґрунтів

Під фізичним впливом слід розуміти зміну фізичних властивостей ґрунтового покриву внаслідок застосування систем зброї та військової техніки. Розглянемо компоненти фізичного впливу різної природи на середовище від застосування систем зброї і військової техніки під час проведення воєнних заходів.

Вібраційний вплив характеризується більш низькими частотами коливань і передачею їх через тверді предмети, що безпосередньо стикаються з працюючими механізмами. Вібраційний вплив пов'язаний із генерацією під час заходів бойової підготовки енергетичних імпульсів. Разові імпульси виникають від вибухів боєприпасів на мішеневих полях та від стрільби з різних систем зброї, а періодично повторювані – це шум і вібрація від роботи військової техніки.

Джерелами вібрації на військовому полігоні можуть бути військова автомобільна та бронетехніка, а також дизельні, газодинамічні та вентиляційні установки різного призначення.

Вібрація, яка передається у ґрунті здатна призводити до його ущільнення, витискання води, просідання поверхні, утворення порожнин, зміни мікрорельєфу.

Радіоактивний вплив обумовлений підвищенням вмісту радіоактивних речовин через застосування боєприпасів із збідненим ураном, засобів та приладів із джерелами іонізуючого випромінювання. На сьогодні в Україні не зареєстровано використання такого типу зброї.

Тепловий вплив обумовлений локальним підвищенням температури внаслідок викидів нагрітого повітря, порохових газів, газоподібних продуктів вибухового перетворення боєприпасів та вихлопних газів. Тепловий вплив негативно впливає на ґрунтовий покрив, викликаючи порушення термічного та водного режиму, зміни гранулометричного та агрегатного складу. Зміна термічного режиму ґрунту впливає на ґрунтові організми, змінюючи їхню оксигенацію та призводить до зниження біорізноманіття. Нормативів загального характеру для цього виду впливу не розроблено.

Під час воєнних дій з боку РФ використання фосфорних боєприпасів (температура горіння білого фосфору сягає $2760^{\circ}\text{C}^{167}$) спричиняє перепалювання ґрунту з вихідними властивостями, що сприяють злитогенезу (Рисунок 17). Зокрема, спостерігається наявність блокової структури та великої тріщинуватості в сухому стані (Рисунок 18).



Рисунок 17. Кратер, утворений фосфорним бомбардуванням. Вільнянська територіальна громада Запорізької області (Фото Анастасії Сплодитель)



Рисунок 18. Середня частина профілю чорнозему звичайного малогумусного глибокого легкосуглинкового з ознаками термічного впливу, Вільнянська територіальна громада Запорізької області (Фото Анастасії Сплодитель)

Склад та взаємозв'язок воєнно-техногенних факторів впливу на ґрунти представлений на Рисунок 19 у вигляді причинно-наслідкової схеми. Запропонована схема є інструментом виявлення типів порушень ґрунту та встановлення підпорядкованості порушень основним воєнно-техногенним факторам впливу. Підходи і критерії оцінювання рівня пошкодження земель представлені у Таблиця 15 та проілюстровані на Рисунок 20.А

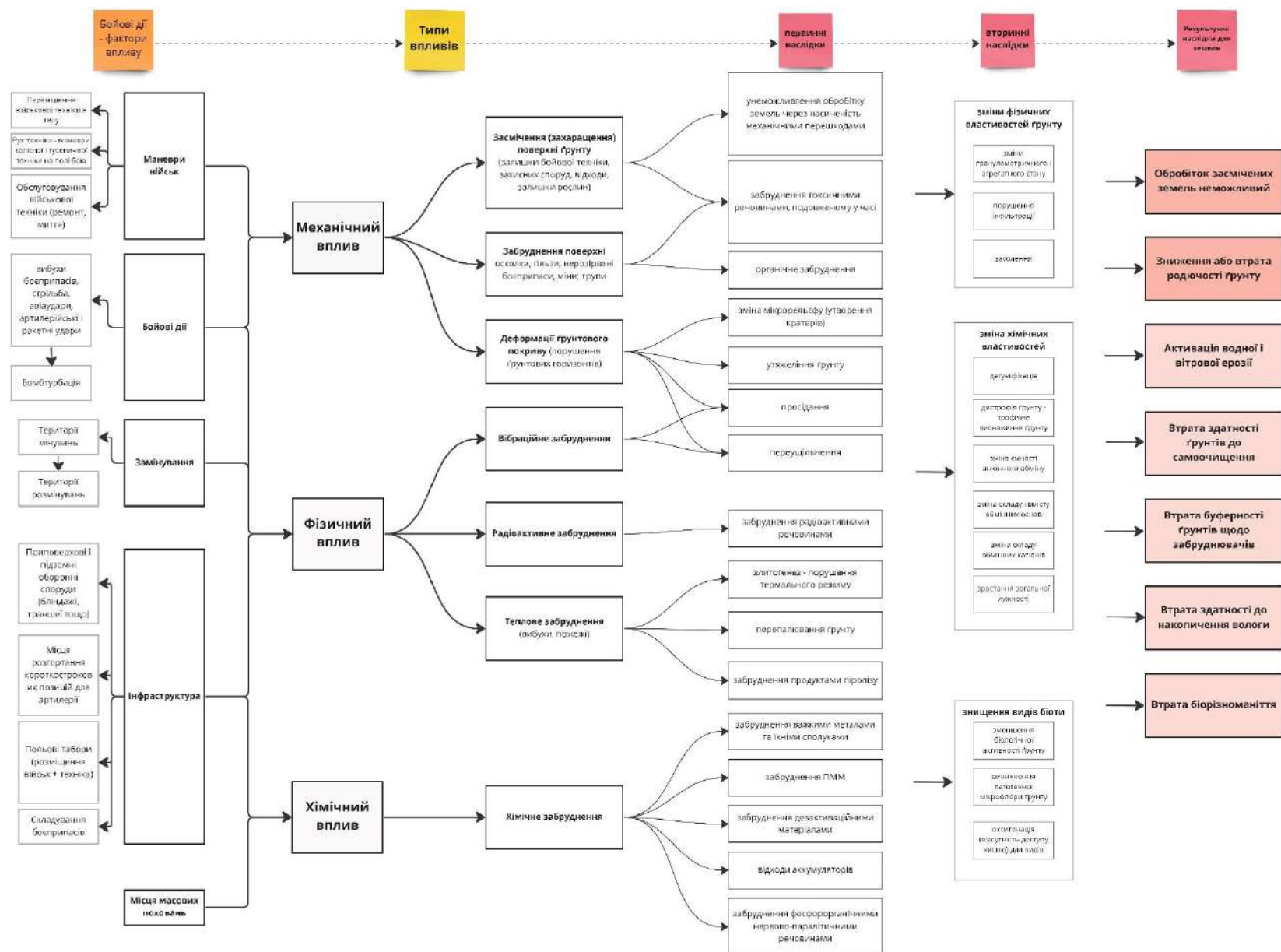


Рисунок 19. Причинно-наслідкова схема факторів впливу воєнно-техногенного навантаження на ґрунтовий покрив

Таблиця 15. Критерії рівня пошкодження земель

Рівень пошкодження (% площі ділянки)	Категорії придатності земель	Характеристика забруднення ґрунтів	Ємність буферизації, фільтрації та розкладання	Зменшення потужності ґрунтового профілю (%)	pH ґрунту	P, K вміст поживних речовин	Проникність ґрунту	Зменшення запасів гумусу, % від вихідних значень	Рівень ґрунтових вод (гідроморфність)	Глибина промийної відносно поверхні, см	Площа «викинутої» ґрунотвірної породи, % від загальної площі	Використання	Необхідні заходи
Пошкодження дуже низького рівня до 10% площі ділянки	Безумовно придатні	Вміст хімічних речовин у ґрунті знаходиться в межах фонових значень	Висока буферність	<3	Слабкисла (pH 4-4,5)	Оптимальний вміст поживних речовин	Швидка і дуже швидка проникність (>15 см/год)	<10	Негідроморфні	<20	0-2	Ведення сільськогосподарської діяльності. Вирощування будь-яких культур.	Не потрібні
Пошкодження низького рівня 10-25% площі ділянки	Придатні	Вміст хімічних речовин у ґрунті перевищує фонове значення, але не вище ГДК	Середня /висока буферність	3-25	(pH 3,5-4) або (pH 4,5-5)	Достатній вміст поживних речовин	Помірно швидка проникність (5- <15 см/год)	10-20	Низька гідроморфність	20-40	3-5	Використання під будь-які культури за умови контролю за якістю сільськогосподарської продукції	Проведення агротехнічних заходів по зменшенню надходження металів у продукцію (вапнування, застосування органічних і мінеральних добрив)
Пошкодження середнього рівня 25-50% площі ділянки	Мало придатні	Вміст хімічних речовин у ґрунтах перевищує ГДК при лімітуючому транслокаційному показнику.	Середня буферність	26-50	(pH 3-3,5) або (pH 5-5,5)	Середній вміст поживних речовин	Помірна проникність (1,5- <5 см/год)	21-40	Гідроморфний	41-100	6-10	Використання під технічні культури без отримання на них продуктів харчування та кормів; Використання під сінокоси і пасовища з нормованим випасом	Фіторе mediaція, підбір сільськогосподарських культур, що не накопичують забруднюючі речовини. Проведення агротехнічних заходів.

Рівень пошкодження (% площі ділянки)	Категорії придатності земель	Характеристика забруднення ґрунтів	Ємність буферизації, фільтрації та розкладання	Зменшення потужності ґрунтового профілю (%)	pH ґрунту	P, K вміст поживних речовин	Проникність ґрунту	Зменшення запасів гумусу, % від вихідних значень	Рівень ґрунтових вод (гідроморфність)	Глибина промийно відносно поверхні, см	Площа «викинутої» ґрунтоутвірної породи, % від загальної площі	Використання	Необхідні заходи
Пошкодження високого рівня 50-75% площі ділянки	Умовно придатні	Вміст хімічних речовин у ґрунтах перевищує ГДК по більшості досліджуваних забруднюючих речовинах	Низька буферність	51-75	(pH < 3) або (pH 5,5–6)	Низький вміст поживних речовин	Повільна і помірно повільна проникність (0,15–<1,5 см/год)	41-80	Середні гідроморфні	101-200	11-25	Використання під культурні пасовища; вирощування ефіроолійних культур	Протирозійні, гідротехнічні, фізичні та хімічні рекультивації. Виключити вирощування культур для продовольчих цілей.
Пошкодження катастрофічного рівня 75-100% площі ділянки	Не придатні	Вміст хімічних речовин у ґрунтах перевищує ГДК по всім показникам	Дуже низька буферність	>75	(pH > 6,5)	Дуже низький вміст поживних речовин	Непроникний; дуже повільна проникність (<0,15 см/год)	>80	Дуже гідроморфний	>200	>25	Вилучення із сільськогосподарського використання. Консервація	Природне відновлення

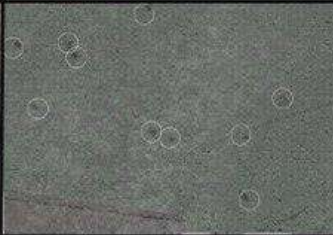
Пошкодження високого рівня	Пошкодження середнього рівня		Пошкодження низького рівня	
				
П-5	П-4	П-3	П-2	П-1

Рисунок 20. Візуальне визначення рівнів пошкодження земель (використані ілюстративні зображення)

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ II

Для різних типів військових об'єктів комплекси порушень можуть різнитись від виду і типів бойових дій, їх поєднання. Порушення ґрунтового покриву внаслідок бойових дій за часом прояву поділяються на дві групи: первинні (виникають безпосередньо під час бойових дій; це – прямі механічні деформації ґрунтового покриву; теплове забруднення; захаращення поверхні ґрунту) та вторинні (ті, що проявляються у поствоєнний час - підтоплення, засолення, ерозійні процеси, пірогенна деградація, дегуміфікація тощо; їх виникнення – відсутність або невиконання стратегічних заходів поствоєнного відновлення).

Воєнно-техногенне навантаження виражається у механічному, фізичному та хімічному впливах на ґрунти, що зумовлює особливі, притаманні певним діям наслідки. Механічний вплив виражається у механічній деформації ґрунтового покриву, що призводить до руйнування структури ґрунтового покриву, ущільнення, заболочування тощо; засмічення продуктами бойової діяльності. Хімічний вплив виражається у зміні природних фізико-хімічних параметрів ґрунтового покриву (рН, ЕКО, вмісту гумусу), зростання концентрації токсичних хімічних речовин. У результаті можуть утворюватися локальні воєнно-техногенні геохімічні аномалії з різним спектром вибухових та інших токсичних речовин, що унеможливує на невизначений термін використання земель. Фізичний вплив виражається у зміні фізичних властивостей ґрунтового покриву внаслідок застосування систем зброї та військової техніки. Зазвичай, спостерігається комплексне поєднання різних чинників, що призводить до підсилення кожного із них і виникнення кумулятивного ефекту. Про це свідчать також результати моделювання поширення забруднювачів. Для оцінювання рівня пошкодження ґрунтів слід також застосовувати комплексний підхід спряженого урахування характеру пошкодження ґрунту та змін його фізико-хімічних властивостей.

Основні наслідки для ґрунтів механічних, фізичних та хімічних впливів такі: унеможливлення обробітку земель, забруднених хімічними речовинами, засмічених уламками і відходами; зниження або втрата родючості ґрунту; втрата здатності ґрунтів до самоочищення; втрата буферності ґрунтів щодо забруднювачів; втрата здатності до накопичення вологи; активація водної і вітрової ерозії, підтоплення і заболочування, опустелювання; втрата біорізноманіття.

Вплив воєнної діяльності є настільки нищівним, що його наслідки провокують ряд процесів, які призводять до повної деградації ґрунтових ресурсів. Така загроза потребує розроблення програмних заходів з рекультивації та / або консервації земель порушених внаслідок воєнних дій.

РОЗДІЛ III. ПРАКТИКИ З ВІДНОВЛЕННЯ ЗЕМЕЛЬ

3.1. Аналіз досвіду політики відновлення земель країнами, які постраждали в результаті військової діяльності

Відновлення поствоєнних територій, а також безпечна утилізація речовин воєнно-техногенного походження є пріоритетною складовою майбутнього їхнього розвитку. Відповідно до Протоколу V «Конвенції про конкретні види звичайної зброї¹⁶⁸» існує юридичне зобов'язання щодо очищення, видалення або знищення вибухонебезпечних пережитків війни. Проте існує прогалина щодо нормативно встановлених вимог про відновлення земель, немає чіткого правового зобов'язання щодо ліквідації забруднення навколишнього середовища внаслідок військової діяльності. Зусилля залишаються несистематичними та здійснюються в кожному конкретному випадку окремо.

Деякі держави провели обмежені заходи з очищення, як, наприклад, усунення Великою Британією залишків забруднюючих речовин в Іраку після війни 2003 року¹⁶⁹. Воюючі сторони послідовно стверджують, що відповідальність за дезактивацію лежить на адміністраціях постраждалих держав. Однак, за відсутності чітких правових стандартів, виникли розбіжності в тому, в який спосіб державам, що постраждали від конфлікту, надається фінансова і технічна допомога для відновлення. Наприклад, США профінансували очищення від забруднення на військових базах в Кувейті після війни в Перській затоці 1991 року. Очищення від забруднення ураном в деяких районах Сербії і Чорногорії була проведена місцевими експертами за фінансування уряду під наглядом ЮНЕП. Відсутність формалізованих механізмів реабілітації та відмова США визнати наявність екологічних наслідків затримали процес очищення від токсичної спадщини діоксинів у В'єтнамі. Лише нещодавно було розпочато фінансоване США очищення ділянок навколо аеродрому Дананг. Цей важливий крок, що розпочався у 2012 році, став результатом роботи неурядових організацій та екологічних консультантів з оцінки стану довкілля та беззаперечного доведення існування проблеми, пов'язаної з розпиленням діоксинів. Але заходи відновлення затримуються на десятиліття та охоплюють лише кілька забруднених ділянок з 26 можливих¹⁷⁰.

Результативні проекти з відновлення також були ініційовані в південній частині Тихоокеанського регіону та в Японії, хоча причини, що лежать в їх основі, часто мали економічний характер. Секція природних ресурсів (жовтень 1945 року), яка була створена у складі Генерального штабу Верховного головнокомандувача союзних держав під керівництвом генерала Дугласа Макартура, відповідала за організацію заходів з відновлення земель сільського та лісового господарства.

Багато військових полігонів були покинуті через політичні події в усьому світі. Вони часто були перетворені на природоохоронні території. Фахівці з відновлення стикаються з основною проблемою розвитку природних процесів порушення, які підтримують динамічний режим екосистем¹⁷¹.

За оцінками, у всьому світі території навчальної військової діяльності охоплюють приблизно 6% поверхні Землі. Таке охоплення слугує передумовою існування територій, важливих для збереження біорізноманіття¹⁷².

В межах США менше ніж 20% територій, доступних для навчань та випробувань сухопутних військ, мають видимі ознаки фізичного порушення і надають тим самим величезні території для існування видів флори і фауни, які є стійкими до таких порушень, а також залежних від них. Багато з видів, що перебувають під загрозою зникнення, на військових полігонах мають високі рівні функціонування завдяки систематичним впливам, а не всупереч їм¹⁷³.

З 1989 року в Європі після закінчення холодної війни було покинуто близько 1,5 мільйона гектарів військових земель. Часто використання дуже великих територій було недоцільним через хімічне забруднення та мінування¹⁷⁴. Це стало однією з причин перетворення військових полігонів в природні заповідники. Таким чином, кілька колишніх військових полігонів були включені до мережі природоохоронних територій Європейського Союзу – Natura 2000. Наприклад, Данія номінувала 45%, Нідерланди 50%, а Бельгія 70% територій своїх полігонів до включення в мережу¹⁷⁵.

Концепція міжнародних парків миру (іноді відомих як транскордонні природоохоронні території або транскордонні природоохоронні зони) сьогодні набуває нового змісту. Вони є своєрідними міжнародними зонами, які перебувають в управлінні двох або більше сусідніх із зоною країн у транскордонному регіоні або є місцями спільного обміну (наприклад, неформальний обмін інформацією про браконьєрство на слонів та питання безпеки між Танзанією і Мозамбіком). Успішним прикладом є Міжнародний парк миру Уотертон-Глейшер, розташований між канадською провінцією Альберта та штатом Монтана США. Він був заснований у 1932 році і відомий як перший у світі парк миру. Інші приклади «парків миру» ілюструє Сьєрра-дель-Кондор між Перу та Еквадором; демілітаризована зона між КНДР та Південною Кореєю (ДМЗ) тощо.

Прикордонні території мають свою специфіку, своє життя, незалежне від політики відповідних країн. Однак, для того, щоб міжнародні парки миру були ефективними, мають бути дотримані певні умови. При створенні міжнародного парку миру важливим аспектом є високий рівень децентралізації, який є проблематичним для більшості країн, що розвиваються. Спроможність громад до прийняття рішень та запропонована модель співробітництва, що керується висхідними ситуативними вимогами, мають вирішальне значення для успішного розвитку таких територій. Вважається, що донори вбачають модель таких парків привабливою і це може сприяти встановленню спільного управління між прикордонними громадами, для якого державні уряди не мають достатніх можливостей. Створені території відіграють важливу роль в вирішенні конфліктів та відновленні цих територій¹⁷⁶.

Поява експериментальних міждисциплінарних програм, військових та цивільних дослідницьких центрів (наприклад, Екологічний центр армії (США), Лабораторія Центру екологічного менеджменту військових земель (Колорадо) та Департамент дослідження миру та конфліктів Упсальського університету (Швеція) складають наукову основу заходів з поствоєнного відновлення територій.

3.1.1. Сполучені Штати Америки

У США землі забруднені речовинами воєнно-техногенного походження належать Міністерству оборони. З цієї причини Міністерство несе відповідальність за дії з їхнього відновлення і не може надавати ці території в оренду, поки дослідження не підтвердять можливість їх використання за призначенням.

Міністерство оборони США було першим, яке створило в 1970 році організацію для здійснення екологічного нагляду в формі Системи управління навколишнім середовищем. Пізніше інші країни теж почали прагнути зменшити воєнно-техногенне навантаження на навколишнє середовище в подібний спосіб¹⁷⁷.

В підпорядкуванні Міністерства оборони США знаходиться 1400 військових об'єктів загальною площею 10 млн акрів¹⁷⁸. Процес очищення ґрунтового покриву із закриттям військових баз розпочався, коли Конгрес прийняв Закон про комплексне реагування на навколишнє середовище, компенсацію та відповідальність (1980 р). Відповідно закону, уряд був залучений до процесу очищення ґрунтів від небезпечних відходів воєнного походження. Разом з тим, території колишнього воєнно-техногенного впливу, відповідність за використання яких несуть місцеві органи влади, можуть самостійно ініціювати питання щодо їх відновлення¹⁷⁹. Прискорення процесу очищення цих територій, з метою повернення їх громадам реалізовано в програмі Fast-tracking¹⁸⁰.

Усвідомлюючи важливість військових об'єктів у збереженні біорізноманіття, США почали реабілітацію колишніх військових полігонів, щоб вони слугували природними заповідниками¹⁸¹. Станом на 2014 рік для 15 із таких територій були розроблені заходи з метою просування та збереження біорізноманіття цих регіонів¹⁸². В 2011 15% із 130 великих військових баз, закритих з 1988 року, було перейменовано в національні заповідники дикої природи, якими керує Служба охорони рибних ресурсів і дикої природи США, але право власності на землю залишається у Міністерства оборони¹⁸³.

Заходи щодо відновлення стали результативними після ухвалення Конгресом закону про повноваження Міністерства оборони 1986 року. Закон наказував Міністерству оборони знищити всі біологічні та хімічні запаси до кінця вересня 1994 року. У 1988 році до закону було внесено поправки, що дають змогу продовжити крайній термін до 1997 року. Однак, одна з найбільших проблем полягає в тому, що боєприпаси, які не розірвалися, не вважаються токсичними субстанціями. Це означає, що очищення територій від боєприпасів не належить до дії Закону про збереження та відновлення ресурсів, який оплачує очищення інших забруднених ділянок.

Розподіл фінансування для територій з найменшими вимогами до очищення, які також мають найбільший потенціал з точки зору вартості земель та цінності для сусідніх громад було розглянуто в «Плані із п'яти пунктів» президента Клінтона. План містить заходи з очищення територій військових об'єктів через планування, орієнтоване на повторне використання¹⁸⁴.

Стандарти видалення боєприпасів та вибухових речовин, викладені в Законі про комплексне реагування на навколишнє середовище, компенсацію та відповідальність, регулюють процес відновлення ділянки. Повноваження щодо впровадження цього Закону надано Президенту Сполучених Штатів, а виконавчий наказ 12580 (23 січня 1987 р.) реалізовує Агентство з охорони навколишнього середовища як головний наглядовий орган в санаційних заходах. Міністерство оборони також має повноваження реагувати на видалення забруднення з територій приватної власності¹⁸⁵. Відповідно до цього, відповідальний федеральний орган-власник землі призначається як «провідний орган» для виконання заходів реагування, а Агентство з охорони навколишнього середовища США зберігає наглядову роль. Існує вимога підписання міжвідомчої угоди між Агентством з охорони навколишнього середовища та провідним агентством з реагування з національного пріоритетного списку, щоб пришвидшити процес очищення території. Крім того, після внесення поправок, Закон про сприяння реагування на навколишнє середовище зобов'язав Агентство з охорони навколишнього середовища погоджувати визначені Міністерством оборони США рівні забруднення¹⁸⁶.

План землекористування затверджує тип власності, конкретне використання земельної ділянки та будь-які вимоги щодо «чистих територій», які має виконати уряд США до того, як земля буде введена в експлуатацію. Розробка плану землекористування враховує ряд факторів, а саме, екологічні, економічні та культурні умови, а також історичні аспекти¹⁸⁷. Для того, щоб продати або орендувати землю для певного типу використання, Міністерство оборони зобов'язане виконати різні оцінки ризиків ділянки, щоб визначити відповідні заходи з відновлення¹⁸⁸ залежно від типу та рівня забруднення. На практиці, юрисдикційні повноваження щодо затвердження розпорядження землею для певного використання можуть бути ускладнені зовнішніми факторами, такими як втручання Конгресу для вирішення суперечок щодо майбутнього землекористування, місцева політика та групи зацікавлених сторін. Під час цього процесу Міністерство оборони зазвичай консультується з державними, місцевими органами, а також з федеральними землевпорядниками, такими як Бюро землеустрою, Лісова служба та Служба рибного господарства та дикої природи¹⁸⁹ і суміжними зацікавленими сторонами щодо запропонованого землекористування та безпечного використання землі. Громадська думка може впливати на рішення місцевого рівня, оскільки місцева комісія з планування зазвичай вимагає від Міністерства оборони зібрати та розглянути результати громадського обговорення¹⁹⁰ або провести громадські слухання. Це робить весь процес затвердження до певної міри об'єктивним, оскільки громадська думка може вплинути на його схвалення.

3.1.2. Канада

Наслідки систематичних випробувань зброї та бомбардувань прибережних територій за часів Другої світової війни призвели до високого рівня забруднень речовинами воєнно-техногенного походження. В країні було виявлено близько 1100 територій та 2500 берегових забруднених ділянок^{191 192}. Згідно Конституції, федеральному уряду належить повноваження формувати законодавчу базу щодо землекористування цими територіями. Екологічний аспект передбачає складний набір взаємоузгоджень між федеральним та місцевим рівнями влади. Зокрема, існує практика судових

розглядів щодо визначення пріоритетності рівнів влади приймати закони щодо відновлення означених територій. Незважаючи на це, інструкції щодо рекультивації є однаковими.

Національну програму відновлення забруднених територій для вирішення проблем, пов'язаних зі здоров'ям людей та якістю навколишнього середовища на забруднених територіях, було започатковано в 1989 році¹⁹³. Також було створено Програму захисту від вибухонебезпечних речовин, що не розірвалися (2005 р), реалізовану Департаментом національної оборони¹⁹⁴. У цій програмі зазначено, що території, забруднені речовинами воєнно-техногенного походження, ніколи не можна очистити на 100% і що відсутні критерії, які б дозволяли вважати цю територію «безпечною» в майбутньому. Крім того, в рамках цієї програми Міністерство оборонного будівництва Канади відповідає за укладання контрактів і нагляд за очищенням територій від забруднення. Міністерство також розробило додаткові екологічні рекомендації.

В рамках законодавчого процесу Канади, Програма захисту від вибухонебезпечних речовин, що не розірвалися та «Legacy Sites Program» проводить оцінку ризику на кожній забрудненій території. Остання проводить два види оцінки¹⁹⁵:

- Програмна пріоритизація – визначає території з високим, середнім або низьким пріоритетом для заходів із зменшення ризику.
- Оцінка ризику для конкретної ділянки – визначає заходи з очищення, щоб досягти рівня ризику, який відповідає бажаному типу землекористування.

Для територій, забруднених речовинами воєнно-техногенного походження визначення «чистих» територій здійснюється Підкомітетом з оцінки ризику вибухонебезпечності на кожній ділянці, до складу якого входять відповідні експерти. Для об'єктів, які не підлягають Міністерству оборонного будівництва Канади, Рада міністрів навколишнього середовища Канади розробила перелік керівних принципів для визначення чисельних цілей відновлення якості ґрунту для забруднених територій, враховуючи якість навколишнього середовища, типу землекористування та стану здоров'я населення¹⁹⁶. Канада є однією з країн, що погоджується з тим, що забруднені території не можуть бути повністю відновлені, і переважно зосереджується на зниженні ризику, навіть якщо цей ризик є доцільним¹⁹⁷.

3.1.3. Великобританія

Забруднення речовинами воєнно-техногенного походження в Великобританії є наслідком численних авіаударів та використання різних систем озброєння з часів Другої світової війни. Це сприяло політиці, згідно якої власники земель, а не військові, несуть відповідальність за забруднення територій. Крім того, місцеві органи влади часто працюють разом з землевласниками та розділяють відповідальність за відновлення цих земель. Однак, окремі території, що входять в категорію «спеціальні об'єкти», підпадають під юрисдикцію Агентства з навколишнього середовища. Переважно це землі, які використовувалися військовими силами, а також об'єкти та прилеглі території до виробництва або утилізації хімічної чи біологічної зброї¹⁹⁸.

Інша нормативна відмінність стосується земель, які належать Міністерству оборони. У цьому випадку Міністерство оборони несе відповідальність не лише за еколого-геохімічний стан земель, а й за те, щоб будь-яка продана чи орендована земля не була забрудненою чи небезпечною для населення. Однак це положення також не гарантує, що 100% усіх забруднених територій підлягали санаційним заходам. Загалом система управління поствоєнними територіями Великобританії покладає більше відповідальності на цивільних власників земель. Враховуючи цю регуляторну стратегію, Великобританія не надає окремих вказівок щодо управління цими територіями і не має офіційних кількісних стандартів, щоб забезпечити еколого-геохімічну оцінку цих територій. З боку неурядових організацій також не існує офіційного дійсного та надійного стандартизованого методу, який би визначав оцінку цих земель. Визнаючи цю прогалину, Асоціація досліджень та інформації будівельної

промисловості опублікувала довідник щодо вибухонебезпечних речовин, щоб допомогти приватним землевласникам, забудовникам і персоналу будівельної галузі зрозуміти цю екологічну проблему та які заходи з відновлення використати¹⁹⁹. У цьому посібнику запропоновано двоетапний підхід: попередня та детальна оцінка ризику.

Хоча Міністерство оборони не має детальних вказівок щодо управління територіями забрудненими воєнно-техногенними речовинами, воно має регламентований підхід до кількісної оцінки ризиків, спричинених забрудненням землі²⁰⁰. Міністерство оборони використовує оцінку якості землі, яка містить: дослідження ділянки на основі попередньої стратегічної оцінки та встановлення пріоритетів, польові та камеральні дослідження, детальні дослідження ділянок, оцінка варіантів та реакція місцевої влади.

Проведене дослідження надає оцінку якості землі, яка характеризує рівень хімічного забруднення. Також розглядається залишковий ризик (рівень ризику, який залишається після застосування заходів із його зниження до прийнятного рівня), а його рейтинг оцінюється за чотирибальною шкалою від найбільш малоімовірного до найбільш вірогідного. Отриманий рейтинг ризику є одним із чотирьох «діапазонів рейтингу» від мінімального до високого ризику з відповідними, мінімально визначеними діями контролю²⁰¹. Поняття «чистої» території також не розглядається на національному рівні. Хоча відповідальність за відновлення поствоєнних територій розділяють як землевласники, так і Міністерство оборони, досі не існує методики, яка б ефективно визначала заходи з відновлення²⁰².

3.1.4. Німеччина

Міжнародне порівняння досвіду поствоєнних територій свідчить про значні відмінності між інвентаризацією, дослідженнями, оцінкою та заходами з відновлення.

Більшість речовин воєнно-техногенного походження зосереджено на багатьох територіях, де розташовувалися військові частини не лише під час світових воєн, але й під час холодної війни. Майже 3% усіх земель Німеччини використовувалися для військових цілей. В колишній Західній Німеччині це об'єкти використання Федеральними збройними силами Німеччини, а також ті, що використовувалися західними союзниками (Сполучені Штати, Велика Британія, Франція, Канада, Бельгія та Нідерланди). У колишній Східній Німеччині це включало об'єкти, що використовувалися Національною народною армією Німецької Демократичної Республіки, а також об'єкти, які використовувалися колишніми радянськими збройними силами²⁰³. Загальна площа покинутих військових об'єктів у Німеччині зараз становить приблизно 1900 квадратних миль.

Після возз'єднання Німеччини в 1990 році землі, які використовувалися колишніми радянськими збройними силами, були запропоновані безкоштовно п'яти зацікавленим федеральним землям у Східній Німеччині. Три з них (Бранденбург, Саксонія та Тюрінгія) прийняли пропозицію та планували відновити та дезактивувати території, відшкодувавши ці зусилля подальшою приватизацією. Щоб рефінансувати ціну, нові власники були зацікавлені в більш-менш інтенсивному використанні ділянок, наприклад, під лісове господарство, бізнес-парки чи виробництво електроенергії. Тим самим у деяких випадках втрачалося природоохоронне значення цих територій. Але ця стратегія не була успішною для всіх колишніх військових полігонів, тому що багато з цих територій знаходяться далеко від населених пунктів або їх важко відновити, і їх неможливо було продати²⁰⁴.

Колишні полігони, які використовувалися силами НАТО в Західній Німеччині (США, Франція, Велика Британія та Бельгія), були здебільшого продані приватним особам через фактичний високий попит на вільні території в густонаселених частинах Німеччини. Як наслідок, надзвичайно забруднені території, де відновлення є дуже складним і які, отже, ніколи не продавалися, залишилися під відповідальністю Федерального уряду Німеччини або вищезгаданих Федеральних земель. Нині вони або зберігаються природоохоронними фондами чи адміністраціями федеральних земель²⁰⁵.

Вважається, що всі колишні військові полігони мають бути досліджені та потенційно відновлені, перш ніж їх можна буде використовувати в цивільних цілях. Покинуті військові об'єкти з 1991 року було передано в загальну власність уряду Німеччини, що робить німецький уряд відповідальним за більшу частину забруднених земель. Зазвичай ці території не очищалися від нерозірваних боєприпасів, і стан забруднення в результаті мінування для багатьох виведених з експлуатації полігонів недосліджений. В тому випадку, коли уряд Німеччини продає землю для відновлення власникам, вони стають відповідальними за санаційні заходи. Однак, відновлення таких територій потребувало скоригованих стратегій управління відповідно до ступеня забруднення, ці стратегії мали б бути придатними для заміни попередньої динаміки збурень, спричиненої військовими навчальними операціями²⁰⁶.

Федеральний уряд (та Німецький інститут федеральної нерухомості) відповідальний за землі, які використовувалися німецькими збройними силами протягом історії (включно із Федеральними збройними силами і Національною народною армією Східної Німеччини), за землі, які використовували союзники після Другої світової війни (західні союзники та збройні сили колишнього Радянського Союзу) та за території, які використовуються військами, дислокованими в Німеччині відповідно до двосторонніх договорів або НАТО. Відповідальність за різні категорії земель покладається на різні гілки уряду.

Військові об'єкти вважаються потенційно забрудненими, доки проведені дослідження не доведуть, що територія не становить небезпеку для навколишнього середовища та/або людей. Тоді досліджувана територія підпадає під дію екологічних законів і стандартів німецької землі, в якій вона розташована. Незважаючи на масштаби проблеми, немає національних рекомендацій щодо очищення територій²⁰⁷. Проте деякі закони було прийнято для розширення повноважень комітетів загального нагляду з метою координації зусиль із відновлення. Існують закони національного рівня, що регулюють відновлення забрудненої ділянки в цілому.

Комітет міністрів охорони навколишнього середовища та спільна робоча група були створені для гармонізації законодавства щодо відходів, води та ґрунту між землями Німеччини, і деякі з цих законів стосуються видалення речовин воєнно-техногенного походження. Однак вони охоплюють лише їх санацію на цивільних об'єктах, а не на об'єктах, що належать військовим²⁰⁸.

В 2005-2013 рр уряд Німеччини передав 156 000 га федеральних земель високої природоохоронної цінності Федеральним землям Німеччини, Німецькому федеральному екологічному фонду та іншим природоохоронним організаціям, з яких 119 000 га є колишніми військовими територіями²⁰⁹. Також було визначено ділянки для мережі природоохоронних територій Natura 2000, що склало 316 000 га і близько 240 000 га були визначені для військових навчальних полігонів, у тому числі, наприклад, аеродроми та склади боєприпасів²¹⁰. Спочатку майже 40% цих територій були списаними військовими територіями, але ця частка зросла через подальше невикористання певних військових територій з 2008 року і зараз вона складає понад 50%²¹¹.

Поетапна процедура еколого-геохімічної оцінки поствоєнних територій та територій забруднених речовинами воєнно-техногенного навантаження офіційно не оформлена в жодній країні, крім Німеччини. Підхід, заснований на небезпеці (ретроспективний), визначає токсичну речовину та прогнозує її поведінку з метою усунення небезпек. В рамках цієї роботи проводиться додаткова оцінка запобіжних заходів у формі систематизованих характеристик забруднюючих речовин.

Індивідуальні оцінки речовин потребують мінімального переліку даних, які потрібно задокументувати. Результати комплексної оцінки мають бути дуже близькими до фактичного стану. Результати проведених досліджень та оцінок свідчать, що понад 80% досліджених територій колишніх військових об'єктів в Саксонії мають довгостроковий вплив на ґрунтовий покрив²¹².

Було розроблено кілька моделей оцінки ризику, які використовувалися протягом багатьох років для оцінки територій, що перебувають під воєнно-техногенним впливом. Результатом моделей є підсумкове значення, яке потім використовується для визначення пріоритетів розвитку території відповідно до ризику для населення та навколишнього середовища. Незважаючи на кількісний

характер таких оцінок, пріоритетність реабілітації забруднених територій залежить також від інших факторів, таких як регіональне планування, приватизація, запити влади та політичні рішення. Розроблена модель PRISAL, яка враховує соціально-економічні та політичні фактори, впливає на пріоритетність очищення забруднених ділянок, але вона ще не використовується в управлінні²¹³.

Загального поняття «чистих» територій не розглядається, аналіз еколого-геохімічного стану забруднених земель в кожному випадку здійснюється окремо. Система заходів відновлення формується відповідно до запланованого використання. Більшу частину заходів з відновлення виконують німецькі військові. В цьому аспекті процес відновлення земель в Німеччині подібний до запровадженого у США. Основна відмінність полягає в уявленні про те, що всі поствоєнні землі США підлягають управлінню, вимогам і законам місцевих і природоохоронних органів відповідного штату²¹⁴.

3.1.5. Франція

Перша світова війна суттєво змінила ґрунтово-рослинний покрив Європи, особливо в Франції, де проходила основна частина бойових дій на західному фронті. Ґрунти часто було забруднено важкими металами, такими як мідь (Cu) і свинець (Pb), а також боєприпасами, що не розірвалися. В основному на формування ґрунту вплинули такі процеси як бомбардування та утворення кратерів, а ґрунтові горизонти зачасти були перемішаними²¹⁵.

У досліджуваних ґрунтах часто трапляються латунні металеві фрагменти, що є найбільш стійкими до корозії²¹⁶. Рівень забруднення ґрунту залежав від кількості артилерійських снарядів, випущених артилерійських обстрілів на різних ділянках. Під час дослідження місцевості навколо Іпра (місце Першої битви за Іпр у 1914 році, Другої битви за Іпр у 1915 році та Третьої битви за Іпр у 1917 року), Мейрвенн і його колеги виявили великі концентрації міді і свинцю в ґрунті. Фоновий вміст міді в ґрунтах становить 17 мг/кг, але коли вони вивчили землі навколо Іпра, виявили, що третина їхніх аналітичних даних містила рівні міді, що перевищують фоновий порогового рівня 17 мг/кг, а 1,2 % їхніх даних перевищували 200 мг/кг²¹⁷. Однак, кількість забруднення залежала від місця розташування, причому деякі райони мали значно більший вміст свинцю та міді, присутніх у ґрунті. Згідно з дослідженням, ґрунт всередині зон бойових дій демонструє підвищену частоту зразків з концентрацією міді від 10 до 60 мг/кг, тоді як за межами території зони бойових дій трапляються ділянки, на яких спостерігається значно вища кількість зразків із ще більшим вмістом Cu²¹⁸.

Дослідження показало, що «збільшена кількість миш'яку», який використовувався для виготовлення хімічної зброї, було виявлено в ґрунтах навколо полів битв Першої світової війни, особливо в місцях спалювання боєприпасів. Це продовжує впливати на людей, які живуть у цих районах, і те ж дослідження виявило, що ґрунти, забруднені іпритом, продовжують «протягом багатьох десятиліть становити як гострі, так і хронічні ризики для здоров'я людей, а також ризики для ґрунтових вод»^{219 220}.

Окрім забруднення ґрунтів, Перша світова війна також призвела до порушення ґрунтового покриву через оборонні/наступальні дії, такі як будівництво окопів та артилерійські обстріли, які порушували ґрунтові горизонти. За дослідженнями «значні людські порушення ґрунту в оборонних цілях були пов'язані з широкими траншейними системами на Західному фронті»²²¹. В результаті ґрунтові горизонти порушувалися і перемішувалися, перериваючи педогенез (ґрунтоутворення). Порушення ґрунтового покриву відбувалося також під дією артилерійського вогню. Існували різні калібри артилерії, починаючи від 70-мм снарядів, які утворювали невеликі воронки діаметром менше метра, до масивних 420-мм снарядів, які утворювали величезні воронки діаметром десять метрів і часто щонайменше п'ять метрів завглибшки²²². Щоб уявити собі, наскільки сильно був порушений ґрунт артилерійським вогнем, розглянемо пагорб 304 у Вердені. На початку Першої світової війни висота пагорба 304 становила 434 м над рівнем моря. Після війни висота цього пагорба знизилася на чотири метри до 430 м над рівнем моря²²³.

Служба з відновлення Західної Фландрії є однією з перших організацій, що займалася питанням відновлення сільськогосподарських земель. Ця організація консультувала місцевих фермерів та допомагала відновлювати орні землі. Значне зростання Французького союзу сільськогосподарських синдикатів Єни на початку 1920-х років також пояснюється післявоєнною відбудовою. Переважно в регіонах, де були засновані сільськогосподарські підприємства, виникали нові кантональні синдикати. Їхніми цілями було через акції протесту зменшити державний інтервенціонізм.

Відновленням поствоєнних територій частково займалися вітчизняні та іноземні некомерційні організації. Відомий приклад – Комітет зруйнованої Франції (Comite Americain pour les Regions Devastees) сприяв не лише соціальній реконструкції села в Єні, а роздавав сільськогосподарський реманент, посівне насіння та худобу²²⁴.

На якому рівні міжнародні благодійні організації брали участь у післявоєнному відновленні сільської місцевості достеменно не досліджено. За десятиліття після закінчення війни було відновлено більшу частину колишньої прифронтової зони: ліси заново висаджені, сільськогосподарські угіддя повернуто в обробіток. Виняток становила «Червона зона», що простягалася від Лілля на півночі Франції на південний захід від Нансі. Уряд Франції оголосив цю територію непридатною для проживання через хімічне забруднення та наявність боєприпасів, що не розірвалися (Рисунок 21)²²⁵. Це були райони, де вартість меліорації перевищила економічну вартість землі, тому перевагу було надано лісонасадженням.

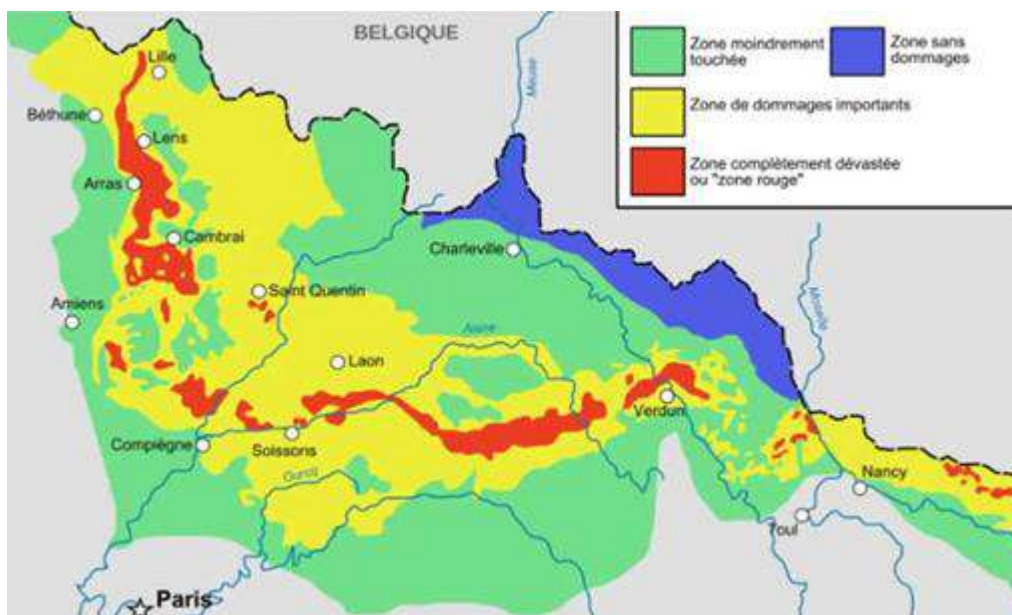


Рисунок 21. Зонування поствоєнних територій Франції²²⁶

Повністю зруйновані території червоним кольором, зони великих руйнувань жовтим, помірно пошкоджені території зеленим, непошкоджені території синім кольором

Мета зонування поствоєнних територій полягала в оцінці можливостей їхнього відновлення до нормальної економічної активності. До критеріїв небезпеки місць додалися економічні міркування: вартість окремих земель була надто низькою для «зачистки», враховуючи вартість робіт з розмінування.

До 1919 року Міністерство звільнених територій Франції розділило постраждалі території на три зони залежно від ступеня руйнування:

- «Зелені зони» з мінімальними пошкодженнями;
- «Жовті зони», з важкими, але обмеженими пошкодженнями; і
- «Червоні зони», зазвичай найближчі до колишніх ліній фронту, які були повністю знищені.

Зелена і жовта зони порівняно рано були повернуті в цивільне користування. Червоні зони переважно мали високий відсоток порушень ландшафту. Вони очищувалися лише поверхнево, здебільшого їх просто консервували.

У 1919 році ці червоні зони займали близько 690 квадратних миль (1800 км²). Тут земля залишалася насиченою нерозірваними боєприпасами. Високі концентрації важких металів і хімікатів у ґрунті ще робили ще більшим ризик для життя та здоров'я. З міркувань безпеки та санітарії ці території були суворо заборонені для будівництва житла, сільського господарства та навіть лісництва.

Французька служба Securite Civile, яка відповідає за відновлення земель, вважає, що за нинішніми темпами може знадобитися до 700 років, щоб повністю очистити всі залишки снарядів і гранат Першої світової війни з землі Франції²²⁷.

Близько 120 000 гектарів спочатку були віднесені до червоної зони, території, «замороженої» державою, яка купила відповідну землю. Хоча консолідація земель заохочувалась французьким урядом, лише 120 050 га було перерозподілено між 50 французькими фермерами з метою швидкого відновлення сільськогосподарських угідь. Починаючи з 1928 р 90 % довоєнної орних земель знову були у використанні. У Франції Міністерство Звільнених регіонів підрахувало, що від війни постраждало 3,5 мільйона гектарів сільськогосподарських угідь пошкодження²²⁸. У Франції було створено три державні служби для відновлення спустошених регіонів. Державна служба надзвичайних ситуацій виконувала заходи з розчистки та вирівнювання колишньої зони бойових дій. Моторизована сільськогосподарська служба та Управління відновлення сільського господарства проводили меліоративні та культивацийні роботи²²⁹. Підготовчі роботи було здебільшого завершено до кінця 1921 року.

У 1919 році Служба відновлення земельної власності була заснована у Франції для сприяння та проведення консолідації земель. Можливість компенсації власникам земель була зафіксована на початку війни. Однак, місцеві фермери уникали перерозподілу, побоювалися, що їх нововиділені землі були б нижчої якості. Не маючи довгострокового бачення, вони віддали перевагу самостійному відновленню своїх земель.

Великі фермери лобіювали повернення цих багатих сільськогосподарських угідь в обробіток. Внаслідок опору місцевих землевласників (особливо Па-де-Кале,) червона зона скоротилася майже на 70 % з 178 511 га в 1918 році до 48 820 га в 1928 р. 200 га було врешті залісено; інші землі були повернено в обробіток або було передано уряду, щоб стати місцями пам'яті²³⁰.

Незважаючи на неоднозначні погляди щодо лісонасадження протягом 1920-х років, озеленення червоної зони на півночі Франції сприяло збільшенню площі її лісів на 11 527 гектарів²³¹. Це призвело до реконструкції червоної зони, за допомогою якої було відновлено близько 4000 га в Маасі і врешті-решт перепродано державою, тоді як 14 000 га було залісено²³².

3.1.6. Країни колишньої Югославії

Характер бойових дій та загальна оцінка негативних наслідків для навколишнього середовища:

На території колишньої республіки Югославії (Південно-східна Європа) у період між 1991 та 2001 роками відбувалась низка збройних конфліктів:

1. Війна Словенії за незалежність (1991)
2. Війна Хорватії за незалежність (1991—1995)
3. Боснійська війна (1992—1995), в тому числі Операція НАТО в Боснії та Герцеговині (1995)
4. Війна в Косові (1998—1999), в тому числі Операція НАТО в Югославії (1999)
5. Конфлікт у Південній Сербії (2000—2001)

6. Конфлікт у Македонії (2001)

Військові операції, які здійснювались на території колишньої Югославії, завдали значної шкоди навколишньому середовищу. Опосередковано негативного впливу зазнали сусідні країни Південно-Східної Європи.

Військова операція НАТО проти Югославії тривала у період з 24 березня по 5 червня 1999 року під час війни у Косово^{233 234}. Більшість ударів були спрямовані проти об'єктів у Сербії (включаючи Воєводину і Косово), частково Чорногорії²³⁵. Ціллю військово-повітряних сил НАТО стали промислові об'єкти та інфраструктура, руйнування яких супроводжувалось викидами небезпечних речовин, що призвели до забруднення поверхневих і підземних вод, ґрунту та повітря на Балканах понад 100 токсичними речовинами. Боєприпаси, які використовували сили НАТО, містили збіднений уран, було використано близько 31 тисячі таких боєголовок. Висока інтенсивність роботи військових літаків на відносно невеликій площі (понад 34 тис. польотів за менше ніж 3 місяці) призвела до високого рівня забруднюючих речовин в атмосферному повітрі та в опадах. Бомбардуванням або ракетними ударами були пошкоджені 78 промислових об'єктів і 42 енергетичні установки, зокрема, трансформаторні станції, в Белграді, Панчево, Нови Сад, Приштині та інших містах. Ці руйнування та зумовлені ними пожежі призвели до викидів і скидів забруднюючих токсичних речовин у поверхневі води (зокрема в Дунай), атмосферне повітря. Пошкоджень зазнали цінні ландшафти заповідних територій. Наслідки для ґрунтів:

- локально пошкоджена структура ґрунту від бомбардувань та обстрілів,
- деградовані сільськогосподарські землі в Албанії (тут частково на заповідних землях) та Македонії через розміщення таборів для біженців (супроводжувались неадекватною або відсутньою каналізацією, несанкціонованими сміттєзвалищами, вирубкою дерев);
- мінні поля, головним чином в Косово.

З іншого боку, військові дії призвели до зменшення впливу сільського господарства на навколишнє середовище²³⁶ через знищення заводів із виробництва добрив (Сербія), переселення населення і руйнування сіл, мінування (Косово). Недоступність великих територій сільської місцевості через мінування затримувало відновлення сільськогосподарської практики в сільській місцевості. Зафіксовано, що, наприклад в Боснії, рілля «занепадає», заростаючи чагарниками на колишніх пасовищах і орних землях.

Однією із значимих проблем післявоєнного відновлення країн, які були зачеплені війною, була інституційна неспроможність, зокрема щодо вирішення екологічних проблем²³⁷. Виділено три складових:

- 1) Головна загроза полягала у тому, що системи управління навколишнім середовищем бути настільки порушені, що унеможливлювало належне подолання поствоєнних екологічних проблем. Інституційна неспроможність могла посилити екологічні «афтершоки» після конфлікту.
- 2) На час завершення конфлікту в більшості країн існували дуже неадекватні засоби та ресурси для моніторингу (Албанія, Македонія та Румунія). Ці країни не могли адекватно виміряти екологічні наслідки війни, а отже, і не могли належним чином підготувати плани щодо їх вирішення.
- 3) Згортання діяльності неурядових організацій (НУО) в Югославії через брак ресурсів і політичні реалії, була припинена транскордонна діяльність НУО. Загроза полягала у тому, що відсутність дієвих НУО не дозволяла організувати належного залучення громадськості до прийняття рішень і планування щодо навколишнього середовища. Як це було наприклад у Косово, де міжнародні організації паралельно працювали над тими самими проблемами і водночас працювали в різних сферах без залучення місцевої громади²³⁸. Крім того, неурядові організації

не могли допомогти у вирішенні екологічних проблем там, де офіційна влада не може долучитися.

На міжнародному рівні управління основними програмами допомоги Європейського Союзу в Республіці Сербія (включаючи Косово), Республіці Чорногорія та Північній Македонії займалось Європейське агентство з реконструкції як основний орган ЄС з відновлення зруйнованого війною у згаданих країнах (дія мандату завершилась у 2008 році)²³⁹. Один із напрямків реалізації програм – навколишнє середовище, також екологічні питання вирішувались у рамках секторів із розвитку сільської місцевості, водних об'єктів, інфраструктури.

Війна в Хорватії. Воєнні дії призвели до забруднення простору (ґрунту, води) мінними полями, шкідливими та отруйними хімікатами, а також знищення рослинного і тваринного світу, природної спадщини²⁴⁰. Викиди забруднюючих речовин у навколишнє середовище пов'язані із використанням звичайних бойових засобів. Дослідження показало²⁴¹, що порівняно зі зразками ґрунту з районів низької інтенсивності бойових дій, зразки ґрунту з районів, що зазнали важких бойових дій, мали вищі концентрації As, Hg і Pb, ніж дозволено національним законодавством для екологічного землеробства, а також навіть вищі концентрації Hg, ніж максимально допустимі значення для сільського господарства взагалі. Середні значення Cu, Zn, Ni, Pb, P і Ba є вищими у зразках, зібраних у районах високої бойової активності, порівняно з тими, які були зібрані в районах низької бойової активності.

Опосередкований вплив – внаслідок бомбардування хімічних заводів²⁴²; оскільки очисні споруди для розливів хімікатів не функціонували, токсини безперешкодно стікали і забруднювали навколишнє середовище.

Типова проблема – заміновані території. Площа мінно підозрілих територій (МПЗ) ²⁴³– наслідків бойових дій під час війни – на 2015 рік становила 954,5 км², що є зменшенням порівняно з 2005 роком, коли площа охоплювала 1174,0 км² ²⁴⁴. Нині площа мінно підозрілої зони (МПЗ) на території Республіки Хорватія за результатами робіт з розмінування та загальної та технічної розвідки становить 171,4 км² ²⁴⁵. Загрози безпеці населення, а також неможливість використання мінно підозрілих земель протягом багатьох років дуже впливали на розвиток тих територій, які постраждали від воєнних подій. Для того, щоб Республіка Хорватія систематично, ретельно, якісно та ефективно підходила до вирішення проблеми забруднення мінами, у 1996 році було прийнято Закон про розмінування, як перший нормативний акт, який регулює сукупність рішень мінної проблеми (Закон набрав чинності з 21 жовтня 2015 року). Уряд Республіки Хорватія ухвалює План протимінної діяльності на один рік, який, серед іншого, містить дані про території та/або будівлі, для яких Міністерство внутрішніх справ готує попередні плани розмінування та плани виконання технічного обстеження. Необхідність розв'язання проблеми розмінування також було визначено у «Програмі повернення вигнанців, біженців і переміщених осіб» (1998 рік) ²⁴⁶.

Проблема відновлення земель була чітко артикульована у Стратегії просторового планування Республіки Хорватія 1997 року²⁴⁷ у контексті розвитку сільських і міських районів, постраждалих від війни, відновлення культурного ландшафту у зв'язку із руйнуванням пам'яток. Щодо перспективного використання земель у сільському господарстві наголошується на дотриманні екологічних підходів. Прямо не акцентується на землях, забруднених внаслідок війни, але запропонований перелік інструментів для сталого управління землями мав би включати аспекти відновлення земель. Інструменти:

- національні програми, які враховують ґрунт як природну основу задоволення інтересів місцевого населення,
- закони та інші нормативні акти, які мають бути вдосконалені та впроваджені для підтримки сталого землекористування, а також обмежувати використання продуктивних орних земель для інших цілей,
- методи, які заохочують сталий спосіб життя та зосереджені на конкретній екосистемі або водозбірній території, наприклад, ландшафтне планування, мають включати відповідні традиційні та місцеві

способи землекористування в управлінні ґрунтами та вивчати можливість включення цінностей ґрунту та екосистеми в звіти про економічну ефективність.

3.1.7. КНДР та Південна Корея

Досвід поствоєнного відновлення *територій Корейського півострова* свідчить про вдалу практику заповідання забруднених земель та відображає концепцію міжнародних парків миру²⁴⁸. Демілітаризована зона (ДМЗ) функціонує як постійний транскордонний резерват. Вона є незаселеною, а її недоступність дала можливість відновити пошкоджені ліси та сільськогосподарські угіддя²⁴⁹. Корейська система біозаповідників миру забезпечує стратегію збереження багатого біорізноманіття, а спільний розвиток території сприятиме довірі, розумінню та повазі між Корейською Народно-Демократичною Республікою та Республікою Корея. Протягом останніх трьох десятиліть цілісність екосистем і ландшафтів Кореї систематично порушувалася²⁵⁰. У Південній Кореї більшість природних екосистем, включно з великими ділянками берегової лінії та солончаками, перетворено на промислові та урбанізовані зони. Це призвело до сильного забруднення водних об'єктів і сільськогосподарських угідь пестицидами, хімічними добривами, промисловими та міськими відходами, а також до масового руйнування та фрагментації середовища проживання²⁵¹. У Північній Кореї через військові дії відбулося нестримне вирубування лісів, що спричинило сильну ерозію ґрунту та призвело до повеней.

Створена в липні 1953 року за умовами перемир'я, демілітаризована зона служить кордоном між Корейською Народно-Демократичною Республікою та Південною Кореєю. У точній відповідності з лініями бойових дій на момент переговорів про перемир'я, демілітаризована зона проходить, як правило, по гирлі річки Хан на північ від Сеула і її східна межа – на південь від гори Кумган у Східному (Японському) морі. Коридор розмежування має середню ширину 4 км, з додатковими суворо контрольованими буферними зонами з обох боків, що поширюють його вплив ще на 4-16 км. З обох сторін коридор сильно укріплений, а в буферних зонах встановлені міни та паркани з колючого дроту.

Маючи площу приблизно 1000 км², демілітаризована зона становить менше 0,5% від загальної площі півострова (220 847 км²), але забезпечує критично важливе середовище існування для широкого спектру біоти регіону. Більше того, демілітаризована зона містить приклади майже кожного типу біома, присутніх на Корейському півострові, що робить його «скарбницею екосистем»²⁵².

Екосистеми та ландшафти ДМЗ презентують собою поперечний перетин Корейського півострова з центральною та західною низовинами, відокремленими від східних нагір'їв горами Таебек-сан та прилеглими гірськими хребтами з півночі на південь. Дослідження, проведені протягом останніх 30 років у Цивільній контрольній зоні, буферній зоні шириною від 5 до 20 км, що займає 1529 км² у Південній Кореї, виявили цінні біотопи, які вважалися знищеними або перебували під загрозою зникнення. Також було зафіксовано багато раніше невідомих або ендемічних видів²⁵³.

На відміну від інших потенційних транскордонних заповідників, корейський коридор ДМЗ не належить жодній зі сторін і є чітко визначений та підконтрольний Військовій комісії з перемир'я. Він чітко розмежований та демілітаризований між двома кордонами²⁵⁴.

Двостороння угода (1991 р) між двома країнами підтвердила використання ДМЗ у мирних цілях²⁵⁵. ДМЗ надає чудову можливість для двох Кореї зберегти останні природні ландшафти Кореї та місцеве біорізноманіття. Це може стати конструктивним досвідом для України з відновлення територій після воєнно-техногенного впливу.

3.1.8. Кувейт

Перша війна в Перській затоці, що послідувала за вторгненням Іраку в 1990 році, завдала величезних втрат екосистемі Кувейту. Горіння та фонтанування нафти із сотень свердловин призвело до безпрецедентної катастрофи, яка сильно забруднила землі країни. Внаслідок пожежі викинуто близько 7200 тонн нафти, ванадію, 2000 тонн нікелю, 900 тонн алюмінію, 750 тонн заліза, 430 тонн цинку і майже 150 тонн ртуті та кадмію²⁵⁶. Екологічна оцінка, проведена через сім років, показала, що хоча

морське середовище з часом відновлювалося, найбільшої шкоди було завдано ґрунтам. 114 км² території Кувейту були серйозно пошкоджені через руйнування нафтових свердловин під час кризи в Перській затоці 1990 року. Загалом під час конфлікту було саботовано або підпалено 788 свердловин, що спричинило одну з найгірших подій забруднення нафтою в історії. Експертам з 18 країн знадобилося дев'ять місяців, щоб загасити пожежі. Вони самі по собі становили половину всіх пожеж в історії нафтової промисловості. Протягом 300 днів щодня викидалося близько 2-3 мільйонів барелів сирої нафти, спаленої та незгорілої. Близько 60 мільйонів барелів нафти просочилися в пустелю, що призвело до забруднення приблизно 40 мільйонів тонн ґрунту, а ще 24 мільйони барелів вилилися, утворивши 246 нафтових озер, що покривають 49 км² пустелі. Димом і кіптявою забруднено ще 953 км².

Провідний вплив - засолення ґрунту від солоної води, яка використовується для гасіння пожеж. Це вплинуло на здатність місцевих рослин конкурувати з галофітною рослинністю. Таким чином, прибережні рослини, як правило, замінюють місцеві види.

Сильні удари також були наслідком масованого переміщення військ. Під час війни через Кувейт було перевезено близько 3500 танків, 2500 озброєних машин і 375 000 військових укріплень. Були встановлені укріплення, бункери, окопи та збройні ями, а також встановлено, вивезено та підірвано 1,6 мільйона мін та близько 130 000 тонн боєприпасів. Загалом до 50% поверхні Кувейту постраждало від ущільнення ґрунту, вибухів, впливу нафтового туману та кіптяви. Великі площі верхнього шару ґрунту пустелі були знищені, як і багато місцевих видів рослин.

Приблизно 1% площі Кувейту використовується для сільськогосподарських цілей, в основному вздовж берегової лінії²⁵⁷. Через сім років після вторгнення менш забруднені території мали ознаки відновлення. Але ситуація в районах нафтових озер погіршувалася. Забруднений ґрунт довелося очистити, але на великих площах нафта просочувалася все глибше, що ускладнювало вирішення проблеми. Еродований ґрунт і його частинки поширювалися в повітрі, створюючи масштабні хронічні проблеми зі здоров'ям населення.

Забруднені ґрунти становили загрозу для найближчих джерел підземних вод. Нафтові траншеї розтягнуті на 120 км на півдні були вкриті піском. У деяких районах, особливо вздовж західного кордону Кувейту з Саудівською Аравією, існує занепокоєння, що ці траншеї можуть безпосередньо впливати на ґрунтові води (2-3 м), діючи як менш проникний геохімічний бар'єр. Інше занепокоєння полягає в тому, що вони також можуть забруднювати нафтопродуктами воду, яка контактує з траншеями.

Після війни Рада Безпеки ООН визнала Ірак відповідальним за всі збитки, що виникли в результаті його незаконного вторгнення та окупації Кувейту, включаючи включно з екологічними збитками і виснаженням природних ресурсів, і створила Компенсаційну комісію ООН для розгляду претензій і присудження компенсацій. Як і в більшості конфліктів, екологічна шкода, завдана війною в Перській затоці 1990-91 рр., не була односторонньою. Зараз регіон засмічений аж 300 тоннами бронебійних боєприпасів зі збідненим ураном, що використовувалися коаліційними (переважно американськими) силами²⁵⁸. Коаліційні сили скинули загалом 88 500 тонн боєприпасів протягом сорока трьох днів війни в Перській затоці, значна частина яких була спрямована на об'єкти екологічної інфраструктури, такі як очисні споруди, а деякі з них так і залишилися в ґрунті, не розірвавшись. Жодного об'єктивного дослідження екологічних, медичних або економічних наслідків цих дій немає^{259 260}.

Уряд Кувейту вжив негайних заходів після звільнення з метою відновлення нафтового сектора і очищення пустелі від боєприпасів з пустелі. Ці два головні досягнення були завершені дуже швидко. Аналогічним чином була проведена інтенсивна робота вченими з оцінки впливу військової діяльності і нафтового забруднення на природне середовище. Було розроблено кількісні та якісні оцінки наслідків війни, і авторам вдалося ідентифікувати різні небезпечні речовини та їх вплив на навколишнє середовище.

В 1991 році іракські військові значною мірою розмінували нафтопромисли Кувейту, а також інші райони країни; крім того, необхідно було знешкодити численні боєприпаси, що не розірвалися. Після вторгнення багатонаціональні сили військовослужбовців і цивільних на чолі з міністерством оборони Кувейту успішно очистили значні території країни, включно з забрудненими нафтою пустельних районів.

В післявоєнний період уряду Кувейту довелося вирішувати невідкладне завдання відновлення пошкоджених нафтовидобувних потужностей. Це завдання здійснювалося в два етапи, а саме: проєкт «Аль-Авда». Проєкт «Аль-Авда» розпочався в березні 1991 року. За сім місяців було мобілізовано близько 9000 особового складу з тридцяти двох різних країн, здебільшого з Філіппін, Таїланду, Індонезії, США, Великої Британії та Кувейту. Двадцять сім пожежних команд працювали від десяти до чотирнадцяти годин на добу, сім днів на тиждень, щоб контролювати палаючі та фонтануючі свердловини. Величезні зусилля було докладено за вісім місяців, набагато швидше, ніж спочатку передбачалось (два-три роки). Остання пожежа на свердловині була ліквідована 6 листопада 1991 року. Проєктом «Аль-Тамір» керувала Кувейтська нафтова компанія за сприяння компанії Bechtel. Проєкт передбачав підйом сирої нафти вгору за течією; буріння та ремонт свердловин; реконструкцію газо- та нафтозбірних пунктів, дожимних станцій, резервуарів для зберігання та експортних потужностей.

Очищення стало спільним зусиллям Кувейтської нафтової компанії та ООН, причому основна частина фінансування була спрямована на відновлення нафтових озер (2,3 мільярда доларів) та наземних ресурсів (близько 643 мільйони доларів). Це дозволило виявляти нерозірвані боєприпаси, будувати сміттєзвалища, вивозити та утилізувати найбільш забруднені ґрунти (за оцінками 26 млн. м³), або їх обробляли за допомогою хімічних методів чи шляхом спалювання.

Проведено очищення та очистку 300 нафтових озер, що містять близько 20 млн. барелів вивітреної нафти. Нафта, що вивірюється, залишається великою проблемою. Деякі з нафтових озер було осушено, а нафта перекачана до центрів збору або переміщена в інші озера. Деякі з мілководних озер просто засипали ґрунтом, привезеним з інших місць. Інші висохли в результаті вивірювання і засипалися піском. Команди фахівців з семи країн доклали значних зусиль, щоб очистити ці землі від мін і військових боєприпасів. Хоча цей процес вважається завершеним (за винятком ділянок дна нафтових озер), трапляються час від часу нещасні випадки, пов'язані з наземними мінами, що залишилися, - найчастіше вздовж кордону між Кувейтом і Саудівською Аравією.

Компенсаційна комісія ООН у грудні 2005 року присудила Кувейту кошти відповідно до Рішення 258; яке містить керівні принципи створення подальшої програми для моніторингу технічного та фінансового прогресу робіт з відновлення навколишнього середовища щодо забруднених об'єктів внаслідок кризи в Перській затоці 1991 року. Згідно з Кувейтською програмою відновлення навколишнього середовища, Компенсаційна комісія ООН схвалила рекультивацію приблизно 26 мільйонів кубічних метрів забруднених нафтою ґрунтів.

У червні 2006 року уряд Кувейту створив Кувейтський національний координаційний центр, який відповідає за загальний контроль і виконання політичних гарантій, наданих Раді керуючих Компенсаційної комісії ООН державою Кувейт щодо подальшої програми екологічного відновлення. Кувейтському національному координаційному центру доручено слугувати зв'язком між Компенсаційною комісією ООН та зацікавленими сторонами (наприклад, Кувейтська нафтова компанія, Міністерство оборони Кувейту, Кувейтським державним управлінням охорони навколишнього середовища, Державним управлінням сільського господарства та рибних ресурсів, Міністерством електроенергетики та води) для реалізації програми відновлення навколишнього середовища. У 2010 році було підписано договір між Кувейтською нафтовою компанією і Кувейтським національним координаційним центром з метою виконання затверджених проєктів, а в 2012 році була створена Група рекультивації ґрунтів Кувейтської нафтової компанії²⁶¹.

У 2014 році, через чверть століття після конфлікту, Компенсаційна комісія Організації Об'єднаних Націй визнала низку претензій щодо великомасштабної рекультивації та відновлення навколишнього середовища до Кувейту на суму приблизно 3 мільярди доларів. Це становить лише невелику частину загальної екологічної шкоди, яка оцінюється в 40 мільярдів доларів у постконфліктній екологічній оцінці, проведеній Міжнародним Зеленим Хрестом у 1998 році²⁶².

Станом на грудень 2021 року Кувейтська нафтова компанія очистила понад 17 мільйонів м² земель нафтопромислів і, в координації з Міністерством оборони Кувейту, утилізував понад 500 унікальних предметів, виявлених під час очищення. Деякі типи нерозірваних боєприпасів, знайдених у Кувейті, включають артилерійські снаряди, реактивні та ручні гранати, міномети, протипіхотні та протитанкові міни, суббоєприпаси та тисячі патронів до стрілецької зброї.

У вересні 2021 року було розпочато 5 проєктів розкопок, транспортування та відновлення: три у Великому Бургані та два з нафтовими родовищами Сабрія та Раудхатейн. Ці проєкти іменуються SKETR Zones 1, 3 і 3 і NKETR Zones 1 і 2. Їх обсяг включає очищення від нерозірваних боєприпасів і рекультивацію приблизно 13 мільйонів кубічних метрів забруднених ґрунтів. Технології рекультивації будуть максимально використані, щоб мінімізувати кількість ґрунту, що відправляється на сміттєзвалища. Кувейтський інститут наукових досліджень проводить довгостроковий екологічний моніторинг територій відновлення²⁶³.

Рекультивація забрудненого ґрунту. У 1994 році була розпочата спільна дослідницька програма між Кувейтським інститутом наукових досліджень та Японським центром нафтової енергетики на території площею 1 га, покритій нафтовим озером²⁶⁴. Дослідження забруднених земель проводилося на основі встановлення екологічної оцінки, яка включала релевантну вибірку проб та хімічний аналіз.

Було апробовано три методи біоремедіації: землеробство, компостні відвали та статичні біовентиляційні палі. Результати експериментів показали чудові результати біодеградації нафти до 84% шламу. Метод виявився трудомістким та нерентабельним для всієї площі 49 км² нафтових озер та мулу. Інші дослідження показали, що пасивна (тобто природна) біоремедіація може допомогти рекультивувати великі території, якщо вони не забруднені більше ніж 1 см відкладеної сажі.

Університет Кувейту виявив, що кілька видів рослин можуть виживати в забрудненому ґрунті, а їх коріння залишаються здоровими та вільними від вуглеводнів, оскільки мікроби, що руйнують нафту, потрапляють в ці мікроареали проживання. Дослідження показало, що землеробство знижує легке забруднення ґрунту приблизно на 80% за 6 місяців і важке забруднення ґрунту на 80% протягом 12 місяців. Переваги фіторемедіації включають економічну ефективність та широкий спектр доступних місцевих рослин, які адаптовані до місцевих умов²⁶⁵.

Знімки Landsat Thematic Mapper, проаналізовані в 1995 році, показали, що більшість забруднених територій в Кувейті навколо нафтових озер поступово відновлюються з точки зору вегетативного росту. Поверхнєве покриття нафтових озер зменшилося на 20 % з 1992 по 1995 рік²⁶⁶. Ця тенденція була наслідком зменшення об'єму та площі дна, спричиненого процесом видобутку нафти та вивітрюванням ділянок з неглибоким заляганням. Дно нафтових озер, вкрите піщаними прошарками, не було видно на супутникових знімках, характер яких потребує подальшого дослідження. В результаті вивітрювання нафта в більшості нафтових озер, що залишилися, загусла до напівтвердої маси. Хімічний склад вивітреної нафти показав зменшення ароматичних сполук та збільшення смол та паливно-ароматичних речовин. Це свідчить про підвищений потенціал небезпеки. Сильно забруднені ґрунти можуть з часом розмиватися, знову осідати і переноситися до населених пунктів під час пилових бур, спричинюючи потенційно серйозні небезпеки для здоров'я, такі як короткочасна захворюваність через гострі респіраторні інфекції та довгострокову схильність до раку дихальних шляхів. Дистанційне зондування дозволило розрахувати загальні площі як сильно, так і слабо забруднених ґрунтів, що потребують реабілітації.

Постраждали пустельні райони Кувейту не були в достатній мірі засіяні місцевими рослинами для підтримки відновлення тваринного світу, що населяв ці райони до війни. Хоча земля була вирівняна,

мікробні мікробіологічні можливості ґрунту були втрачені і не відновлені. Втрачені види рослин також не були відновлені. Таким чином, середовище існування значної частини природної дикої природи Кувейту залишається сильно зміненими. Рекультивація забруднених територій все ще має відбуватися, особливо в нафтозабруднених територіях, де знищена рослинність і знижена продуктивність пасовищних угідь. Значна частина ландшафту зазнала серйозних пошкоджень і потребуватиме значних обсягів довгострокового відновлення²⁶⁷.

3.1.9. В'єтнам

У В'єтнамі США проводили планову військову політику систематичного широкомасштабного знищення сільськогосподарських угідь²⁶⁸. Хімічне знищення сільськогосподарських культур з повітря становило найбільшу частку основної американської програми позбавлення ресурсів. Значна частина цієї американської програми так званої економічної війни також здійснювалася шляхом бомбардувань і артилерійських обстрілів, а також різноманітних наземних операцій.

Тільки від хімічного знищення сільськогосподарських культур, за оцінками, постраждало 400 тис. га сільськогосподарських угідь в Південному В'єтнамі, що призвело до негайного знищення понад 300 000 тонн продовольства²⁶⁹. У Північному В'єтнамі частина американських бомбардувань та обстрілів призвела до утворення кратерів на оброблюваних землях та спричинила руйнування іригаційних систем²⁷⁰. За період близько десяти років США використали 10 мільйонів тонн фугасних бомб, снарядів та інших вибухових речовин проти Південного В'єтнаму²⁷¹.

Бомбардування завдало в'єтнамському ландшафту шкоди в масштабах, яких раніше не було досягнуто в жодній з війн XX століття. За оцінками дослідників кількість кратерів, що залишилися після масованих бомбардувань, становить близько 26 мільйонів²⁷². Підраховано, що на В'єтнамі було скинуто близько 400 000 тонн напалмових бомб²⁷³, що знищило 22 000 км² лісів – 23% лісової площі країни в 1973 році²⁷⁴. Руйнівний первинний вплив на ґрунти відбувався під час лісових пожеж. Високі температури спричиняли раптову загибель біоти та швидке утворення кірки внаслідок трансформації оксиду на ґрунтах з високим вмістом заліза²⁷⁵.

Під час Другої індокитайської війни значна кількість діоксину потрапила в навколишнє середовище Південного В'єтнаму як домішка до так званого Agent Orange, найбільш широко та інтенсивно використовуваного з декількох хімічних бойових отруйних речовин проти рослин, що застосовувалися США²⁷⁶. У В'єтнамі використовували кілька гербіцидів, у тому числі білий, синій, зелений і фіолетовий. Але жоден з них не був настільки ефективним як Agent Orange. Він був застосований на площі у близько 1 мільйона гектарів Південного В'єтнаму, приблизно 90 % в рамках програми боротьби з лісами. Близько двох третин ураженої території отримали приблизно 110 мг/га діоксину, хоча багаторазове застосування призвело до того, що деякі райони зазнали впливу в два-п'ять разів більшої кількості діоксину. Потрапляючи в ґрунт, Agent Orange та інші гербіциди пригнічують мікробну біомасу, обмежуючи їхню біодеградацію. Проте з плином часу вони природним чином руйнуються внаслідок фотолізу або діяльності стійкої біоти ґрунту^{277 278}. Період напіврозпаду небезпечних діоксинів, що містяться в Agent Orange, зазвичай охоплює від менше року до приблизно десяти років²⁷⁹. Тим не менш, залишки діоксину від хімічних речовин, які використовувала армія США під час війни у В'єтнамі (1955-1975), все ще були присутні на багатьох територіях південного В'єтнаму після кількох десятиліть^{280 281}. Внаслідок цього, місцеві фермери переїхали на менш продуктивні землі, які більш схильні до ерозії, або ж до міст, посилюючи екологічний тиск на міські території²⁸².

Навіть через довгий час після закінчення війни наукові дослідження все ще виявляють небезпечні рівні забруднення діоксином у ґрунтах та в донних відкладах дренажних каналів, де він взаємодіє з органічними речовинами і поширюється по харчових ланцюгах, і зрештою, засвоюється організмом людини^{283 284}.

Заходи з очищення рослинності у В'єтнамі трансформували ґрунтові процеси. Широке та перманентне застосування гербіцидів, які використовувалися для знищення сільськогосподарських культур і лісів, а

також вирубування рослинності бульдозерами призвело до великої ерозії ґрунту, втрати поверхневих ґрунтових горизонтів, багатих органічною речовиною, та спровокували збільшення повеней. Через понад 50 років після закінчення застосування гербіцидів діоксин, виробничий забруднювач гербіцидів, залишається в ґрунтах сільської місцевості та поблизу колишніх військових баз²⁸⁵.

В'єтнам повністю залежить від іноземних держав, необхідність допомоги яких була визнана ООН²⁸⁶. У післявоєнний період В'єтнам отримав допомогу щонайменше від 11 організацій системи ООН, з 17 або більше країн, і від різних приватних підприємств, розташованих по всьому світу. Всього допомога в останні роки склала близько 1,5 млрд. дол., В'єтнам є одним із кількох найбільших одержувачів допомоги у світі.

Допомога США Південному В'єтнаму розпочалася в 1954 році. До 30 червня 1968 року загальна сума допомоги становила понад 3 мільярди доларів. Агентство з міжнародного розвитку, яке направляє економічну допомогу США іноземним країнам, змінило свої цілі у В'єтнамі наприкінці 1966 року з «холдингових операцій, спрямованих на забезпечення функціонування економіки та урядових міністерств» на «зусилля, спрямовані на допомогу в'єтнамському уряду в запуску нових програм з модернізації та розвитку сільської місцевості»²⁸⁷.

Відповідно до Рішення Прем'єр-міністра В'єтнаму 1 березня 1999 року *«Про створення Національного координаційного комітету з подолання наслідків застосування Сполученими Штатами Америки токсичних хімічних речовин під час війни у В'єтнамі»*, було заплановано (Комітет 33)²⁸⁸:

- Повністю знешкодити токсичні хімічні речовини на сильно забруднених територіях. Висадити 300 000 га нових лісів на «голих» землях, деградованих токсичними хімікатами. Посилити потенціал для дослідження токсичних хімікатів та аналізу вмісту діоксинів у компонентах навколишнього середовища з метою зменшення їхнього вмісту до міжнародних стандартів.
- Здійснити комплексну оцінку шкоди, завданої природним ресурсам і навколишньому середовищу токсичними хімічними речовинами. Провести випробування технологій, які мають здатність повністю очищати від діоксину ґрунт і донні відкладення.
- Розпочати роботи з очищення забрудненого діоксином ґрунту та донних відкладів в аеропортах в Дананг, Б'єнхоа, Фукуок і нещодавно виявлених місцях з рівнями діоксинового забруднення вище допустимого.
- Побудувати модель відновлення біорізноманіття на сильно розпиленіх територіях.
- Провести моніторинг діоксинів у навколишньому середовищі (ґрунті, воді, повітрі, продуктах харчування) на сильно забруднених територіях.
- Завершити створення системи організацій, що забезпечують керівництво та управління Плану дій від центрального до місцевого рівня. Виходячи з конкретних умов і вимог, можуть бути створені спеціалізовані групи в міністерствах, галузях та населених пунктах.
- Посилити управлінську спроможність керівних органів кожної місцевості, щоб вони були здатні організовувати, спрямовувати та впроваджувати План дій.

Створення Національного координаційного комітету з подолання наслідків застосування Сполученими Штатами Америки токсичних хімічних речовин під час війни у В'єтнамі забезпечило чітку інституційну підтримку органів виконавчої влади (Таблиця 16).

Урядом В'єтнаму докладаються великі зусилля щодо заповнення тисяч воронок від бомб по всій сільській місцевості та виявлення боєприпасів, що не розірвалися. Міністерство лісового господарства В'єтнаму розробило десятирічний план, який зрештою дасть змогу відновити ліси на 3,7 мільйонах акрів безплідних земель. Національний план з охорони природи передбачає посадку 500 мільйонів дерев щорічно.

Після війни в'єтнамці усвідомили, що життєво важлива складова екосистеми країни - Очеретяна рівнина, не відновлюється. Єдине рішення полягало в збереженні вологи на колишніх водно-болотних угіддях. У зв'язку з цим було відновлено дамби задля утримання вологи в сезон мусонів. На

сьогоднішній день тисячі акрів землі були засаджені деревами, які здатні протистояти високому рівню кислотності, що залишився в дельті. Дерева каджепут також поступово відновлюються в дельті Меконгу²⁸⁹.

Таблиця 16. Функції міністерств, установ та організацій В'єтнаму у межах реалізації Плану дій з подолання наслідків застосування США токсичних хімічних речовин

Інституційний орган	Функції
Комітет 33	Надає рекомендації та організовує виконання Плану дій, подає Прем'єр-міністру пропозиції щодо коригування змісту Плану дій; організовує проведення моніторингу та періодичної оцінки виконання Плану заходів(дій); подає Прем'єр-міністрові щорічні звіти про результати виконання Плану заходів; координує діяльність з питань інформації, освіти та комунікації пов'язаних з Планом дій
Міністерство природних ресурсів та екології	Надає допомогу Комітету 33 в координації роботи міністерств, галузей та територій з метою організації виконання Плану дій; спрямовує та організовує створення В'єтнамського науково-дослідного центру з токсичних хімічних речовин/діоксидів на базі ресурсів лабораторії з тестування на діоксини та Комітету 33; збирає інформацію про токсичні хімічні речовини лабораторії та Комітету 33; публікує карти розпилення токсичних хімікатів; координує з Міністерством науки і технологій для оприлюднення інформації щодо порогових рівнів діоксину в навколишньому середовищі
Міністерство оборони	Здійснює координацію з відповідними міністерствами, секторами та місцевими органами влади задля картографування, очищення сильно забруднених територій; спрямовує відповідні відомства, підпорядковані міністерству, до участі в дослідженнях та лікуванні захворювань/інвалідності жертв отруйних хімічних речовин; опубліковує кількість (найменування) армійських підрозділів, що діють на територіях, розпилення токсичними хімічними речовинами
Міністерство праці, у справах інвалідів та соціальних питань	Оцінює результати реалізації політики щодо постраждалих від токсичних хімічних речовин, а також вносить зміни, доповнення або подає пропозиції до органів, уповноважених вносити зміни та доповнення до політики щодо постраждалих від токсичних хімічних речовин; Зобов'язане розбудовувати потенціал та забезпечувати заклади, що надають допомогу та підтримку жертвам токсичних хімічних речовин; розробку системи виявлення жертв токсичних хімічних речовин і оборони, в підготовку системи ідентифікації жертв токсичних хімічних речовин і організувати перепис осіб, постраждалих від токсичних хімічних речовин
Міністерство аграрної політики та сільського розвитку	Скликає, координує з Міністерством природних ресурсів та екології та відповідними місцевими органами влади з метою організувати реалізацію проєктів з відновлення довкілля та лісопосадок у районах, що зазнали значної деградації лісонасаджень на деградованих внаслідок впливу токсичних хімікатів територіях
Міністерство науки і технологій	За погодженням з Комітетом 33 надає методичну допомогу відповідним відомствам в організації проведення наукових досліджень з питань токсичних хімічних речовин та створення потенціалу досліджень з токсичних хімічних речовин та розбудови потенціалу в галузі досліджень з токсичних хімічних речовин
Міністерство планування та інвестицій	Скликає, координує з міністерствами та місцевими органами влади з метою підготовки та керівництва інтеграцією Плану дій у стратегії, планування та у соціально-економічних питаннях
Міністерство юстиції	Скликає та координує з відповідними відомствами вивчення правових підстав для звернення до уряду США та хімічних компаній, нести відповідальність за ліквідацію наслідків застосування токсичних хімікатів у В'єтнамі
Міністерство фінансів	Координує з Міністерством планування та інвестицій у розподілі ресурсів, узгодженні бюджетів та джерел фінансування програм і проєктів, пов'язаних із Планом дій.
Міністерство закордонних справ	Очолює підготовку, організацію та реалізацію плану інформаційно-пропагандистської та дипломатичної боротьби у сфері дослідження та подолання наслідків впливу токсичних хімічних речовин.
Міністерство зв'язку та інформації	Спрямовує комунікаційну та просвітницьку роботу з метою підвищення обізнаності та відповідальності всього суспільства у подоланні наслідків застосування токсичних хімічних речовин. Організовує зовнішню комунікацію з міжнародною спільнотою, зокрема з американським народом.
Провінційні та міські народні комітети	Організують реалізацію Плану дій у кожному населеному пункті; координують роботу з міністерствами, відомствами, галузями для реалізації програм, проєктів, передбачених Планом дій; мобілізують всі ресурси та інтегрують відповідні заходи в інші програми в населеному пункті для досягнення цілей Плану дій
Громадські організації, бізнес та громади	Заохочують політичні, громадські та масові організації, громадські об'єднання, бізнес, громади в країні та за її межами до участі у заходах, спрямованих на стимулювання(агітацію) державних установ до ефективної діяльності з подолання наслідків впливу токсичних хімічних речовин.

Еколого-економічна оцінка постраждалих сільських районів здійснюється за двома категоріями: повне знищення та серйозні пошкодження земель. До першої категорії належали переважно лісові землі, які були перетворені осколково-фугасними боєприпасами на місцях кратерів. Такі покриті кратерами території складають трохи більше 100 000 га. Окрім багатьох невеликих артилерійських кратерів, за оцінками, від 10 до 15 мільйонів великих бомбових кратерів були утворені в Південному В'єтнамі, і вони сьогодні складають невід'ємний елемент регіональної орографії. Друга категорія складається з тих земель, які зазнали впливу металевих осколків. Це призвело до втрат майже 5 млн. га, що становить понад 40% від загальної площі лісових земель Південного В'єтнаму²⁹⁰.

У вересні 2018 року Міністерство оборони підписало меморандум про взаєморозуміння з японським генеральним підрядником, компанією Shimizu Corporation, щодо будівництва заводу з дезактивації на авіабазі Б'єнхоа²⁹¹. Як повідомляється, завод буде здійснювати дезактивацію ґрунту методом фільтрованої губки (більш широко відомим як «промивання ґрунту») і буде здатний дезактивувати до 40 тонн ґрунту на годину. Ця технологія призначена для відокремлення понад 90% діоксину в забрудненому ґрунті і буде менш шкідливою для навколишнього середовища, ніж термічна обробка всієї маси ґрунту. Очікувалося, що нова технологія коштуватиме приблизно вдвічі дешевше, ніж термодесорбція, що використовується в аеропорту Дананга. За інформацією Агентства США з міжнародного розвитку, результати випробувань, надані Shimizu, не досягли очікуваного рівня економії коштів²⁹². Також було оголошено, що корпорація Shimizu проводить ще одне випробування, тепер разом з теплопровідним опаленням, з метою отримання кращих результатів.

Міністерство закордонних справ В'єтнаму зазначає, що уряд країни хотів би отримати від США допомогу в проведенні розслідувань в кожній з 25 потенційних гарячих точок, що залишилися, щоб визначити, чи потребують вони будь-якої екологічної реабілітації²⁹³.

Для виконання зобов'язань Агентством США з міжнародного розвитку Конгрес виділив щонайменше 175 мільйонів доларів протягом наступних шести фінансових років на екологічну реабілітацію авіабази Б'єнхоа. Згідно з дослідженнями, авіабаза Б'єнхоа є найбільш забрудненою гарячою точкою, з 850 000 тоннами забрудненого ґрунту. Тодішній міністр оборони США Джим Меттіс відвідав аеропорт Б'єнхоа 17 жовтня 2018 року. Під час своєї екскурсії по колишньому сховищу «Agent Orange» міністр Меттіс, як повідомляється, сказав: «Ми пообіцяли допомогти.... і ось Америка виконує свою обіцянку щодо виправлення деяких помилок минулого»²⁹⁴.

У березні 2019 року Агентство США з міжнародного розвитку уклало контракт на 33 мільйони доларів США терміном на 3,5 роки з компанією Trigon Associates, що базується в Новому Орлеані, на розробку «Генерального плану проекту» з ліквідації авіабази Б'єнхоа. «Trigon» має надати архітектурні та інженерні послуги, в тому числі надання рекомендацій щодо того, які з альтернативних методів реабілітації слід використовувати. На той час передбачалося, що реалізація проекту займе 10 років і коштуватиме 390 мільйонів доларів²⁹⁵.

1 листопада 2019 року Міністерство національної оборони звільнило 37 гектарів землі на авіабазі Б'єнхоа Агентству США з міжнародного розвитку в рамках спільного проекту з очищення²⁹⁶. Початкова робота за проектом була зосереджена на ліквідації подальшого забруднення діоксином територій за межами авіабази. США виділили 300 млн. дол. на очищення авіабази Б'єнхоа. До 2025 року планується очистити 500 000 м³ забрудненого ґрунту та донних відкладів.

Хоча попередні роботи з екологічної реабілітації авіабази Б'єнхоа вже ведуться, кілька критично важливих для проекту питань залишаються невирішеними. Кілька оцінок рівня забруднення показали, що приблизно однакова кількість ґрунту і донних відкладів потребує рекультивативної, близько 500 000 м³²⁹⁷. Крім того, не було прийнято остаточного рішення про те, які методи рекультивативної будуть використані. Очікувалося, що Trigon Associates надасть свої рекомендації до кінця 2020 року, але саме Агентство США з міжнародного розвитку, Мінприроди та Міністерство науки і технологій вирішуватимуть, які саме методи реабілітації будуть застосовані. На попередніх зустрічах Агентство

США з міжнародного розвитку та в'єтнамська влада попередньо погодилися, що термічна десорбція, найімовірніше, є найкращим методом очищення для задоволення узгоджених критеріїв відбору проєктів. Агентство США з міжнародного розвитку зазначило, що остаточний Генеральний план наближається до завершення, «включаючи вибір технології і стандартів очищення, що будуть застосовуватися до забрудненого ґрунту, який буде зберігатися, а не оброблятися»²⁹⁸. Після того, як буде обрано метод(и) реабілітації, оціночна загальна вартість проєкту буде до певної міри визначена. Різні фактори, зокрема проблеми з вилученням і транспортуванням забрудненого ґрунту і донних відкладів, а також проблеми з реалізацією можуть збільшити витрати на реабілітацію вище попередніх оцінок²⁹⁹.

28 грудня 2021 року Уряд В'єтнаму оприлюднив Рішення № 2215 щодо Національного плану дій з подолання післявоєнних наслідків токсичних хімікатів/діоксину у В'єтнамі на період 2021-2030 років. Заходи з подолання наслідків застосування токсичних хімічних речовин планують здійснювати системно, комплексно, цілеспрямовано, адресно з єдиним спрямуванням та тісною координацією від центральних до місцевих органів влади.

3.1.10. Сирія

За десять років війни в Сирії всі сторони воєнного конфлікту використовували на землі, у воді і в небі військову техніку різних типів, як сучасну, так і стару. Земля була експропрійована для військового контролю, дерева були вирубані, а смертоносна експериментальна зброя була скинута на цивільні та сільськогосподарські території. Військові дії поглибили довоєнні екологічні проблеми. Основні проблеми навколишнього середовища в передвоєнній Сирії³⁰⁰ були зосереджені навколо вирубки лісів, надмірного випасу худоби та ерозії ґрунту, а також опустелювання та забруднення води, викликане скиданням стічних вод і відходами від нафтопереробки. Додатковими проблемами є недостатні запаси питної води та тривала посуха.

Найбільш помітний вплив на навколишнє середовище, який посилений внаслідок війни, належить нафтовій промисловості³⁰¹. Постійні розливи, скидання і поширена практика саморобних нафтопереробних заводів із потоками нафти і чорними шлейфами диму спотворили ландшафт. Розливи і скидання нафти серйозно вплинули на струмки і річки, які використовуються для зрошення. Сильні дощі часто призводять до затоплення земель нафтовими відходами, а після багаторічного скидання нафта потрапляє до ґрунтових вод і впливає на водні свердловини.

За результатами журналістського дослідження встановлено³⁰², що в результаті бомбардування токсичними і міжнародно забороненими хімікатами безпосередньо постраждали родючі сільськогосподарські землі (близько 100 тис га), зокрема в сільській місцевості Ідлібу та у північній Хамі. Значні сільськогосподарські площі не обробляються через поширення мін, переміщення більшості жителів, і небажання багатьох фермерів обробляти свої землі. На додаток до знищення бульдозерами та спалювання великих площ сільськогосподарських і лісових угідь, велика частина зрошуваних земель була перетворена на богарні умови через руйнування іригаційних проєктів або відсікання води, що збігалось з високими витратами на видобуток підземних вод через високі ціни на паливо. Повідомляється³⁰³ про вирубку тисяч оливкових дерев, на додаток до лісозаготівельних операцій.

Головна проблема подолання наслідків війни за словами журналістки Лужіні Хадж Юсеф ³⁰⁴ — неспроможність державних структур реагувати на проблеми, які військовий конфлікт спричинив для довкілля. У сирійського уряду немає жодного плану щодо очищення ґрунту, забрудненого під час військових конфліктів, лише в деяких місцях цивільний сектор працює над цим питанням. Зважаючи на ці обставини, провідною у визначенні заходів із стабілізації екологічного стану Сирії можуть виступати міжнародні організації та незалежні громадські організації у співпраці із місцевими адміністраціями. Зокрема, за результатами вивчення екологічної ситуації у Сирії групою дослідників³⁰⁵ сформульовані рекомендації із початку роботи із вирішення екологічних проблем до різних акторів (Таблиця 17).

Таблиця 17. Рекомендації щодо відновлення Сирії, сформульовані НГО

Автономній адміністрації північно-східної Сирії	Міжнародним організаціям та групам громадянського суспільства, які працюють на північному сході Сирії	Державам та міжнародним донорам
Ініціювати проведення ширшої екологічної оцінки територій у співпраці з місцевими та міжнародними організаціями з метою створення всебічного огляду та визначення пріоритетів для втручання Взаємодіяти з громадами для виявлення занепокоєння щодо екологічних ризиків для здоров'я з метою підвищення прозорості та підзвітності щодо діяльності уряду. Виділити фінансові ресурси та можливості для ремонту та модернізації нафтової інфраструктури, очищення та відновлення забрудненого ґрунту та постраждалих водних джерел. Створити чітку екологічну правову базу та плани впровадження правил і норм щодо поводження з відходами, сільськогосподарськими відходами, комунальними послугами, а також збереження природи та природоохоронних територій. Інвестувати в ремонт та будівництво екологічної інфраструктури, включаючи у тому числі водопровідну інфраструктуру, каналізаційні системи та полігони для захоронення відходів. Проводити інформаційно-роз'яснювальну роботу з екологічних питань у громадах з метою визначення можливостей на місцевому рівні для запобігання негативних впливів, очищення та відновлення довкілля.	Інтегрувати роботу з усунення екологічних ризиків для здоров'я та проблем, пов'язаних із навколишнім середовищем, в роботу зі збору даних та обстежень в районах їхньої діяльності. Співпрацювати з місцевими та міжнародними організаціями з метою обміну висновками та вдосконалення аналізу і передового досвіду з екологічних питань у програмній роботі. Включити підвищення обізнаності з екологічних питань у робочий потік та посилити нарощування знань для розширення можливостей громади у вирішенні цих проблем. Впроваджувати політику «не завдавати шкоди навколишньому середовищу» у власній діяльності та роботі з гуманітарного реагування.	Забезпечити фінансування повної незалежної екологічної оцінки, яка має бути ініційована на північному сході Сирії. Підтримати місцеві та міжнародні групи у фінансуванні проєктів, спрямованих на боротьбу із забрудненням, утилізацію відходів та покращення екологічної інфраструктури. Розглянути можливість прямої співпраці з місцевою владою шляхом надання можливостей, експертизи та обладнання для подолання найбільш гострих екологічних загроз, надаючи пріоритет проблемам забруднення, пов'язаною з нафтою, та ремонту екологічної інфраструктури. Висвітлювати екологічні аспекти збройних конфліктів на відповідних міжнародних форумах з метою посилення порядку денного з питань довкілля, миру та безпеки, а також надавати підтримку регулярному моніторингу та звітності щодо екологічних ризиків та реагування на них.

3.1.11. Україна. Зона відчуження ЧАЕС

Після Чорнобильської катастрофи 26 квітня 1986 р. внаслідок викиду значної кількості радіоактивності у навколишнє середовище проводилась евакуація населення та формування Зони відчуження ЧАЕС.

Підсумовуючи викладене далі, варто зазначити, що основними критеріями виокремлення території сучасної Зони відчуження Чорнобильської АЕС стали на першому етапі її формування (1986р.) **показники забруднення території радіонуклідами та відстань від АЕС (у радіусі 30 км навколо аварійної АЕС)**. У наступні роки (до 1990) при прийнятті рішень щодо розширення зони евакуації населення, окрім показників забруднення територій радіонуклідами, також головним критерієм слугували **показники дозових навантажень (розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини)**. Нормативно-законодавча база забезпечення заходів із ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи, та захисту постраждалого населення (зокрема, урядові рішення щодо виведення територій з господарського використання та формування Зони відчуження ЧАЕС) формувалася з перших років після катастрофи (з деяким запізненням), починаючи від державних документів СРСР. Сучасна законодавча база цього спрямування включає значний перелік законів та державних програм і залишається актуальною для практичного застосування. Використання результатів досліджень природних (ландшафтних) передумов забруднення території та їх урахування

при визначенні та прогнозі радіоекологічного стану є важливою складовою регулювання умов поведінки людини у Зоні відчуження.

Перший етап відселення населення та формування Зони відчуження ЧАЕС. У перші дні після вибуху на 4-му енергоблоці ЧАЕС евакуація проводилась з найближчих населених пунктів, де радіаційний фон був надмірно високим. З міста Прип'ять 27 квітня евакуйовано близько 45 тис. людей, у наступні кілька днів евакуйовано населення з прилеглої до станції 10-км зони. 2 травня було ухвалено рішення про евакуацію населення з 30-ти кілометрової зони Чорнобильської АЕС і деяких населених пунктів за її межами. Мешканці м. Чорнобиль були евакуйовані 5 травня. До кінця 1986 р., з 188 населених пунктів (включаючи м. Прип'ять) було відселено біля 116 тис. осіб, з них з української частини забрудненої території – 91,4 тис. чол. Загалом, з моменту прийняття урядових рішень про евакуацію та переселення постраждалих з радіоактивно забруднених територій України евакуйовано і переселено більше 52 тис. сімей (164,7 тис. осіб)³⁰⁶.

Основним критерієм проведення евакуаційних заходів та виведення територій з господарського використання у перший період (1986 р.) можна вважати **показники забруднення території радіонуклідами та відстань від АЕС (у радіусі 30 км навколо аварійної АЕС)**. Були евакуйовані мешканці сіл, що розташовані у межах 30-км зони навколо АЕС, - тобто нормативно визначеної «циркульної» зони потенційного впливу та радіоекологічного контролю навколо атомної електростанції. З неї було відселено населення, встановлено особливий режим відвідування та ведення будь-якої діяльності. Пізніше у низці постанов та актів відомчого характеру цю територію почали поділяти на зону відчуження (10-кілометрову зону навколо ЧАЕС) та зону відселення – решту території 30-кілометрової зони. Було встановлено, **що зона відчуження (10-км зона) визначається за забрудненням ізотопами плутонію: більше 0,1 Кі/км²**, її було повністю виведено з обігу і передано під охорону органів внутрішніх справ³⁰⁷. У сучасних законодавчих документах як Зона відчуження визначається «територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 році»³⁰⁸. Очевидно, що часові межі такого визначення потребують певного уточнення, оскільки у наступні роки були також евакуйовані населені пункти у Поліському районі Київської області та Народицькому районі Житомирської області, і територію Зони відчуження було збільшено. 10-км зона навколо ЧАЕС.

Нормативно-законодавче забезпечення заходів із ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи та захисту постраждалого населення. Оперативні рішення щодо невідкладних дій з евакуації населення та заходів з ліквідації наслідків аварії приймалися Урядовою комісією СРСР.

Законодавче рішення про виокремлення «так званої 30-кілометрової зони (циркульного кола навкруг ЧАЕС)» та відселення з неї всього населення було прийнято відповідно до Постанови ЦК КПРС, Президії Верховної Ради СРСР, Ради Міністрів СРСР та ВЦРПС від 8 травня 1986 року за №№ 168-156 «Про умови оплати праці і матеріального забезпечення працівників підприємств зони Чорнобильської АЕС» (наведено за даними³⁰⁹).

Окрім цієї Постанови (від 8 травня 1986 р.), серед нормативно-законодавчих документів, що у перші роки регулювали діяльність з подолання наслідків Чорнобильської катастрофи, визначали межі та статус постраждалих територій, зазначимо наступні.

Було прийнято низку рішень уряду СРСР про відселення, що були ухвалені в 1989–1990 рр., зокрема, Постанова Ради Міністрів УРСР від 30 грудня 1989 р. за № 339 «Про переселення мешканців з населених пунктів Народицького району Житомирської області і Поліського району Київської області, а також будівництво для них об'єктів соціального і виробничого призначення», згідно з якою передбачено переселення понад 3,4 тис. мешканців з небезпечних для проживання районів тільки у 1990 році (за даними³¹⁰).

Постанова Верховної Ради УРСР «Про екологічний стан в республіці та його докорінне поліпшення» (лютий 1990 р.) - визнано за доцільне звернутись до Ради Міністрів СРСР з вимогою в поточному році визначити статус 30-кілометрової зони Чорнобильської АЕС, інших територій з радіоактивним забрудненням (за даними³¹¹).

Постанова Верховної Ради СРСР від 25 квітня 1990 р. «Про єдину програму по ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС і ситуацію, пов'язану з цією аварією» - розглянуто питання про визначення меж радіаційного забруднення різних територій та встановлення їхнього правового статусу.

В Академії наук УРСР була створена комісія, яка «всебічно вивчила питання про стан законодавчого забезпечення заходів по усуненню наслідків на ЧАЕС і дійшла висновку про необхідність прийняття Закону УРСР про Чорнобильську зону радіоактивного забруднення та відображення цих питань у союзному Законі про чорнобильську катастрофу»³¹². Члени цієї комісії - автори статті, яка була опублікована через чотири роки після катастрофи (у 1990 р.), зазначають: «Лише недавно Верховна Рада Української РСР оголосила республіку зоною екологічного лиха. Ситуація, що склалася, висуває на порядок денний необхідність прийняття законодавчого акту про правовий статус Чорнобильської зони радіоактивного забруднення. Був підготовлений відповідний проект, який в порядку законодавчої ініціативи передано до Верховної Ради УРСР. Ідею про прийняття такого закону підтримала Українська екологічна асоціація «Зелений світ». Відповідний закон «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» був введений в дію Постановою Верховної Ради УРСР № 795-XII від 28.02.91. Такий Закон України є чинним зі змінами і доповненнями, що були внесені у наступні роки (1991 – 2022 рр.)»³¹³.

Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи» (Введено в дію Постановою ВР № 797-XII від 28.02.91), чинний з відповідними змінами – спрямований на захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, та розв'язання пов'язаних з нею проблем медичного і соціального характеру³¹⁴.

Концепція Національної програми ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи і соціального захисту громадян на 1994-1995 роки та період до 2000 року³¹⁵ були закладені можливі зміни районування територій і населених пунктів через природні процеси зменшення рівнів забруднення. Закон України від 14 березня 2006 р. №3522-IV «Про загальнодержавну програму подолання наслідків чорнобильської катастрофи на 2006–2010 роки»³¹⁶.

Другий етап відселення населення та формування Зони відчуження ЧАЕС та інших зон територій, що зазнали радіоактивного забруднення. Протягом 1987-1990 рр., за результатами радіологічних обстежень постраждалих територій за межами 30-км зони ЧАЕС, які показали, що розміри територій, на яких неможливе проживання, значно більші за умовну 30-кілометрову зону, та у зв'язку зі зміною критеріїв безпечного проживання населення на радіоактивно забрудненій території було проведено відселення мешканців з населених пунктів у західному та північно-західному напрямках від станції, а також суттєво змінена кількість районів і населення за межами відселених територій, віднесених до категорії постраждалих. Узагальнена характеристика забруднення територій внаслідок чорнобильської катастрофи з'явилася лише у 1990 р.³¹⁷. Основними критерієм віднесення територій до різних зон радіоактивного забруднення, відповідно до Закону «Про правовий режим території, ...»³¹⁸ стали показники забруднення території та «розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів».

Важливо, що у зазначеному Законі (Стаття 2.) зафіксовано визначення категорій зон радіоактивно забруднених територій з урахуванням природних чинників, які впливають на формування та динаміку зазначених показників: «Залежно від ландшафтних та геохімічних особливостей ґрунтів, величини перевищення природного доаварійного рівня накопичення радіонуклідів у навколишньому середовищі, пов'язаних з ними ступенів можливого негативного впливу на здоров'я населення, вимог щодо здійснення радіаційного захисту населення та інших спеціальних заходів, з урахуванням загальних виробничих та соціально-побутових відносин територія, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, поділяється на зони»³¹⁹.

У першій редакції Закону «Про правовий режим території, ...», такими зонами було визначено (Ст. 2):

1) зона відчуження - це територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 році;

2) зона безумовного (обов'язкового) відселення – це територія, що зазнала інтенсивного забруднення довгоживучими радіонуклідами, з щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 15,0 Кі/км² та вище, або стронцію від 3,0 Кі/км² та вище, або плутонію від 0,1 Кі/км² та вище, де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 5,0 мЗв* (0,5 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;

3) зона гарантованого добровільного відселення – це територія з щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 5,0 до 15,0 Кі/км², або стронцію від 0,15 до 3,0 Кі/км², або плутонію від 0,01 до 0,1 Кі/км², де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищити 1,0 мЗвⁱ (0,1 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;

4) зона посиленого радіоекологічного контролю – це територія з щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від 1,0 до 5,0 Кі/км², або стронцію від 0,02 до 0,15 Кі/км², або плутонію від 0,005 до 0,01 Кі/км² за умови, що розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів перевищує 0,5 мЗв (0,05 бер) за рік понад дозу, яку вона одержувала у доаварійний період;

У 2014 році на підставі результатів досліджень, що засвідчили зменшення показників забруднення територій внаслідок природних процесів та вжитих протирадіаційних та реабілітаційних заходів, зокрема в агропромисловому виробництві, а також за даними щодо зменшення дозових навантажень, 4 зону (зону посиленого радіоекологічного контролю) було ліквідовано (на підставі³²⁰). Щодо інших зон, критерії та кількісні показники, за якими вони виокремлюються, зберегли свою актуальність і в сучасній редакції Закону «Про правовий режим території, ...»

У перших редакціях зазначеного Закону **як критерій визначення рівня забруднення ґрунту радіонуклідами** використано **90% показник забруднення**: «При визначенні рівня забрудненості ґрунту радіонуклідами для розмежування категорій зон встановлюється 90-процентний показник від загальної кількості замірів на щільність забруднення, розташованих у порядку їх зростання».

Критерії виокремлення територій, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи та віднесені 2-4 зон, наведено у роботі³²¹. Так, 2 та 3 зони виокремлюються за результатами дозиметричної паспортизації 1991 р. (крім міст Коростень та Овруч, які були віднесені до 3 зони за 90% показником щільності забруднення); при формуванні територій 4 зони у 1991 р. враховували 90% показник щільності забруднення ізотопами цезію, з 1992 року цей показник замінено на середнє значення щільності забруднення території радіонуклідами, також надано перевагу показникам дозових навантажень.

Повний текст щодо визначення критеріїв виокремлення територій 2-4 зон наводимо у редакції автора згаданої статті³²²:

*При формуванні переліку населених пунктів, що були віднесені до 2-ї зони, яка в редакції закону від 4 квітня 1997 р. визначена як зона безумовного (обов'язкового) відселення, враховувалися рішення уряду СРСР про відселення, що були ухвалені в 1989–1990 рр., а також **результати дозиметричної паспортизації 1991 р.***

Перелік населених пунктів, віднесених до 3-ї зони (гарантованого добровільного відселення), формувався на основі результатів дозиметричної паспортизації 1991 р. (крім міст Коростень та Овруч, які були віднесені за 90% показником щільності забруднення).

*При формуванні переліку населених пунктів, що були віднесені до 4-ї зони (посиленого радіоекологічного контролю), у 1991 р. враховували **90% показник щільності забруднення ізотопами цезію**. Відповідно до розробленої у 1991 р. Концепції проживання населення на територіях України з*

ⁱ Зіверт (Зв) – одиниця вимірювання еквівалентної дози іонізуючого випромінювання у системі СІ; 1 зіверт = 100 бер; 1 мілізіверт (мЗв) = 10⁻³ Зв.

підвищеними рівнями радіоактивного забруднення внаслідок чорнобильської катастрофи, було змінено критерії для визначення рівнів радіоактивного забруднення. **Із 1 липня 1992 р. в основу цієї роботи покладено дозовий критерій**, оскільки на виконання закону України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи» в редакції від 19 грудня 1991 р., Національна комісія радіаційного захисту населення України 13 липня 1992 р. визнала недоцільним використання 90% показника, замінивши його **середнім значенням щільності забруднення території радіонуклідами** (лист НКРЗУ №05/7 від 10 серпня 1992 р.). З урахуванням цих змін до РЗТ було віднесено 73 райони і 8 міст обласного підпорядкування 12 областей. Відповідно до цього у 1991 р., порівняно з 1987 р., кількість визнаних радіоактивно забрудненими областей зростає в 6 разів, районів – у 12,7 рази, населених пунктів – у 16,7 рази (за даними³²³)

Принципи і критерії виконання загальнодозиметричної паспортизації населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії як основи для прийняття рішень щодо зонування забрудненої території. У населених пунктах, що були віднесені до 2-4 зон, протягом 1991-2012 років проводилась загальнодозиметрична паспортизація, результати якої оприлюднювались у щорічних збірках та були використані як критерій для можливої зміни статусу забруднених територій.

Відповідно до процедур та вимог «Методики-96»³²⁴, за якою виконувались ці роботи, при розрахунку паспортної дози для кожного населеного пункту (НП) використовувались:

- щільності забруднення території ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{239}Pu (у суміші з іншими трансурановими елементами);
- результати вимірювань концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr у пробах молока та картоплі;
- паспортизація також включала результати вимірювань рівнів вмісту радіоцезію в організмі мешканців постраждалих територій за допомогою лічильників випромінювання людини (ЛВЛ);

Прийняті наступні кількісні значення дозових інтервалів (Таблиця 18).

- Дозовий інтервал першої зони відсутній взагалі, оскільки до цієї зони віднесені НП, мешканці яких були евакуйовані (чи терміново відселені) ще влітку 1986р. Ці НП не підлягають загальнодозиметричній паспортизації.
- Дозовий інтервал другої зони відповідає паспортній дозі, що дорівнює або перевищує 5 мЗв на рік.
- Дозовий інтервал третьої зони складає 1-5 мЗв на рік.
- Дозовий інтервал четвертої зони складає 0.5-1 мЗв на рік.

До п'ятого дозового інтервалу віднесені НП, де паспортні дози виявилися нижчими за 0.5 мЗв на рік.

Таблиця 18. Зони радіоактивного забруднення за критеріями річної дози та щільності випадіння радіонуклідів, встановлені Законом України № 791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р. ³²⁵

Територіальна зона	Критерії зонування			
	щільність випадіння на ґрунті, КБк/м ² ⁱⁱ			річна доза мЗв/рік
	радіо-цезій	радіо-стронцій	плутоній	
Зона відчуження	-	-	-	-
Зона безумовного (обов'язкового) відселення	>555	>111	>3,7	>5
Зона гарантованого добровільного відселення	185- 555	5,5-111	0,37- 3,7	>1
Зона посиленого радіоекологічного контролю	37-185	0,75-5,5	0,18-0,37	>0,5

ⁱⁱ у тексті Закону «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» щільність випадіння приведена в одиницях Кі/км² (1 Кі/км² = 37 КБк/м²)

Відповідно до процедур та вимог «**Методики-96**» при розрахунку паспортної дози для кожного НП у поточному році використовувались результати моніторингу щодо: - щільності забруднення території НП радіоізотопами ^{137}Cs та ^{90}Sr у 1990-1992 рр. (з урахуванням корекції на поточний рік); - концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr у пробах молока та картоплі приватних господарств жителів НП у даному році. Паспортна доза згідно з «Методикою-96» визначалась як сума таких чотирьох компонентів:

- 1) річної дози зовнішнього гамма-опромінення, що зумовлена аварійним радіоактивним забрудненням ґрунту;
- 2) річної ефективної дози внутрішнього опромінення, яка отримувалась внаслідок вживання продуктів харчування, що забруднені радіоізотопами цезію (^{137}Cs та ^{134}Cs);
- 3) річної ефективної дози внутрішнього опромінення, що зумовлена вживанням продуктів харчування, які забруднені радіоізотопами ^{90}Sr ;
- 4) річної ефективної дози внутрішнього опромінення, що зумовлена інгаляційним надходженням аерозолів трансуранових радіонуклідів ($^{238,239,240,241}\text{Pu}$ та ^{241}Am).

Більш досконалою є опрацьована пізніше «**Методика-97**», яка передбачає отримання ретроспективних та прогнозних (проспективних) оцінок доз опромінення населення, що мешкає на радіоактивно забруднених територіях, які визначаються як референтні. Разом з тим, для можливості співставлення даних, отриманих при проведенні перших етапів дозиметричної паспортизації, у наступні роки (принаймні до 2004р.326) використовувалась «Методика – 96». У «Методиці-96» для розрахунку паспортних доз використовуються усереднені результати вимірів молока та картоплі, проведені у тому чи іншому НП. «Методика-97» базується на системі «референтних» функцій, відношень і параметрів, які відображають найбільш загальні та універсальні для всієї території країни закономірності, що використовуються у дозових моделях. Референтні дозові оцінки дають такі можливості:

- 1) надати реалістичну картину рівнів опромінення населення України, постраждалого внаслідок аварії на ЧАЕС, як за минулі роки, так і доз, що мають бути отримані у майбутньому;
- 2) забезпечити дозиметричну підтримку епідеміологічних досліджень, у тому числі з використанням оцінок колективних доз, які включають реалізований (ретроспективний) та майбутній (прогнозний) компоненти;
- 3) забезпечити поступовий перехід від системи «паспортних» доз до більш реалістичної та природньої системи дозових оцінок, що використовуються для прийняття рішень.

В якості «референтних» величин, що характеризують радіоекологічний стан НП, використовуються:

- усереднена по території НП та його околицях величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , ^{90}Sr та $^{239-240}\text{Pu}$;
- значення коефіцієнта переходу ^{137}Cs з ґрунту в молоко, який визначається як відношення усередненої концентрації ^{137}Cs у молоці до величини «референтної» щільності випадіння ^{137}Cs на ґрунті;
- співвідношення активностей основних гаммавиpromiнювачів чорнобильського викиду (приведене до 26.04.86).

Роботи, виконані в Україні в рамках дозиметричної паспортизації «як за масштабами, так і за тривалістю радіоекологічного та дозиметричного моніторингу, що проводилися в Україні у 1991-2014 рр., не мали аналогів порівняно з іншими дослідженнями, які проводилися після інших широкомасштабних промислових та комунальних аварій, а також при виконанні програм подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сусідніх країнах (Білорусь, Росія). Абсолютно новаторськими стали як методологічні підходи до оцінки так званої паспортної дози НП, так і сама концепція річної дози, як дози для прийняття рішень для введення прямих та непрямих контрзаходів для НП України. Результати загальнодозиметричної паспортизації були основою для введення різних видів протирадіаційних заходів на радіоактивно-забруднених територіях»³²⁷.

Критерії оцінювання радіоекологічного стану забруднених територій та його динаміки, які мають бути визначені з урахуванням природних (ландшафтних) процесів міграції та акумуляції радіонуклідів. Використання таких критеріїв стосується визначення та врахування особливостей поведінки радіонуклідів (або інших речовин-забруднювачів) у різних ландшафтних та геологічних умовах, закономірностей переходу радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію залежно від фізико-хімічних властивостей ґрунту та інших. На думку авторів роботи ³²⁸, «...критеріями, за якими слід визначати статус та відповідні межі території, повинні бути не стільки дозові навантаження і рівень забруднення, скільки реакція людського організму на радіоактивне забруднення в конкретних умовах. ...». Така реакція людського організму на забруднення природного середовища значною мірою визначається місцевими особливостями поведінки конкретних забруднюючих речовин (міграції, акумуляції, накопиченню у продуктах харчування та у воді тощо).

Серед основних напрямів досліджень та отриманих на їхній основі параметрів і характеристик природних (ландшафтних) умов, опрацьованих для Зони відчуження ЧАЕС і важливих для оцінки та прогнозу забруднення територій та його впливу на людину варто зазначити наступні:

- Обґрунтування (коригування) мережі точок радіоекологічного моніторингу з використанням даних про ландшафтну структуру території.
- Оцінка та прогноз міграції, перерозподілу радіонуклідів в ландшафтах, зокрема, оцінка ландшафтно-геохімічних умов міграції різних речовин-забруднювачів.
- Встановлення величин коефіцієнтів переходу (накопичення) радіонуклідів у лісо- та сільськогосподарські культури залежно від ландшафтних (едафічних) умов, оцінка на цій основі доцільності та розробка сценаріїв реабілітації територій.

Прогноз процесів відновлення ландшафтів як передумова стабілізації радіоекологічної ситуації та зміни умов обмеження господарського використання територій.

3.2. Характеристика практик із відновлення земель

Метою є рекультивація земель з нормалізацією ґрунтових умов та зменшенням хімічного впливу на рослини. Рекультивація земель – це процес перетворення забруднених земель у придатну для використання площу³²⁹.

Вибір технології рекультивації значною мірою залежить від характеру та ступеня забруднення, цільового призначення або використання ділянки, що відновлюється, а також від наявності результативних та економічно ефективних технологій. Фізико-хімічні характеристики ґрунту та кліматичні умови також є важливими питаннями при виборі методів рекультивації³³⁰.

Вибір технології очищення, що дає змогу оптимально компенсувати вплив забруднювачів на ґрунти, потребує комплексного розгляду сукупності різних чинників. Головними з цих чинників є: потенційні можливості технології вирішити основне завдання – зниження вмісту забруднюючих речовин; витрати на здійснення процесу; доступність і готовність до застосування технології; вплив на навколишнє середовище; тривалість процесу; громадська думка; оцінка масштабності та вартості.

Наразі методи обробки забрудненого ґрунту включають фізичну, хімічну та біологічну ремедіацію (очищення) (Рисунок 22). Порівняння переваг, обмежень і процедури цих практик наведені у

Таблиця 19 і

Таблиця 20.

Таблиці можливостей технологій рекультивації ґрунтів внаслідок хімічного впливу (Таблиця 21) і фізичного та механічного впливу (Таблиця 22) містять зв'язок пропонованої практики з аналізом її переваг та обмежень, типом забруднення, сценарієм використання території та переліком зацікавлених стейкхолдерів. Таблиця 21 і Таблиця 22 підготовлені на основі опрацювання досліджень

331 332 333 334 335 336 337 338 339

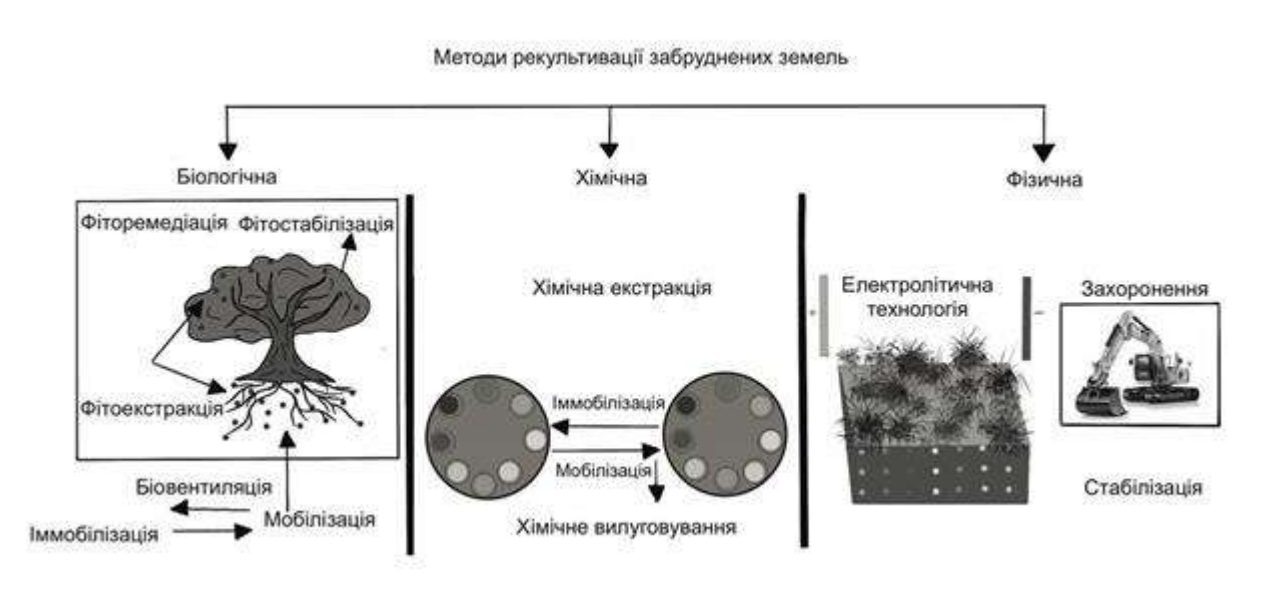


Рисунок 22. Методи рекультивації забруднених земель

Таблиця 19. Показники, що характеризують технології відновлення ґрунтів

Масштаб застосування	Експлуатаційна надійність - ЕН	Термін застосування -ТЗ	Загальна вартість – ЗВ (затрати на експлуатацію технології)
Регіональний (Р)	Природне відновлення	Залежно від природи забруднення	-
Локальний (Л)	Низька, високі експлуатаційні затрати	Більше 2-3 років	> 500 USD за тонну
	Середня надійність, Середні затрати при експлуатації	1-2 роки	200 – 500 USD за тонну
	Висока надійність, низькі затрати при експлуатації	0,5-1 рік	< 200 USD за тонну

Таблиця 20. Орієнтовна вартість використання технологій відновлення ґрунтів ^{340 341 342}

№	Технологія	Орієнтовна вартість
1	Землеробство	Лабораторні дослідження від 20 000 USD (1 м ³), пілотні дослідження від 100 000 USD; Обробка 1 м ³ ґрунту до 100 USD
2	Стабілізація	Вартість технології з реагентами складає (за 1 м ³) від 50 USD до 120 USD – для поверхневих забруднень, від 200 USD для глибинних. Окремо закладається вартість на обладнання від 200000 USD залежно від особливостей території, вартості електроенергії
3	Фітосанація	Вартість 1 га потужністю 0,5 м ґрунту складає від 150 USD до 250000 USD
4	Компостування	Вартість технології залежить від кількості обробленого ґрунту, доступності добавок, типу забруднюючих речовин і складає 200 USD за 1 м ³ при обробці 20000 м ³ ґрунту
5	Хімічне вилуговування (промивання)	Вартість технології складає від 30 USD до 300 USD за 1 м ³ ґрунту з урахуванням типу та концентрації речовин, що входять в склад розчину
6	Термічна десорбція	Вартість обробки складає від 10 до 70 USD за 1 м ³ ґрунту. Пілотні дослідження сягають затрат від 10000 USD. Концентрація забруднень, ландшафтно-геохімічні умови визначають верхню межу вартості
7	Хімічна екстракція	Вартість технології оцінюється від 150 USD до 500 USD за 1 м ³ ґрунту
8	Хімічне окислення/відновлення	Вартість всього процесу оцінюється в межах від 200 до 500 USD за тонну обробленого ґрунту без врахування затрат на аналітичні дослідження
9	Захоронення	Вартість 1 т складає від 1000000 USD

Таблиця 21. Технології рекультивзації ґрунтів внаслідок хімічного впливу

(ЕН – експлуатаційна надійність; МЗ – масштаб застосування; ТЗ – термін застосування; ЗВ – загальна вартість)

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
Фізична ремедіація	Технологія видалення забрудненого шару	Використання методів перевертання ґрунту та видалення поверхневого шару	Підходить для ділянок з невеликими забрудненими площами	Високий обсяг інвестицій; руйнування структури ґрунту; ризик вторинного забруднення	Важкі метали	Залісення (Клен гостролистий (Acer platanoides))	Інвестори, міжнародні донори	0	Р	2	1
	Стабілізація	Передбачає фізичне зв'язування забруднюючих речовин в межах стабілізованої маси (інкапсуляція) або індукування хімічних реакції між стабілізуючим агентом і забруднюючими речовинами з метою зменшення їх рухливості (стабілізація). Використання природних (цеоліти — клиноптилоліт) і штучних (комплексотворювачі, іонообмінні смоли, активоване вугілля, відходи деяких виробництв) сорбентів	Низька вартість установки; утворені та стабілізовані матеріали є стабільними та менш токсичними	Сумнівна результативність затверділих/стабілізованих матеріалів; необхідність подальшого моніторингу вмісту важких металів; економічна недоцільність, лише у випадку, коли сорбенти є місцевою сировиною	Важкі метали	Виключення із сільськогосподарського використання, створення буферних зелених зон	Місцева влада, громада, користувачі	0	Р	3	2
	Технологія термодесорбції	Використання високочастотних електромагнітних хвиль, що провокує підвищення температури ґрунту та випаровування забруднюючих речовин. Їхні	Відносно безпечний, може видалити 99,8% елементів-забруднювачів з ґрунту; використовується в	Високе споживання енергії; ризик знищення поживних речовин (висока температура) та	Нафтопродукти, важкі метали, ртуть (Hg), нервово-паралітичні речовини	Вирощування бобових культур з періодичним контролем якості ґрунтів	Інвестори, державні органи	3	Р	2	2

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
		пари транспортуються в систему очистки під вакуумом або прокачуються інертним газом із використанням обробки збору конденсату для утилізації елементів-забруднювачів.	найбільш забруднених районах	порушення властивостей ґрунту							
	Електрокінетична технологія	Видалення забруднювачів з ґрунту за рахунок електрохімічних і електрокінетичних процесів, що протікають під впливом постійного електричного поля	Проста експлуатація; очевидний ефект і відсутність вторинного забруднення ґрунту	Використання відразу після виявлення забруднення ґрунту; невелика площа	Важкі метали, нафтопродукти	Заліснення (Тополя) (<i>Populus</i> sp.) для миш'яку As і кадмію (Cd)	Інвестори, державні органи, місцева влада	1	Л	2	2
	Захоронення	Механічне видалення ґрунту, розміщення його на спеціально відведених майданчиках, які вистилаються поліетиленовою мембраною високої щільності та іншими протифільтраційними матеріалами	Миттєве очищення; високий рівень безпеки; довгостроковість	Висока вартість, що вимагає додаткової землі для зберігання забрудненого ґрунту; не підходить для ґрунтів із сильною водорозчинністю або високою проникністю забруднюючих речовин, а також ділянок з частою геологічною активністю та високим рівнем ґрунтових вод	Важкі метали	Використання під будь-які культури за умови контролю якості сільськогосподарської продукції	Інвестори, державні установи	3	Р	1	3

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
Хімічна ремедіація	Хімічне вилуговування (промивання)	Промивання забрудненого ґрунту водою, хімічними речовинами, реагентами та іншими рідинами або газами, здатними знищити забруднення з ґрунту. Важкі метали в ґрунті переводяться в рідку фазу шляхом опадів, іонного обміну, хелатування та адсорбції	Видалення забруднення; мінімальне порушення ґрунту; низька вартість	Найкраще підходить для високопроникних ґрунтів; можливе забруднення ґрунтових вод; велике споживання води, необхідної для приготування промивного розчину	Важкі метали, ціаніди, радіонукліди	Вирощування кукурудзи (<i>Zea mays</i>) для Pb, Zn, Hg і Ni і соняшнику звичайного (<i>Helianthus ánnuus</i>) для кадмію (Cd), хрому (Cr) і нікелю (Ni), цезію (Cs) і стронцію (Sr) з періодичним контролем якості продукції	Інвестори, державні органи	3	Л	3	2
	Хімічна екстракція (Рисунок 23)	Додавання реагентів або матеріалів у забруднений ґрунт для утворення слабозчинних матеріалів	Важкі метали фіксуються в ґрунті шляхом адсорбції, в результаті чого стають найменш доступним для вирощуваних рослин	Непостійне рішення, оскільки важкі метали потрапляють у ґрунт за сприятливих умов для вивітрювання	Галогеновані розчинники, нафтопродукти, свинець (Pb)	Створення буферних зелених зон (тополя, береза, верба)	Державні органи, місцева влада, громада, екологічні НУО	2	Л	2	2
	Хімічне окислення	Застосування хімічних окислювачів для трансформації забруднювачів в менш токсичні аналоги, що мають більшу стійкість та меншу мобільність. Окислювачами найчастіше є озон, перекис водню, перманганат, хлор або двоокис хлору	Очищення території за короткий період часу, економічно ефективний	Ризик неповного окислення та утворення токсичних проміжних речовин, зменшення проникності ґрунту	Важкі метали	Заліснення: (біла акація (<i>Robínia pseudoacácia</i>), вільха (<i>Alnus</i>), клен гостролистий (<i>Acer platanoides</i>))	Державні органи, місцева влада, громада, екологічні НУО	2	Л	3	2
	Хімічне відновлення	Трансформація забруднювачів під дією відновників (залізо нульової валентності тощо)	Застосування в широкому діапазоні; здатність обробляти високі концентрації	Відновники є неселективними і можуть реагувати з ґрунтовим	Вибухові речовини та окислені неорганічні	Використання під будь-які культури за умови контролю якості	Місцева влада, громада, користувачі	2	Л	2	3

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
			забруднюючих речовин	матеріалом; ґрунти з низькою проникністю обмежують ефективність; на іммобілізацію металів можуть вплинути зміни у фізико-хімічних властивостях ґрунту	речовини (перхлорати тощо)	сільськогосподарської продукції					
	Внесення мінеральних добрив	Рухливість забруднюючих речовин змінюється під дією мінеральних добрив. Сприяє зниженню концентрації важких металів у рослинах за рахунок прояву ефекту «біологічного розбавлення»	Відтворення органічної речовини ґрунту; збільшення біологічної активності	Вибірковість дії; залежність від типу ґрунту	Важкі метали	Використання під будь-які культури за умови контролю якості сільськогосподарської продукції	Місцева влада, громада, користувачі	1	Л	2	3
Біологічна ремедіація	Біовентиляція	Використання мікроорганізмів для розкладання органічних сполук з метою адсорбції. Ця техніка передбачає стимуляцію повітряного потоку для підвищення рівня кисню та посилення біоремедіації за рахунок підвищення біоактивності мікрофлори	Економічно ефективний; посилює активність мікробів	Довготривалий; залежний від характеристик ґрунту (водопроникність тощо)	Вуглеводні (бензол, етилбензол, толуол і ксилол)	Посів люцерни посівної (Medicago sativa) та сої звичайної (Glycine max Moench)	Інвестори, громада, користувачі	2	Л	3	2
	Верміремедіація	Використання дощових черв'яків для видалення забруднювачів із ґрунту, нафтопродукти можуть адсорбуватися. Транзит кишківника дощового черв'яка може змінювати структуру ґрунту шляхом	Збільшення доступності поживних речовин; підвищення швидкості біодеградації забруднюючих речовин	Складність практичного застосування (дощові черв'яки потребують чітко визначених умов, щоб вижити, і це може бути дорогим	Нафтопродукти	Вирощування кормових культур	Інвестори, громада, користувачі	2	Л	3	2

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
		руйнування та утворення органомінеральних комплексів		у випадку великих територій, які підлягають рекультивції)							
	Фітосанація (Рисунок 24)	Обробка забрудненої території рослинами-концентраторами для усунення забруднювачів шляхом розщеплення забруднювача корінням рослин до менш токсичного елемента або поглинання забруднювача, накопичення його в стеблах і листі рослини.	Рослини переносять високі концентрації металів у корені, стебла та листя	Потреба в значних за площею територіях; тривалість обробки; залежність від кліматичних умов	Гексоген, важкі метали, хлоровані розчинники вибухові речовини, нафтопродукти	Посадка дерев, що фіксують азот та можуть покращити формування гумусового горизонту (біла акація (<i>Robinia pseudoacacia</i>), вільха (<i>Alnus</i>), лох (<i>Elaeagnus</i>))	Місцева влада, громада, користувачі	1	Л	1	3
	Фітостабілізація (фітореставрація)	Рослини стабілізують ґрунт і, отже, забруднюючі речовини, що містяться в ньому (наприклад, Cu, Zn). Запобігає ерозії та зменшує вимивання забруднюючих речовин.	Економічно ефективний; прискорення росту рослин; поглинання та переміщення металу	Обмежується невеликими неглибокими ділянками забруднення; довготривалий щодо результативності, має низьку ефективність	Нафтопродукти, Цинк (Zn), миш'як (As), хром (Cr), кадмій (Cd), свинець (Pb), мідь (Cu)	Заліснення (тополя (<i>Populus sp.</i>) для As і Cd, підтримує висхідний потік, щоб запобігти низхідному вимиванню). Вирощування Міскантуса велетенського (<i>Miscanthus</i>) та насадження Верби енергетичної (<i>Salix</i>)	Місцева влада, громада, користувачі	0	Л	1	3
	Фітоекстракція (Рисунок 25)	Рослини з високою біомасою, які поглинають і накопичують важкі метали (наприклад, As, Cd, Zn), надлишок катіонів (наприклад, Na) або поживні речовини (наприклад, PO ₄ ,	Поглинання та транслокація забруднюючих речовин	Довготривалий щодо результативності; економічна ефективність непереконлива;	Нафтопродукти, розчинники, тротил, радіонукліди	Посів: Череда волосиста (<i>Bidens pilosa</i>) для кадмію (Cd), Жовтий осот шорсткий (<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill) для свинцю (Pb) і цинку	Місцева влада, громада, користувачі	1	Л	1	3

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
		NO ₃ , NH ₄) у пагонах. Потім їх збирають і безпечно утилізують		може мобілізувати токсини в біоті		(Zn), Соняшник звичайний (Helianthus annuus) для кадмію (Cd), хрому (Cr) і нікелю (Ni), Айстрові (Asteraceae або Compositae) для нікелю (Ni), Ярий ріпак (Brassica napus L.) для Zn (цинку)					
	Фіто-випаровування	Рослини поглинають неорганічні забруднюючі речовини і виділяють їх з листя в атмосферу в газоподібній (леткій) формі (наприклад, Se і Hg).	Відсутність вторинних відходів	Обмежене леткими забруднювачами; забруднення повітря	Hg, As, важкі метали	Залісення вербою енергетичною (Salix) та тополею (Populus s) для As і Cd	Інвестори, громада, користувачі	1	Л	1	3
	Біопаливо	Насипання викопаного забрудненого ґрунту на підкладку над землею та змішування з відповідними поправками (поживними речовинами, хімічними речовинами для регулювання рН, наповнювачами)	Економічно ефективний; вимагає незначних площ	Пересихання ґрунту; примусова аерація; вимагає спеціальних заходів	Нафтопродукти, тротил	Вирощування технічних культур, саджанців плодових і ягідних культур, квітникарство	Інвестори, громада, користувачі	3	Л	2	1
	Біологічне природне ослаблення	Вибухові речовини зменшуються природними мікробами, які використовують забруднення як джерело для отримання енергії та росту	Простота використання; економічно ефективний, можливість поєднання з іншими техніками	Довготривалий щодо результативності; слабо ефективна технологія для сильно забруднених територій	Нафтопродукти	Буферні зелені зони	Інвестори, громада, користувачі	2	Л	2	2

Категорія	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
	Біостимуляція	Постачання лімітуючих поживних речовин, таких як вуглець, азот і фосфор, у ґрунт	Рентабельність; покращення вмісту поживних речовин у ґрунті та біодоступність вибухової речовини для мікробного співтовариства	Довготривалий щодо результативності	Нафтопродукти	Посів травосуміші	Інвестори, громада, користувачі	1	Л	2	2
	Компостування	Усунення забруднювачів шляхом змішування забрудненого ґрунту з біомасою, такою як відходи сільського господарства, харчові відходи та органічні вторинні матеріали	Поліпшення ґрунтової родючості (збільшується запас поживних елементів, ємність катіонного обміну, поліпшуються водно-фізичні властивості ґрунтів); підвищення стійкості ґрунтів до впливу забруднюючих речовин	Неоднозначність результатів щодо імобілізуючого впливу на рухливість важких металів, внаслідок різного ступеню розкладання органічних добрив. Вимоги до великого простору; кропітка і трудомістка практика	Нафтопродукти, хром (Cr), цинк (Zn), (цинк), (Cu), кадмій (Cd)	Використання під будь-які культури за умови постійного контролю якості сільськогосподарської продукції. Посів гірчиці сарепської та sorgho (Sorghum)	Місцева влада, громада, користувачі	3	Л	2	3
	Землеробство	Забруднені ґрунти розкопують та розкладають на вистелених грядках	Низький технологічний слід; менш трудомісткий	Виникнення випаровування, що потребує багато часу; вимивання забруднюючих речовин	Нафтопродукти, поліциклічні ароматичні вуглеводні, пентахлорфенол	Використання під будь-які культури за умови контролю якості сільськогосподарської продукції	Громада, користувачі	4	Л	2	3
Консервація		Припинення чи обмеження господарського використання земель на визначений термін	Природне відновлення	Довготривалий щодо результативності	Важкі метали	Виключення із сільськогосподарського використання, заліснення; залуження	Державні органи, місцева влада	0	Р	0	-

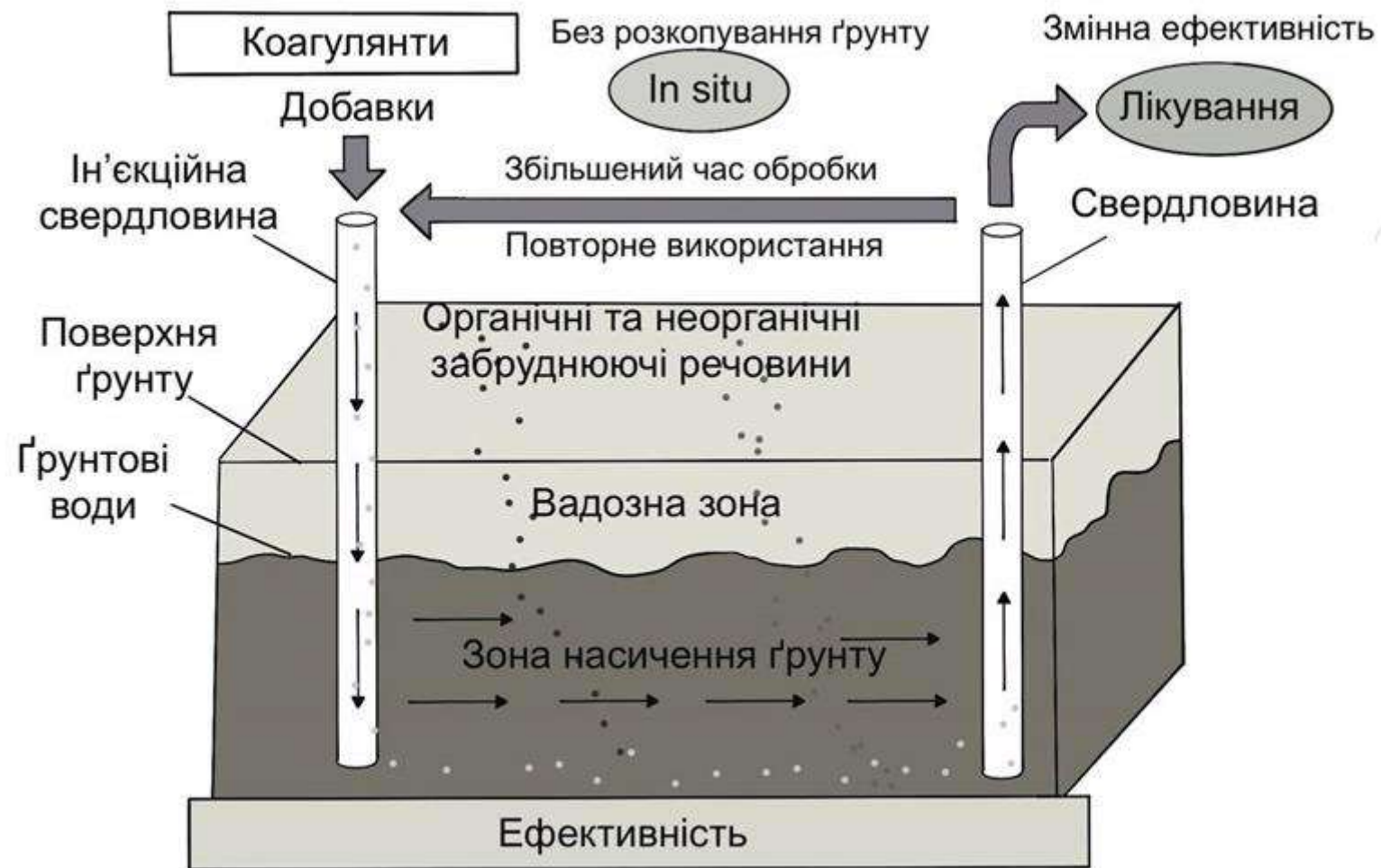


Рисунок 23. Схема хімічної екстракції

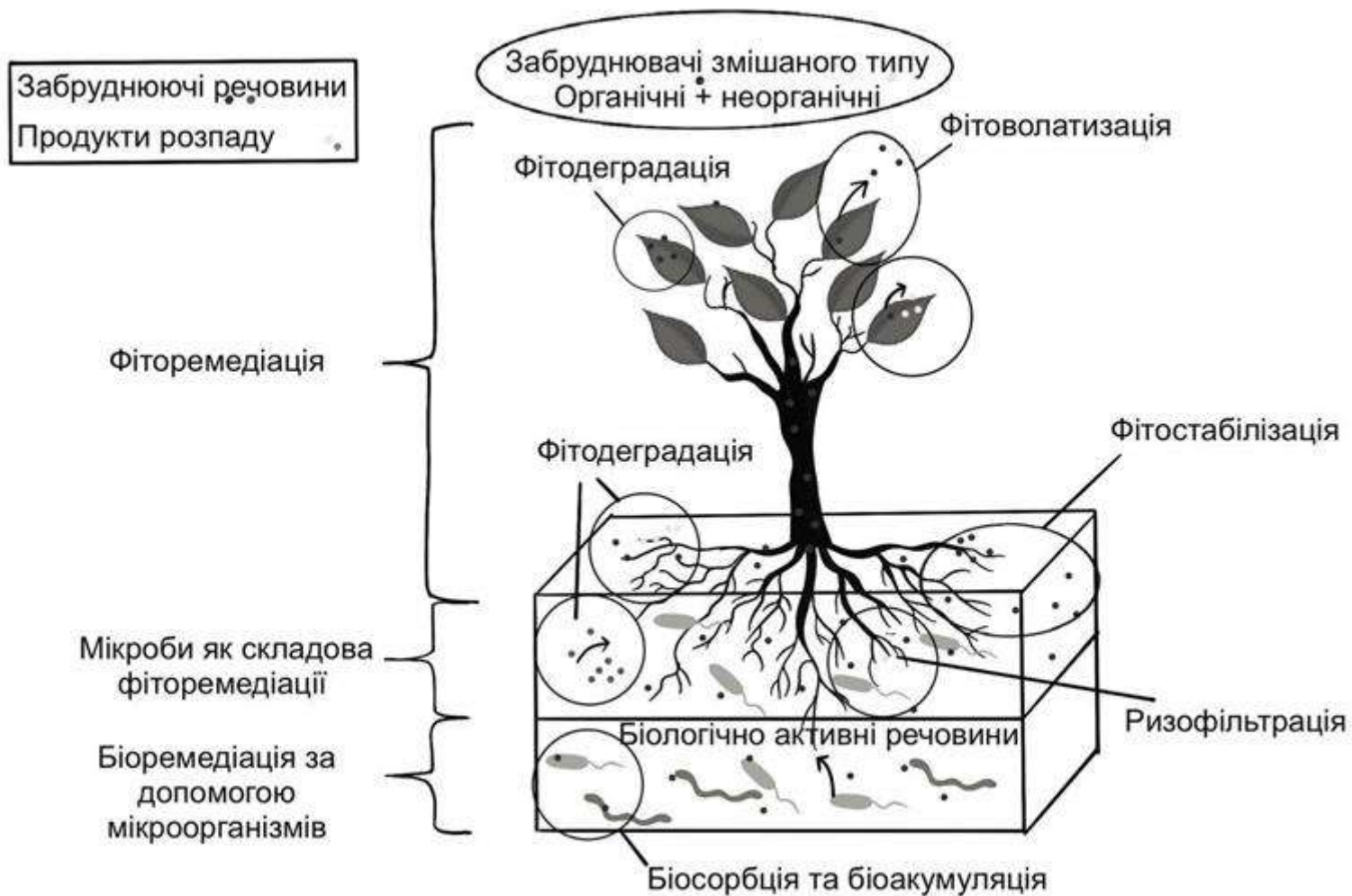


Рисунок 24. Різновиди фітосаначії

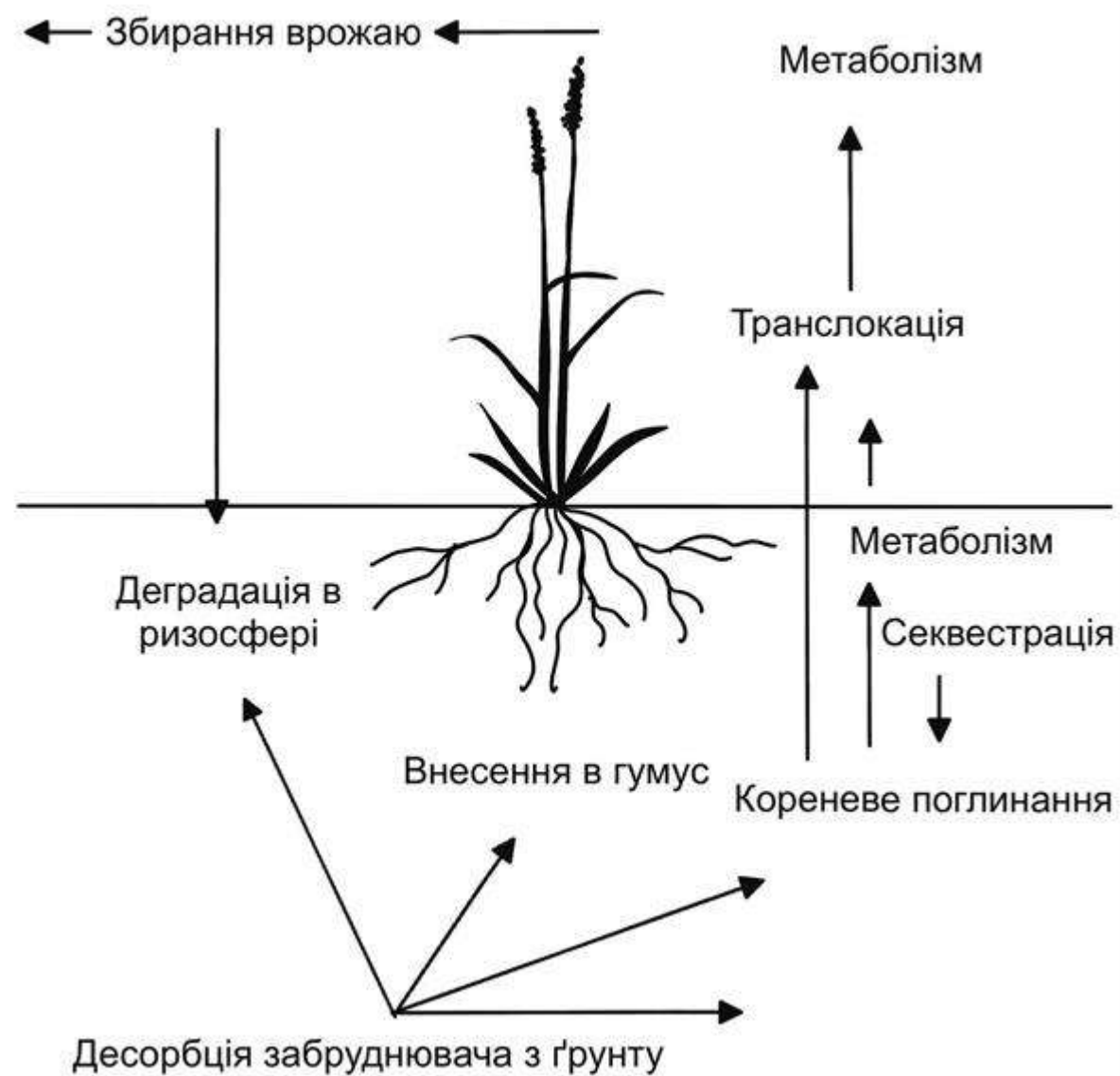


Рисунок 25. Процеси фітореMediaції, які видаляють забруднення із ґрунтів

Таблиця 22. Технології рекультивациі ґрунтів внаслідок фізичного та механічного впливу

№	Технологія	Зміст	Переваги	Обмеження	Тип забруднення	Сценарії використання ділянок	Залучення стейкхолдерів	ЕН	МЗ	ТЗ	ЗВ
1	Осушувальна меліорація	Дренажні роботи для відведення ґрунтових вод з наступним очищенням	Низька вартість, мінімальне порушення ґрунту	Роботи мають враховувати ландшафтно-геохімічні умови території та глибину залягання ґрунтових вод	Просідання; підтоплення	Вирощування багаторічних трав, кормових культур; поєднання переривчастого борознування й лункування разом із щільуванням та кротуванням; мульчування (гноєм, соломою, лісовою підстилкою, торфом, стернею та післяжнивними рештками)	Місцева влада, громада, користувачі	2	Р	3	2
2	Зрошувальна меліорація	Вологозберігаючі заходи та гідротехнічні прийоми подачі води і перетворення її в ґрунтову вологу	Активізація діяльності мікроорганізмів; підвищення розчинності	Вторинне засолення; змитість; осідання,	Висушування; ущільнення	Чергування культур у сівозмінах; регулярне внесення гною, компостів, соломи, інших органічних добрив, відкритих проторів, рихлення і полив	Місцева влада, громада, екологічні НУО	2	Р	3	2
3	Агротехнічна меліорація	Послаблення поверхневого стоку і переведення його у внутрішньо-ґрунтовий	Регулювання водно - повітряного, поживного, температурного режимів, підвищення акумулюючої і водопоглинаючої здатності ґрунтів; інтенсифікація педогенезу	Засолення, осідання; необхідний моніторинг за станом кисло-лужної реакції	Водна ерозія, вторинне засолення, осолонцювання і злитизація; виснаження і порушення органопрофілю (кратери вибуху); забруднення продуктами пролізу	Відновлення природним шляхом або залісення. При неглибоких кратерах до 0,5-1 м засипання ґрунтовою масою, близькою до природних горизонтів. Внесення гіпсу, застосування фізіологічно кислих і сірковмісних добрив, введення в сівозміну багаторічних трав. Терасування, контурна оранка, вибір сільськогосподарських культур, правильний сільськогосподарський обробіток під час оранки	Місцева влада, громада, екологічні НУО	2	Л	2	1
4	Лісотехнічна меліорація	Зменшення швидкості вітру в приземному шарі, повернення в ґрунт втрачених поживних елементів	Покращення кліматичних умов; зниження дефіциту вологи; скорочення витрат на випаровування; вагомий протиерозійний ефект	Трудомісткість виконання меліоративних робіт	Вітрова дефляція і видування	Задерніння, ґрунтозахисні сівозміни в різноглибинному обробітку (просапні культури і посіви багаторічних трав); обробіток ґрунту плоскорізами і сівба зернових культур спеціальними стерньовими сівалками	Місцева влада, громада, екологічні НУО	2	Л	2	1
5	Прибирання території	Механічне очищення поверхні, підтримання санітарного стану	Швидке видалення відходів бойової діяльності	Загроза геохімічного забруднення та створення сміттєзвалищ	Засмічення (захаращення)	Заходи з очищення токсичних відходів; використання під будь-які культури за умови контролю якості сільськогосподарської продукції	Державні органи, місцева влада, громада, екологічні НУО	1	Л	3	1

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ III

На міжнародному рівні немає чіткого правового зобов'язання щодо ліквідації забруднення навколишнього середовища внаслідок військової діяльності. Слід вказати на наявність «Конвенції про конкретні види звичайної зброї» (ООН), Протокол V якої зобов'язує виконувати очищення, видалення або знищення вибухонебезпечних пережитків війни. Як приклад міжнародної участі у відновленні земель можна навести зусилля ЄС у рамках діяльності Європейського агентства з реконструкції із післявоєнного відновлення держав колишньої Югославії. В'єтнам для поствоєнного відновлення отримував допомогу від ООН.

Зусилля країн залишаються несистематичними та здійснюються в кожному конкретному випадку окремо. Тим не менше, більшість країн Світу, які зазнали впливу військових дій, розробляють і мають стратегії управління поствоєнними землями на рівні нормативно-правового регулювання, програм із відновлення.

На сьогодні не створено універсальних методологій оцінки поствоєнних земель та підходів щодо допустимого рівня їх забруднень. Тому більшість країн визнають реальність того, що забруднені землі ніколи не можуть знову бути «чистими». Аналіз найкращих практик відновлення земель свідчить про пріоритетну роль і регуляторних, і наглядових органів держав. Відповідальність органів місцевого самоврядування та приватних власників більше виражена в США, Канаді та Великобританії. В Німеччині, Франції, Кувейті, В'єтнамі більшу частину робіт із відновлення виконують регуляторні органи влади.

У ряді країн (США, Канада, Німеччина) на урядовому рівні створені програми з реабілітації забруднених земель військових полігонів. Такий досвід (процедури, інструменти) є важливим для подолання проблеми пошкоджених земель внаслідок реальних бойових дій.

Важливою є роль незалежних громадських організацій у пріоритизації проблем із відновлення земель, організації взаємодії влади і громадськості. Особливо важлива роль НГО у країнах, які у поствоєнний період стикаються із кризою або навіть руйнуванням державних інституцій (країни колишньої Югославії, Сирія).

Для розроблення релевантних програм або планів із відновлення ґрунтів важливою є оперативна оцінка наслідків бойових дій (ступінь пошкодження, рівні забруднення), яка б базувалася на ефективній системі моніторингу стану навколишнього середовища.

Не зважаючи на те, що територія України надзвичайно постраждала внаслідок II Світової війни, не знайдені згадки про екологічні практики відновлення земель під час повоєнної відбудови. Залишки нерозірваних боєприпасів ще й досі загрожують ґрунтам, становлять небезпеку людям.

Україна має досвід відновлення земель, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи. За масштабами та ступенем пошкодження земель наслідки співставні із бойовими діями, тому досвід застосування підходів і методів відновлення ґрунтів є важливим для післявоєнної України. Важливий прецедент – переважна більшість ушкоджених земель була об'єднана у межах Чорнобильського біосферного заповідника, землі законсервовані і піддані природному відновленню. Схожа практика для поствоєнних забруднених земель застосована, наприклад, у Франції. Слід також відзначити наявність чітких і зрозумілих критеріїв (за рівнем щільності випадіння на ґрунті основних радіонуклідів) зонувannya пошкоджених територій та відповідних дій із управління такими зонами.

Землі, пошкоджені внаслідок бойових дій, можуть бути відновлені із застосуванням цілого арсеналу технік. Щодо земель, забруднених хімічними речовинами, розроблені численні методи фізичної, хімічної та біологічної ремедіації (очищення). Тут йдеться про рекультивуацію земель – перетворення забруднених земель у придатні для подальшого господарського використання. Вибір технології рекультивації визначається характером та ступенем забруднення, цільовим призначенням або використанням ділянки, а також від наявності результативних та економічно ефективних технологій. Альтернатива – консервація земель, які зазнали катастрофічних пошкоджень. При цьому передбачається припинення чи обмеження господарського використання земель на визначений термін, відновлення відбувається у природний спосіб. Додатковий інструмент підтримки таких територій – надання природоохоронного статусу для ефективнішого їх менеджменту.

РОЗДІЛ IV. ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЗБИТКІВ

4.1. Підходи до оцінки екологічних поствоєнних збитків

Підходи до оцінки екологічних збитків різняться залежно від конкретного типу шкоди: навколишньому середовищу, природним ресурсам або здоров'ю населення. Хоча збитки, завдані природним ресурсам, зазвичай оцінюються з використанням ринкових підходів, багато економістів вважають, що збитки, завдані навколишньому середовищу та здоров'ю населення, потребують інших підходів для того, щоб повністю оцінити некомерційні цінності.

У 1995-1996 роках Робоча група експертів Програми ООН з навколишнього середовища зосередила увагу на міжнародно-правових аспектах відповідальності та компенсації за екологічну шкоду, заподіяну війною, приділяючи особливу увагу питанням, з якими стикається Компенсаційна Комісія Організації Об'єднаних Націй. Робоча група також розглянула різноманітні методології оцінки, в тому числі умовної оцінки, а також проаналізувала, як існуючі методи можуть бути застосовані до конкретних видів збитків.

В наш час розглядається цілий ряд інструментів економічної оцінки, наприклад розгляд заходів, що базуються на відновленні для оцінки повної соціальної вартості екологічної шкоди, включно із проміжними втратами. Компенсацію у воєнний час розглядають як відносно простий процес, який може і має віддзеркалювати компенсаційні принципи судової системи США для відшкодування інших видів збитків. На противагу цьому, описуються випадки, коли певні унікальні характеристики збитків, завданих у воєнний час, можуть ускладнити або унеможливити застосування методів компенсації, розроблених для збитків мирного часу.

Припускають, що великомасштабна шкода екосистемам може створити синергетичні ефекти між здоров'ям населення та іншими екологічними збитками. Наприклад, забруднення від нафтових пожеж в Кувейті призвело не тільки до прямих наслідків для здоров'я населення, але й до непрямих – через вплив забруднення на сільське господарство.

Війна може тривало завдати збитків, що є додатковим викликом у світлі обмеженої здатності сучасних методів прогнозування та оцінки довгострокових наслідків. Війна також може перешкоджати спробам реагування на наслідки. Триваючий конфлікт може перешкоджати швидкому реагуванню на інциденти, відкладаючи реабілітацію до закінчення війни і, посилюючи тим самим збитки. Крім того, навантаження на життєво важливу фізичну та економічну інфраструктуру у воєнний час може ще більше перешкоджати відновленню економічної інфраструктури, в той час як вартість відновлювальних робіт може зрости.

Дві конкретні пропозиції ґрунтуються на існуючих положеннях у законодавстві США. Хоча повна залежність від внутрішніх підходів до оцінки у воєнний час може бути піддана сумніву, на сьогоднішній день бракує міжнародного досвіду з оцінки екологічних збитків, а тим більше під час воєнних дій. Разом із тим, багатий інструментарій та досвід був напрацьований судами на національному рівні. Вони включають широке застосування найсучасніших теорій та методологій оцінки шкоди природним ресурсам і здоров'ю населення, пов'язаних із воєнним часом, у тому числі розливів нафти, масового знищення диких тварин і рослин, а також довгостроковий вплив на здоров'я населення. Показово, що Робоча група ЮНЕП спиралася на національне законодавство, «особливо там, де можна визначити загальний підхід»³⁴³.

У двох нещодавніх і відомих прикладах екологічної шкоди, завданої у воєнний час, потерпілі країни, схоже, вимагали компенсації лише за витрати на екологічну реабілітацію. У своїх позовах після війни в Перській затоці 1990-91 років, уряд Кувейту вимагав приблизно 16,3 млрд доларів США у вигляді компенсації за фактичні та очікувані витрати на екологічну реабілітацію, включаючи пов'язані з ними витрати на екологічну оцінку, моніторинг та відновлення³⁴⁴.

Підхід до «повної компенсації», заснований на відновленні соціальних втрат, втілений у Законі США про забруднення нафтою 1996 року, є цінним прикладом для інших видів відповідальності, покликаних захищати природні ресурси на міжнародному або національному рівнях.

Деякі конвенції визначають відновлення надзвичайно вузько, обмежуючи його фактичним відновленням пошкоджених ресурсів; інші допускають заміну «еквівалентом».

Крім того, політика, яка покладає на сторони відповідальності за проміжні збитки, стимулюватиме до своєчасного виконання робіт із відновлення (рекультивациі), оскільки проміжні збитки, як правило, є більшими, коли відновлення затримується. Компенсація проміжних збитків спочатку була задумана в США у вигляді грошової компенсації – тобто суми грошей, яка необхідна для того, щоб громадськість повністю відшкодувала збитки. Однак, законодавче обмеження, згідно з яким відшкодування може бути витрачено лише на поліпшення або створення нових природних ресурсів, спонукало до розвитку альтернативного підходу «ресурсної компенсації», при якому компенсація надається у формі ресурсних проєктів.

Однією з переваг цього підходу є те, що, відшкодовуючи витрати на компенсаційні відновлювальні заходи, а не грошову вартість проміжних втрат, є можливість уникнути обставин, за яких не збирається достатньо коштів для здійснення компенсаційної реставрації в цілому. Крім того, новий підхід дозволяє арбітражним керуючим обійти деякі суперечки щодо визначення розміру грошової компенсації. Зокрема, при цьому гарантується, що громадськість отримує компенсацію не тільки за втрату природних ресурсів, а й за проміжні втрати до вихідного стану порушених ресурсів або їх заміщення.

За останні два десятиліття Конгрес США прийняв кілька важливих екологічних законів, що містять положення про відповідальність, які підтверджують і розвивають принципи відповідальності за шкоду, заподіяну державним природним ресурсам.

Один із цих законів, включаючи Комплексний закон про компенсацію та відповідальність за забруднення навколишнього середовища та Закон про забруднення нафтою, зосереджується на нафті та небезпечних розливах і встановлює політику запобігання та реагування, на додаток до вимог щодо відновлення та компенсації в положеннях про відповідальність. Інший пакет, що включає Закон про національні морські заповідники та Закон про ресурси паркової системи, встановлює заповідні зони для спеціальних ресурсів і передбачає розробку планів управління ресурсами, які доповнюються положеннями про відповідальність за шкоду, заподіяну охоронюваним ресурсам з будь-якого джерела.

Крім того, законодавство США забезпечує чітку аналітичну основу для роздумів щодо двох елементів компенсації: заміщення природних активів та компенсація проміжних втрат протягом періоду від моменту заподіяння шкоди до моменту, коли пошкоджені ресурси або їх заміна повернуться до відновленого стану, в якому вони перебували до пошкодження³⁴⁵. Крім того, політика, яка покладає на відповідальні сторони гарантування зменшення проміжних збитків, стимулюватиме ці сторони своєчасно відновлювати пошкоджені ресурси, оскільки проміжні збитки, як правило, є більшими, коли відновлення затримується.

У положеннях про відповідальність за забруднення природних ресурсів у США для проміжного періоду була запроваджена тимчасова втрачена вартість (якої зазнали окремі представники) громадськості (грошова компенсація)³⁴⁶. У цьому випадку загальною мірою збитків є вартість первинних відновлювальних заходів, які прискорюють відновлення, плюс теперішня дисконтована вартість земель.

Цей показник збитків є особливо доречним для судових процесів, де індивідуальні позивачі отримують грошову компенсацію безпосередньо – наприклад, у приватних позовах – оскільки вона вказує на суму грошей, необхідну для того, щоб «відшкодувати збитки» фізичним особам³⁴⁷. Законодавче обмеження на використання відшкодування мотивувало розробку альтернативної міри проміжних збитків, в якій компенсація за проміжні збитки відбувається у формі компенсаційних проєктів з відновлення.

Мірою збитків за проміжні втрачені послуги при використанні підходу ресурсної компенсації є вартість переважного компенсаційного відновлювального проєкту³⁴⁸, де їх дизайн і масштаб є такими, що вони компенсують суспільству проміжні втрати.

Для забезпечення повної компенсації проміжних втрат громадськості, процес масштабування визначає розмір компенсаційних заходів з відновлення, необхідних для того, щоб теперішня дисконтована вартість прибутків від цих заходів дорівнювала теперішній дисконтованій вартості проміжних втрат.

Найбільш чітке формулювання в міжнародних документах про «повне відшкодування» збитків міститься в рекомендаціях Робочої групи Програми ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП) з питань відповідальності та компенсації за екологічну шкоду, заподіяну в результаті військової діяльності³⁴⁹. На зазначену Робочу групу покладено завдання тлумачення принципів відповідальності, сформульованих у Резолюції Ради Безпеки ООН 687. Резолюція підтвердила, що Ірак «несе відповідальність за міжнародним правом за будь-які прямі збитки, включаючи збитки навколишньому середовищу і виснаження природних ресурсів, або шкоду, заподіяну іноземним урядам, громадянам і корпораціям», що сталися «в результаті незаконного вторгнення та окупації Іраком Кувейту»³⁵⁰. Встановлюючи критерії для вимог про відшкодування цих збитків, Рада керуючих Компенсаційної комісії Організації Об'єднаних Націй сформулювала наступний набір категорій збитків: перелік заходів, спрямованих на зменшення та запобігання екологічних збитків різних категорій:

- зменшення та запобігання збитків навколишньому середовищу, включаючи витрати, безпосередньо пов'язані з боротьбою з нафтовими пожежами і зупинкою потоку нафти в прибережних і міжнародних водах;
- заходи, що вже вжиті для очищення та відновлення навколишнього середовища або майбутні заходи, які можуть бути документально підтверджені;
- обґрунтований моніторинг та оцінка збитків, завданих навколишньому середовищу з метою відновлення довкілля;
- розумний моніторинг та оцінка стану здоров'я населення та проведення медичних оглядів з метою розслідування та боротьби з підвищеним ризиком для здоров'я в результаті екологічної шкоди;
- виснаження або пошкодження природних ресурсів³⁵¹.

Робоча група експертів прямо виокремила додаткову категорію («Інша екологічна шкода»), посилаючись на рішення Постійної палати міжнародного правосуддя у справі «Хожувська фабрика (відшкодування збитків)». У цій справі Суд встановив, що відшкодування за протиправне діяння «має, наскільки це можливо, ліквідувати всі наслідки протиправного діяння та відновити ситуацію, яка, за всією ймовірністю, існувала б, якби це діяння не було вчинено»³⁵².

В деяких випадках може не бути необхідності проведення оціночних досліджень для визначення відповідного масштабу компенсаційної рекультивациі; як альтернатива, може бути спрощений підхід, який є аналогом заміни втрачених послуг еквівалентними ресурсами. У випадках, коли проводяться оціночні дослідження, вибір відповідного масштабу компенсаційно-відновлювальних заходів, як правило, вимагає заходів лише до співвідношення втраченої цінності від пошкоджень до потенційного приросту вартості від проєктів із видобутку ресурсів, а не точності в абсолютному доларовому еквіваленті, як це було раніше.

Підходи та методи в законодавстві США про відповідальність за шкоду, заподіяну природним ресурсам, для масштабування компенсаційного відновлення базуються на вартості плану рекультивациі, спрямованого на відновлення ресурсів до їх базового рівня та компенсацію населенню проміжних втрат з моменту заподіяння шкоди до моменту повернення ресурсів до початкового стану. Процес включає три етапи: визначення альтернатив відновлення; визначення масштабу

відновлювальних заходів, які б компенсували проміжні втрати та вибір кращої альтернативи відновлення, що складається з проєктів основного та компенсаційного відновлення.

Компенсаційна рекультивація, як правило, передбачає збільшення ресурсів або надання ресурсів на заміну. Для забезпечення повної компенсації громадськості проміжних втрат процес масштабування визначає розмір компенсаційних відновлювальних заходів, для яких теперішня дисконтована вартість приведеної вартості прибутків від цих заходів дорівнює дисконтованій вартості проміжних втрат від пошкодження (тобто втрат з моменту пошкодження до моменту, коли ресурс повернеться до свого номінального стану).

Аналіз масштабування для компенсаційних відновлювальних заходів (як частина альтернативного варіанту відновлення, включаючи заходи з первинного відновлення) вимагає:

- кількісного визначення обсягу та тривалості втрачених послуг внаслідок пошкодження, з урахуванням первинних відновлювальних заходів;
- кількісної оцінки послуг, отриманих для різних масштабів компенсаційних відновлювальних заходів;
- визначення відносної вартості втрачених послуг внаслідок травми та додаткового приросту послуг від відновлювальних заходів.

Положення Закону про забруднення нафтою окреслюють два основні підходи до масштабування компенсаційних відновлювальних проєктів: підхід «від ресурсу до ресурсу» або «від послуги до послуги» (спрощена процедура) та більш загальний «оціночний підхід». Використання цього підходу передбачає еквівалентність між втраченими ресурсами та послугами і ресурсами та послугами, що будуть отримані. У цьому контексті аналіз масштабу спрощується до вибору масштабу відновлювальних заходів, для якого теперішня кількість дисконтованих послуг заміщення дорівнює теперішній дисконтованій кількості послуг, втрачених внаслідок пошкодження.

Концепція послуг також має вирішальне значення для встановлення цілей відновлення. Можна розглядати природні умови як природні активи, які з часом надають екосистемні послуги іншим природним ресурсам і людині. Вони є аналогом виробничих активів, які також можуть забезпечувати потоки послуг протягом тривалого періоду. Пошкодження природних ресурсів може перервати на певний час потік екологічних та людських послуг, що надаються природними ресурсами. В результаті цього суспільство несе проміжні втрати від шкоди. Два основних підходи до оцінки визначають або зміну вартості активу, або зміну вартості потоку послуг. Однак, складність цієї стратегії полягає в тому, що для будь-якого ресурсу важко сформулювати всі послуги, які він надає. Приклад ґрунтових ресурсів для ілюстрації концепції ресурсних послуг представлено в Таблиця 23.

Таблиця 23. Перелік ключових властивостей ґрунту, пов'язаних з екосистемними послугами

Основні властивості ґрунту	Надання послуг			Регулюючі послуги								Культурні послуги				Допоміжні послуги		
	Їжа, паливо та клітковина	Сирі матеріали	Генофонд	Прісна вода/затримка води	Клімат і газове регулювання	Регулювання води	Боротьба з ерозією та поведінками	Запилення/поширення насіння	Боротьба зі шкідниками та хворобами	Секвестрація вуглецю	Очищення води	Відпочинок/екотуризм	Естетика/відчуття місця	Знання/освіта/набачення	Культурна спадщина	Вивітрювання/грунтоутворення	Кругообіг поживних речовин	Забезпечення середовища існування
Органічний вуглець	x	x		x	x	x	x		x	x		x	x			x	x	x
Пісок, мул, глина та грубі фрагменти	x	x		x	x	x	x			x	x				x	x	x	
pH	x								x		x					x	x	
Глибина				x		x	x				x							
Об'ємна щільність	x				x							x	x					
Ємність води	x			x	x	x	x				x							
Ємність катіонного обміну	x										x						x	
Електропровідність	x																x	
Пористість і повітропроникність	x			x	x								x					
Гідравлічна провідність і інфільтрація	x			x	x	x	x				x							
Ґрунтова біота	x		x		x			x	x	x	x	x				x	x	x
Структура та агрегація ґрунту	x			x	x	x	x									x		x
Температура ґрунту	x								x							x	x	
Мінералогія глин		x														x	x	
Ґрунтові піддони	x			x		x	x											

Для застосування спрощеного підходу «від послуги до послуги» необхідно зробити декілька важливих припущень. Зміни в ресурсах і послугах мають бути достатньо малими, щоб вартість одиниці послуги не залежала від змін у запасах ресурсів, пов'язаних із втратами від збитків та прибутків від компенсаційних проєктів після відновлення до базового рівня. Нарешті, кількість бенефіціарів має бути приблизно порівнянною для ресурсів, що були втрачені внаслідок пошкодження, і для ресурсів, що замінюють їх. Важливо зазначити, що друга умова, зокрема, навряд чи може бути виконана для ресурсів, які зазнали значних і серйозних втрат у контексті воєнного часу.

У воєнний час одночасне пошкодження може відбуватися для декількох ресурсів що забезпечують базову життєдіяльність (через повітря, воду, сільськогосподарські угіддя) з очікуваним тривалим періодом відновлення. Швидше за все, відновлення може відбутися лише після закінчення війни.

Масштабність екологічних збитків може поставити під сумнів доцільність повного відновлення ресурсів до їх довоєнного стану за обмежений період часу. Таким чином, масштаби завданої шкоди можуть спричинити труднощі при застосуванні повністю відновлювального підходу до оцінки збитків. У такому контексті очевидно, необхідно визначити пріоритетність проєктів, зосередивши увагу в першу чергу на тих, що стосуються життєзабезпечення - включаючи чисте повітря, чисту воду і забезпечення продовольства. Як зазначалося вище, кілька конвенцій, а також Звіт Робочої групи ЮНЕП - дозволяють використовувати грошові відшкодування, а не компенсацію ресурсів у такому обсязі. Однак, таке положення можливе лише у випадку, якщо фінансові ресурси відповідальної сторони не були вичерпані вимогою на відновлення ресурсів до базового рівня. Інший серйозний виклик виникає через те, що суспільство, найімовірніше, завдало значних збитків іншим особам, а саме зазнало значних втрат інших видів ресурсів.

Стандартний підхід полягає в тому, щоб розділити розрахунки збитків за різними категоріями: смертність і захворюваність, втрачений фізичний капітал, втрачений дохід та втрачені потоки послуг від природних ресурсів. Однак оцінюючи потоки втрачених можливостей окремо, можна упустити ефекти взаємодії між окремими компонентами. Подальші ускладнення виникають, коли не всі компоненти, які зазнали втрат, підлягають компенсації, що, як правило, і відбувається. Взаємодія може впливати не тільки на визначення масштабу необхідних відновлювальних проєктів, але й на вартість відновлення. Хоча ринкові ціни, як правило, існують для витрат на відновлення, великий обсяг необхідних ресурсів, за різними категоріями травм - може призвести до подальшого зростання цін, яке буде важко передбачити без урахування всього комплексу вимог щодо компенсації. Якщо не буде належним чином врахована взаємозалежність, система відповідальності навряд чи зможе забезпечити належний рівень компенсації в цілому.

Важливі взаємозалежності також можуть існувати між категоріями екологічної шкоди, які в рамках розмежованої системи відповідальності - може бути більш доцільно враховувати, ніж більш довготривалі наслідки.

Екологічні товари та послуги, які не є близькими заміниками або взаємодоповнюючими в мирний час, можуть виявити взаємозалежність у масштабах втрат, що відбуваються у воєнний час. У цьому полягає особливість масштабів збитків, завданих у воєнний час. Наприклад, величина загальних втрат різних екосистем може бути більшою ніж сума втрат, підрахованих екосистема за екосистемою або послуга за послугою.

При розробці моделей оцінки завдання полягає в тому, щоб побудувати їх таким чином, щоб вони включали ширший спектр взаємодій між ресурсними послугами, ніж це є стандартною практикою для мирного часу.

Крім того, різні спрощені підходи, ймовірно, будуть ненадійними показниками вартості. Ці підходи ґрунтуються на припущенні, що зменшення пропозиції внаслідок втрат та збільшення пропозиції понад базовий рівень в результаті реалізації проєкту компенсаційного відновлення є достатньо малі. Проте, зі збільшенням масштабу пошкоджень, вартість втраченої одиниці буде значно більшою, ніж вартість останньої одиниці поставленої в довоєнних базових умовах відносної достатності.

Робоча група ЮНЕП рекомендувала використовувати метод дисконтованих грошових потоків для розрахунку чистої теперішньої вартості втрати активів. Це пояснюється тим, що використання поточної ринкової ціни може ввести в оману, коли розмір втрат був настільки великим, що його можна було очікувати лише тоді, коли він був вироблений і реалізований протягом значного періоду часу. Однак, Робоча група визнала, що існує значна невизначеність в оцінці ринкових цін у часі, виборі графіку виробництва і, як наслідок, структури витрат³⁵³.

Важливим кроком у розробці методології компенсації може стати створення міжнародної робочої групи економістів спеціально для вивчення питань оцінки збитків, завданих довкіллю у воєнний час. Такий підхід міг би стати економічним аналогом пропозиції Майкла Шмітта щодо створення науково-правових комітетів експертів для оцінки шкоди, заподіяної війною³⁵⁴. Цей економічний комітет або робоча група збитків, ймовірно, буде сформована під егідою міжнародної організації, вона (1) класифікувала би збитки, що підлягають відшкодуванню; і (2) розробляла відповідні інструменти для оцінки цих збитків. Вона доповнюватиме і продовжуватиме роботу, проведenu Робочою групою ЮНЕП, з акцентом на розвиток і зміцнення економічних інструментів для оцінки збитків, завданих у воєнний час. Крім того, комітет включатиме до свого складу як фахівців з питань природних ресурсів, так та охорони здоров'я з метою розробки методологій, є найбільш прийнятних для кожного типу збитків в конкретній країні.

4.2. Оцінка еколого-економічних збитків для сільськогосподарських земель України (за нормативною грошовою оцінкою агро виробничих груп ґрунтів)

Еколого-економічна оцінка сільськогосподарських земель ґрунтується на класифікації земельних угідь згідно із Стандартною статистичною класифікацією землекористувань Європейської Економічної Комісії (ЄЕК), розробленою Статистичною комісією та ЄЕК ООН, а також із Класифікацією видів економічної діяльності. Згідно з цією класифікацією у складі земельних ресурсів, що входять до адміністративно-територіальних одиниць, виділяють такі категорії земельних угідь: сільськогосподарські землі; ліси та інші лісовкриті площі; забудовані землі; відкриті заболочені землі; сухі відкриті землі з особливим рослинним покривом; відкриті землі без рослинного покриву або з незначним рослинним покривом; води.

З метою встановлення вартості земель сільськогосподарського призначення Кабінет Міністрів України 16.11.2016 року затвердив постанову «Про затвердження Методики нормативної грошової оцінки земель сільськогосподарського призначення» № 831, відповідно до статті 12 Закону України «Про оцінку земель». Нормативна грошова оцінка земель сільськогосподарського призначення проводиться окремо за сільськогосподарськими угіддями (ріллею, багаторічними насадженнями, сіножаттями, пасовищами, перелогами) та несільськогосподарськими угіддями на землях сільськогосподарського призначення. Державний земельний кадастр є інформаційною базою для нормативної грошової оцінки земель сільськогосподарського призначення³⁵⁵.

Нормативна грошова оцінка земель сільськогосподарського призначення визначається відповідно до нормативу капіталізованого рентного доходу на землях сільськогосподарського призначення природно-сільськогосподарських районів областей та показників бонітування ґрунтів шляхом складання шкал нормативної грошової оцінки агро виробничих груп ґрунтів природно-сільськогосподарських районів (для сільськогосподарських угідь).

Складення шкал нормативної грошової оцінки агро виробничих груп ґрунтів сільськогосподарських угідь природно-сільськогосподарського району (ріллі, багаторічних насаджень, сіножатей, пасовищ, перелогів) областей здійснюється за формулою:

$$\Gamma_{agr} = \frac{\Gamma_y \times B_{agr}}{B}$$

де $\Gamma_{\text{агр}}$ - нормативна грошова оцінка агровиробничої групи ґрунтів відповідного сільськогосподарського угіддя природно-сільськогосподарського району, грн за га;

Γ_y - норматив капіталізованого рентного доходу відповідного сільськогосподарського угіддя природно-сільськогосподарського району області, грн за га;

$B_{\text{агр}}$ – бал бонітету агровиробничої групи ґрунтів відповідного сільськогосподарського угіддя природно-сільськогосподарського району;

B - середній бал бонітету ґрунтів відповідного сільськогосподарського угіддя природно-сільськогосподарського району області.

Нормативна грошова оцінка окремої земельної ділянки сільськогосподарського призначення здійснюється за формулою:

$$\Gamma_{\text{зд}} = \sum (\Pi_{\text{агр}} \times \Gamma_{\text{агр}}) + \Pi_{\text{нсг}} \times \Gamma_{\text{нсг}},$$

де $\Gamma_{\text{зд}}$ - нормативна грошова оцінка земельної ділянки сільськогосподарського призначення, грн;

$\Pi_{\text{агр}}$ - площа агровиробничої групи ґрунтів сільськогосподарського угіддя, га;

$\Pi_{\text{нсг}}$ - площа несільськогосподарських угідь (земель під господарськими шляхами і прогонами, полезахисними лісовими смугами та іншими захисними насадженнями, крім тих, що віднесені до земель лісгосподарського призначення, земель під господарськими будівлями і дворами, земель під інфраструктурою оптових ринків сільськогосподарської продукції, земель тимчасової консервації тощо), га;

$\Gamma_{\text{нсг}}$ – норматив капіталізованого рентного доходу несільськогосподарських угідь на землях сільськогосподарського призначення, грн./га

Якщо агровиробничі групи ґрунтів сільськогосподарських угідь на земельній ділянці сільськогосподарського призначення не визначені, застосовується норматив капіталізованого рентного доходу відповідного сільськогосподарського угіддя природно-сільськогосподарського району^{356 357 358}.

Розрахунок розміру втрат сільськогосподарського виробництва на певну земельну ділянку, що вилучається від власника землі або землекористувача і надається для несільськогосподарських потреб, проводиться за формулою:

$$P_{\text{в.с.г.}} = \Pi_{\text{д}} \times H_{\text{в.с.г.}} \times \frac{B_{\text{д}}}{B_{\text{о}}} \times K_{\text{инт}}$$

де $P_{\text{в.с.г.}}$ – розмір втрат сільськогосподарського виробництва, тис. грн.;

$\Pi_{\text{д}}$ – площа ділянки сільськогосподарських угідь (ріллі, багаторічних насаджень, сінокосів, пасовищ), що вилучається, га;

$H_{\text{в.с.г.}}$ – норматив втрат сільськогосподарського виробництва, тис. грн. (додаток Г);

$B_{\text{д}}$ – бал бонітету сільськогосподарських угідь (ріллі, багаторічних насаджень, сінокосів, пасовищ) земельної ділянки, що вилучається;

$B_{\text{о}}$ – середньозважений бал бонітету відповідних сільськогосподарських угідь по області;

$K_{\text{инт}}$ – коефіцієнт інтенсивності використання сільськогосподарських угідь.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ IV

Підходи до оцінки екологічних збитків різняться залежно від конкретного типу шкоди: навколишньому середовищу, природним ресурсам або здоров'ю населення.

Хоча збитки, завдані природним ресурсам, зазвичай оцінюються з використанням ринкових підходів, доцільно припустити, що збитки, завдані навколишньому середовищу та здоров'ю населення, потребують інших підходів для того, щоб повністю оцінити некомерційні цінності. Великомасштабна шкода екосистемам може створити синергетичні ефекти між здоров'ям населення та іншими екологічними збитками. Наприклад, забруднення від нафтових пожеж під час війни в Кувейті призвело не тільки до прямих негативних наслідків для здоров'я населення, але й до непрямих – через вплив забруднення на сільське господарство.

Основні підходи до економічної оцінки (опрацьовані робочою групою ЮНЕП і ґрунтуються переважно на законодавстві США): компенсація витрат на екологічну реабілітацію; «повна компенсація», заснована на відновленні всіх втрат; «ресурсна компенсація», при якому компенсація надається у формі ресурсних проєктів; заміщення природних активів та компенсація проміжних втрат протягом періоду від моменту заподіяння шкоди до моменту, коли пошкоджені ресурси або їх заміна повернуться до відновленого стану, в якому вони перебували до пошкодження; оцінка вартості екосистемних послуг.

Базою для оцінювання економічних збитків, завданих ґрунтам внаслідок бойових дій, може виступати нормативно-грошова оцінка земель сільськогосподарського призначення. Важливо, що нормативно-грошова оцінка враховує природні особливості ґрунтового покриття.

РОЗДІЛ V. ПРИКЛАДИ ОЦІНЮВАННЯ ПОШКОДЖЕНЬ ЗЕМЕЛЬ НА РЕГІОНАЛЬНОМУ ТА МІСЦЕВОМУ РІВНЯХ

5.1. Регіональний рівень: Донбас

Донецький економічний район, до складу якого входять Луганська та Донецька області, традиційно належав до найбільш розвинутих промислових регіонів України. Екологічний стан території Донбасу ще за радянських часів оцінювався як кризовий та відносився до зони надзвичайної екологічної ситуації^{359 360}. Ліквідація шахт в рамках реструктуризації вугільної промисловості викликала виникнення незворотніх змін екологічного стану геологічного середовища. Значною мірою це було пов'язано з тим, що відносна екологічна рівновага ландшафтів Донбасу базувалася на утриманні рівнів підземних вод шахтами на значних глибинах без водонасичення зон техногенної тріщинуватості над гірничими виробками. Поєднання впливу підприємств важкої промисловості чорної, кольорової металургії, хімічної промисловості, енергетичної галузей формує складний комплекс екологічних проблем: порушення земної поверхні під гірськими розробками, затоплення шахт, неконтрольовані витоки мінералізованих і забруднених вод, порушення геодинамічного режиму верхньої зони геологічного середовища, забруднення поверхневих та підземних вод, атмосфери тощо. Надзвичайно гострою для Донбасу є проблема втрати продуктивних земель внаслідок розвитку промислової забудови, що призводить до високого рівня забруднення та деградації ґрунтового покриву.

Війна, що триває тут з 2014 року, окрім інших проблем, стала причиною нових екологічних загроз у регіоні. Дослідження сучасних екологічних проблем Донбасу ускладнені важкодоступністю до багатьох територій, неможливістю виконання повноцінних експериментальних робіт та отримання необхідної інформації. Контрастність аномалій воєнно-техногенного походження різко зростає в межах промислових агломерацій та накладається на вже наявне тут техногенне забруднення.

Найбільше воєнно-техногенне навантаження на ландшафти характерне для Луганської (Північно-Луганська), Северодонецько-Лисичанської з центрами в містах Северодонецьк, Лисичанськ і Рубіжне та Торецько-Горлівсько-Єнакіївської промислових агломерацій. Зокрема, ці райони характеризувались значним підвищенням рівнів Hg, As та Cd у ґрунті, які перевищували гранично допустимі концентрації та фонові значення. У той же час у пробах ґрунту виявлено підвищений вміст Cu, Zn, Ni, Pb, Sr, Cr, P та Ba порівняно з контрольними ділянками. Результати аналітичних досліджень вмісту важких металів у ґрунтах воєнних ландшафтів, які одночасно знаходяться у зонах воєнно-техногенного навантаження та в зонах впливу промислових об'єктів, свідчать про перевищення регіональних фонових значень вмісту Pb (від 35 до 14000 мг/кг), Cu (35-95 мг/кг, окремі ділянки – 250-330 мг/кг), Ni (84-300 мг/кг) та інших важких металів (наприклад, Mn, Cr, Zn).

Шляхом порівняння фонових значень показників фізико-хімічних властивостей ґрунтів промислових агломерацій Донбасу до початку воєнних дій встановлені закономірні зміни вмісту окремих мікроелементів та важких металів. Вміст важких металів у пробах ґрунту, відібраних на ділянках бойових дій, в більшості випадків перевищував фонове значення в 3-25 разів. Систематичне перевищення в 3-6 разів спостерігалось щодо ртуті, ванадію та кадмію. У поодиноких пробах, фонові значення перевищувалися у понад 100 разів. Якщо порівнювати середні показники валового вмісту важких металів у місцях використання стрілецької зброї, артилерійських і ракетних бомбардувань з фоновими для Донбасу, то найбільші кларки концентрацій відзначені для кадмію, свинцю, міді, цинку і, в окремих випадках ртуті.

Крім того, збільшення площ затоплення і підтоплення при підйомі рівнів підземних вод призводить до змін екологічних параметрів геохімічних ландшафтів, збільшення рухомості техногенних елементів. Найбільшими показниками рухливості серед високонебезпечних елементів володіє цинк з вмістом рухомих форм 10-20% від валового вмісту. Кількість рухомих форм свинцю в досліджуваних ґрунтах регіону досягає 6-8% від валового вмісту. Хром серед досліджуваних небезпечних елементів володіє найменшою рухливістю – до 2,2 % (Рисунок 26).

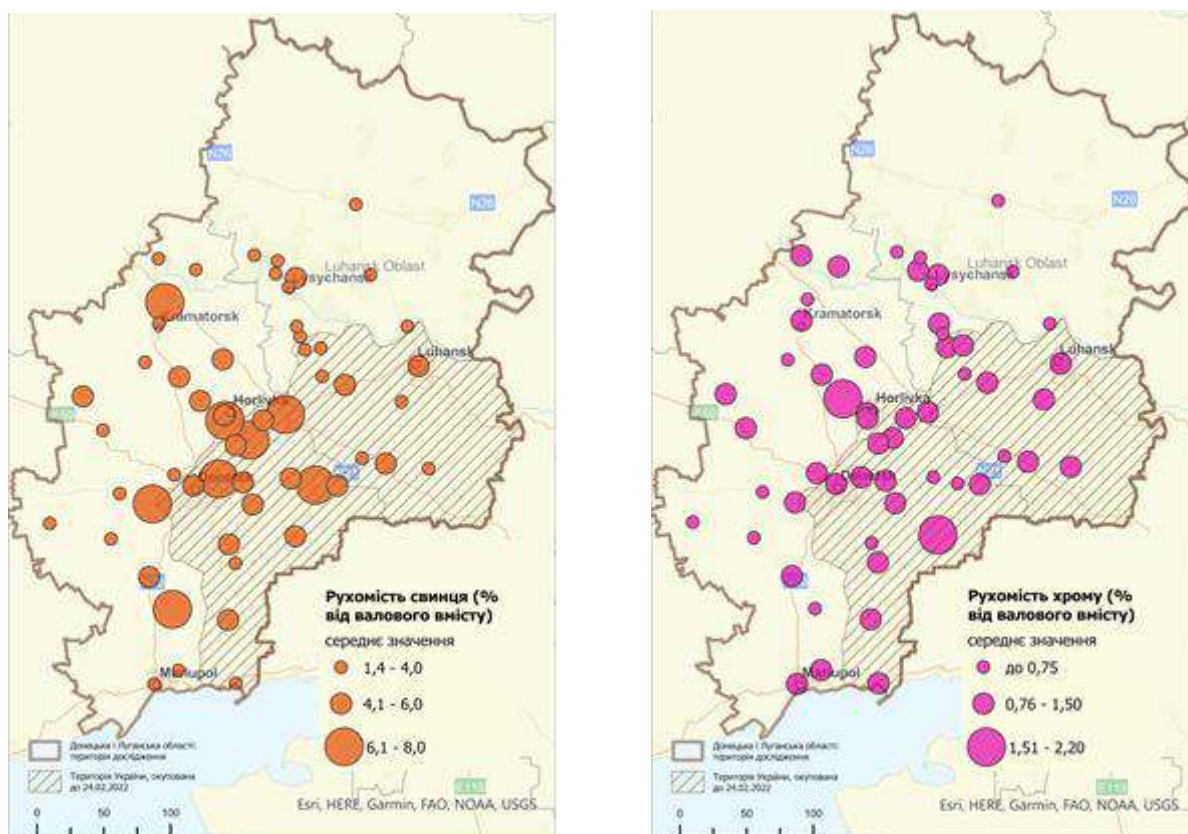


Рисунок 26. Розподіл рухомих форм свинцю (Pb) і хрому (Cr) в ґрунтах Донбасу (2016-2022 рр)

Для ґрунтів зон бойових дій було також визначено сумарний показник забруднення (Zc) за методикою Ю.Ю. Саєта (1990). В кожній точці відбору ґрунтів за даними аналізу геохімічних проб згідно із згаданою вище методикою, підрахований сумарний показник хімічного забруднення ґрунтів Zc. Для розрахунку Zc взято середньофоновий вміст хімічних елементів. Коефіцієнт концентрації Kc вираховувався для елементів з вищефоновим вмістом.

Значення сумарного показника хімічного забруднення Zc змінюється на досліджуваній території в широких межах — від 7,3 до 118,5. Розрахунки сумарного показника забруднення ґрунтів засвідчили, що зони воєнного впливу в межах регіону характеризуються небезпечними рівнями забруднення ґрунтів важкими металами (Zc від 32 до 128), інші зони агломерацій відчують помірно-небезпечний ступінь забруднення (Zc від 16 до 32). Найменші, допустимі значення сумарного забруднення ґрунтів (Zc до 16) характерні для територій, що окремими ареалами розташовані переважно у північній та північно-східній частині регіону (Рисунок 27).

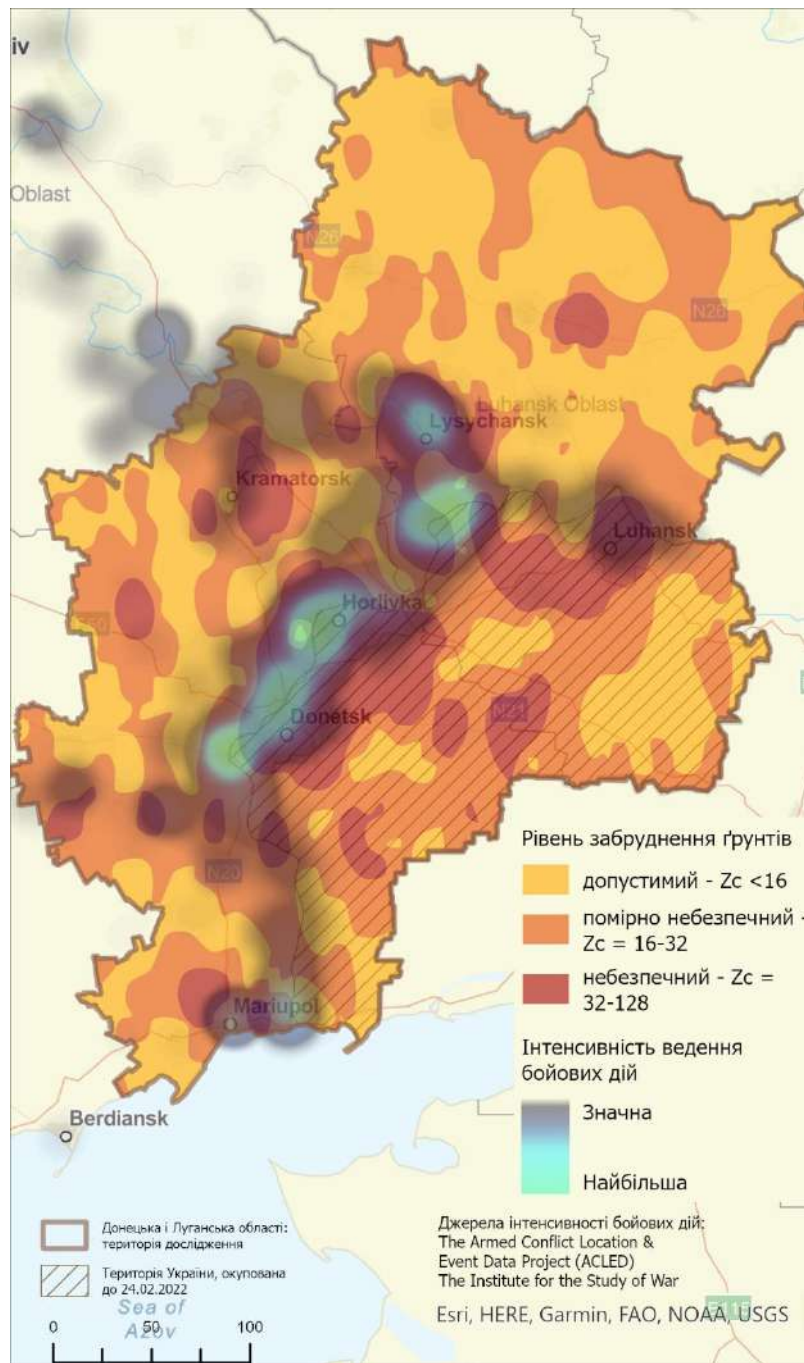


Рисунок 27. Рівень забруднення ґрунтів Донбасу з сумарним показником забруднення (2016-2022 рр)

Для досліджуваних агломерацій регіону характерна витягнутість контурів аномалій, переважно в субмеридіональному та північно-східному напрямку, що узгоджується з розою вітрів.

Сучасні еколого-геохімічні умови ґрунтового покриву ландшафтів Донбасу внаслідок значних просторово-часових змін природно-техногенних факторів в умовах військового впливу є вкрай складними, що формує високі ризики надзвичайних ситуацій екологічного походження. В умовах інтенсивного військового впливу на ландшафти регіону відбувається підвищення рівня фонових характеристик ґрунтового покриву, посилюються рівні коливання концентрацій токсичних елементів та їх сполук, змінюються закономірності процесів формування хімічного складу ґрунту.

5.2. Місцевий (локальний) рівень – оцінювання пошкодження земель внаслідок бойових дій на прикладі Вільхівської громади Харківської області і Сартанської громади Донецької області

Наслідки бойових дій для земель були детальніше досліджені на прикладі двох ключових територій – Вільхівська громада Харківської області та Сартанська громада Донецької області. Обидві громади після початку повномасштабного вторгнення РФ на територію України 24.02.2022 стали ареною бойових дій різної інтенсивності. Дослідження особливостей ведення бойових дій стали основою для тестування методичних підходів визначення факторів та наслідків пошкодження земель.

Основний метод, який був застосований для дослідження ключових територій – геоінформаційні технології (ГІС). ГІС використані для здійснення таких видів робіт:

- збір та організація вихідних геопросторових даних (дані про часові рамки і локації бойових дій, космічні знімки, базові набори геоданих – ОСМ);
- ідентифікація структури угідь
- аналіз космічних знімків
- ідентифікація, геолокація та характеристика бойових дій – факторів впливу на землі;
- розробка та застосування моделей геообробки для аналізу наслідків ведення бойових дій
- візуалізація результатів на картах.

Для дослідження територій громад використані результати дешифрування бойових дій та пов'язаних із ними активностей на основі супутникового знімку: WorldView 3³⁶¹ роздільною здатністю 31 см, спектральна комбінація – природні кольориⁱⁱⁱ. Час знімання для Вільхівської громади – квітень-травень 2022 року, для Сартанської громади – березень 2022 року. Часові рамки для матеріалів космічного знімання, які б могли показати хід бойових дій, визначені на основі відкритих джерел ресурсу The Armed Conflict Location & Event Data Project (ACLED)³⁶², установи, яка спеціалізується на відстеженні та геолокації конфліктів у Світі.

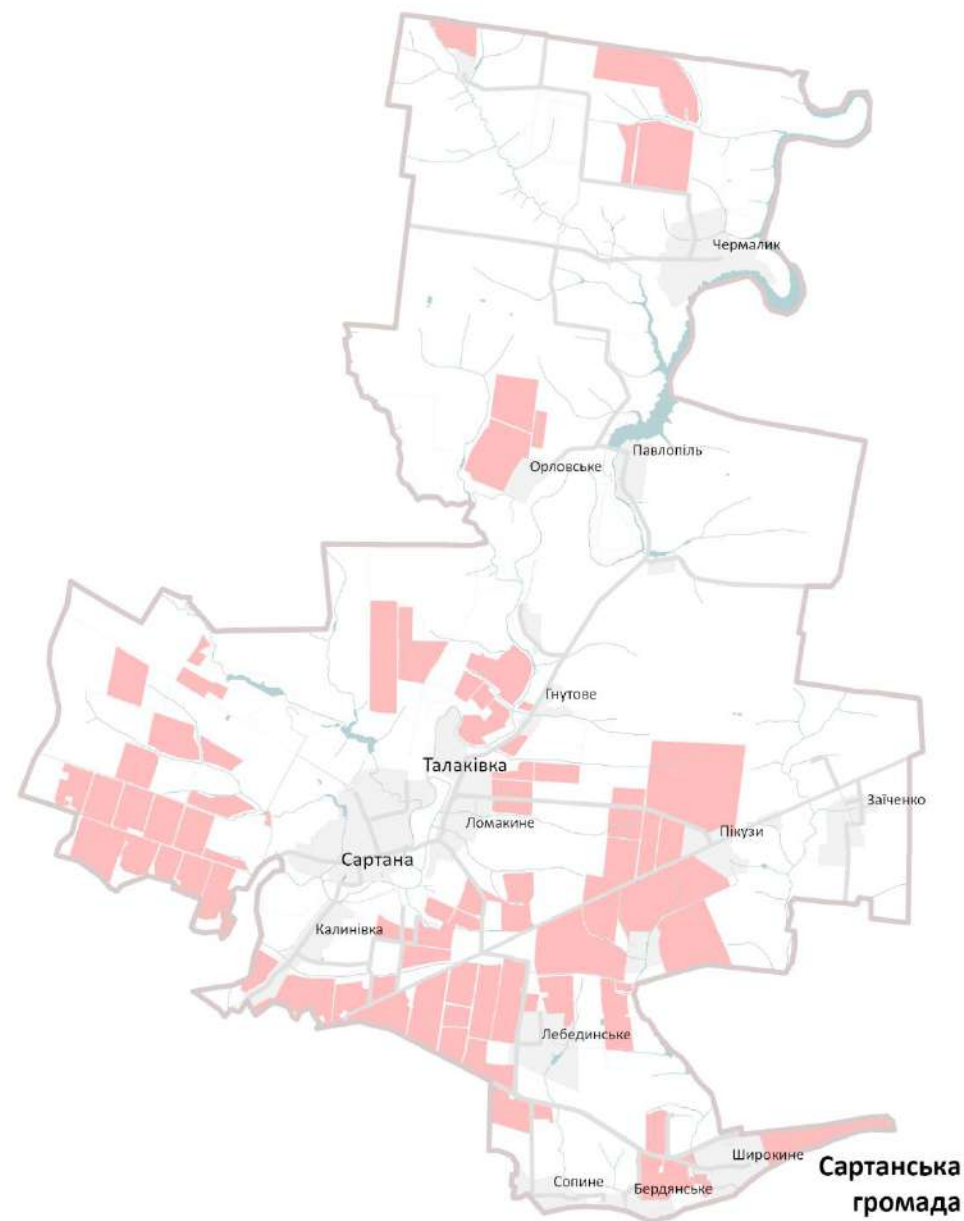
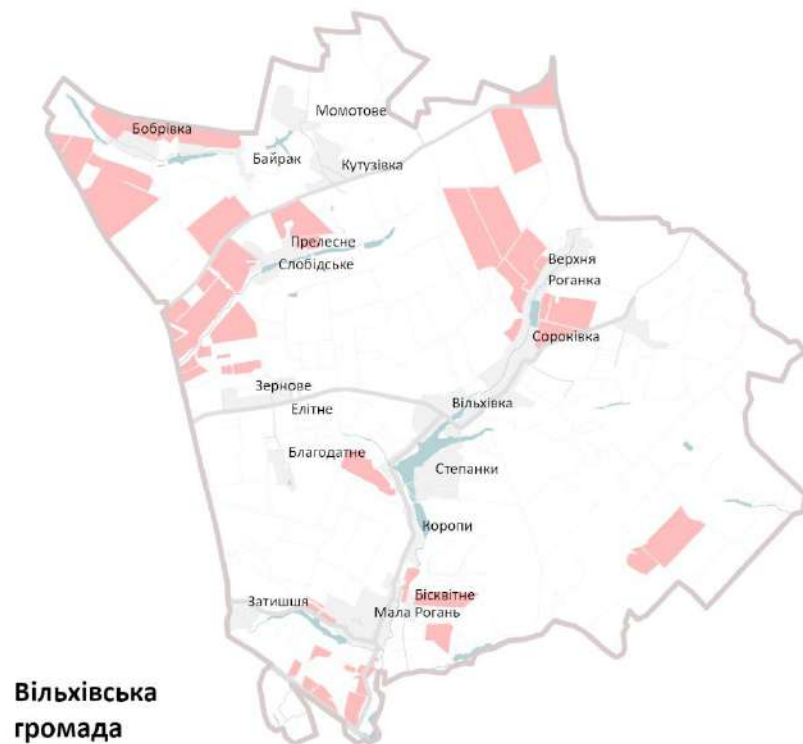
Аналіз та оцінювання факторів і наслідків бойових дій для земель складались із таких робочих етапів:

1. Ідентифікація угідь, пошкоджених бойовими діями
2. Ідентифікація факторів впливу
3. Визначення типів впливу та наслідків для земель
4. Оцінювання рівня пошкодження
5. Комплексне оцінювання рівня пошкодження – багатофакторний аналіз
6. Зведена комплексна оцінка пошкодження ґрунтів – рівень пошкодження і придатність для використання
7. Визначення технологій відновлення

ⁱⁱⁱ Дані дешифрування надані Володимиром Швайкою на основі ліцензії «NextView» для використання супутникових знімків компанії «Махаг»

1. Ідентифікація угідь, пошкоджених бойовими діями

Перш за все слід визначити часові рамки ведення бойових дій на досліджуваній території для підбору космічних знімків високої роздільної здатності ($< 1 \text{ м}$), які б дали можливість ідентифікувати пошкодження земель. Використання для попереднього оцінювання територій космічних знімків значно ефективніше (економія часу і витрат) і безпечніше, ніж польове обстеження (можливі залишки нерозірваних боєприпасів або мінування). Польове обстеження можливе для доуточнення даних про локалізацію впливів, необхідне для відбору проб ґрунту для лабораторного аналізу. Спрямований аналіз структури угідь та попереднього аналізу космічних знімків високої роздільної здатності у середовищі ГІС для визначення ділянок, які зазнали пошкодження.



 Пошкоджені угіддя

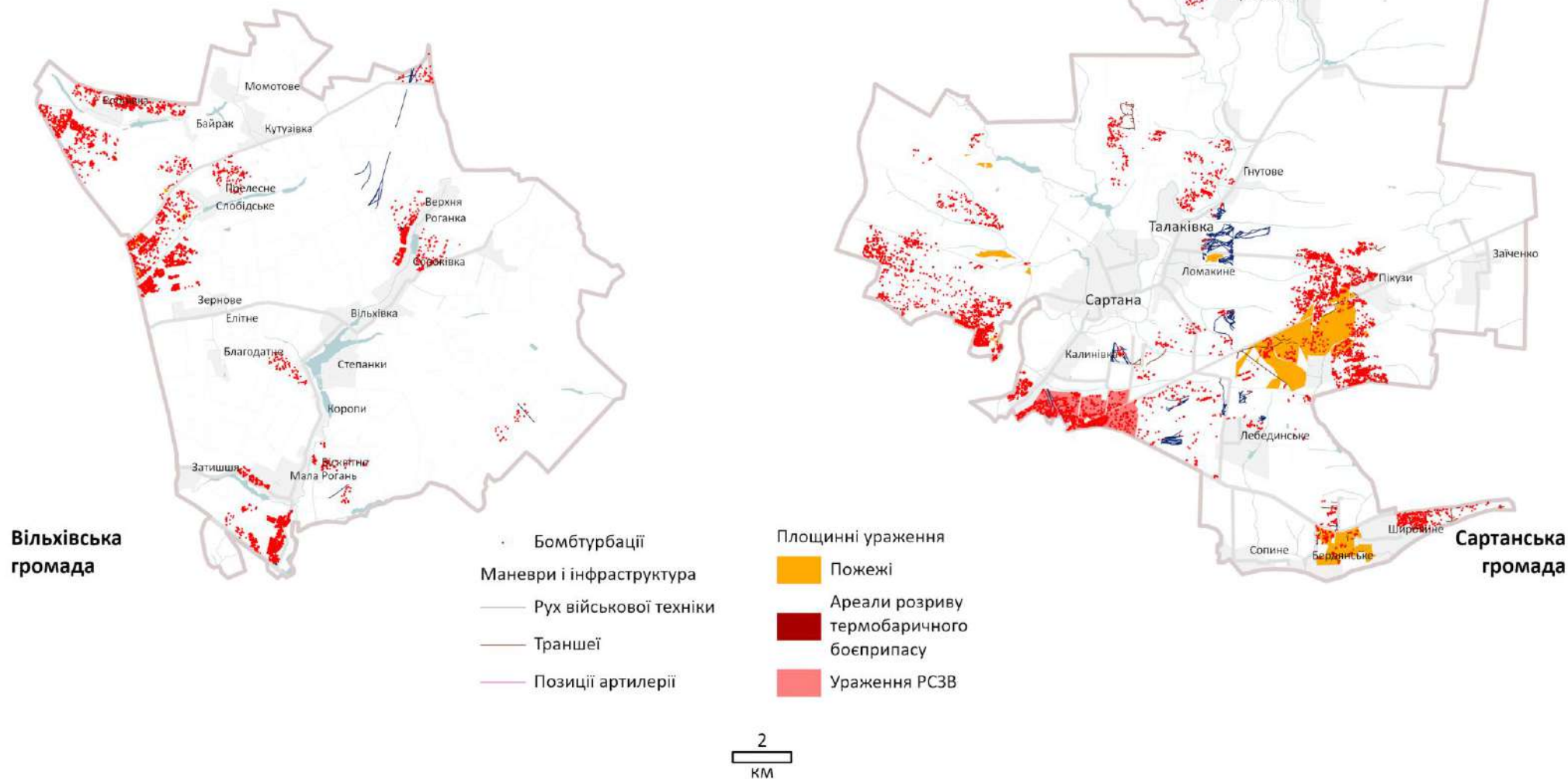
2
КМ

2. Ідентифікація факторів впливу

Аналіз космічних знімків для визначення факторів впливу – бойових дій, які спричиняють негативні наслідки для навколишнього середовища, зокрема для ґрунтів:

- маневри військ, наприклад переміщення техніки;
- бойові дії – місця активних боїв, обстріли і вибухи (бомбтурбація);
- інфраструктура (укріплення, траншеї, позиції тощо).

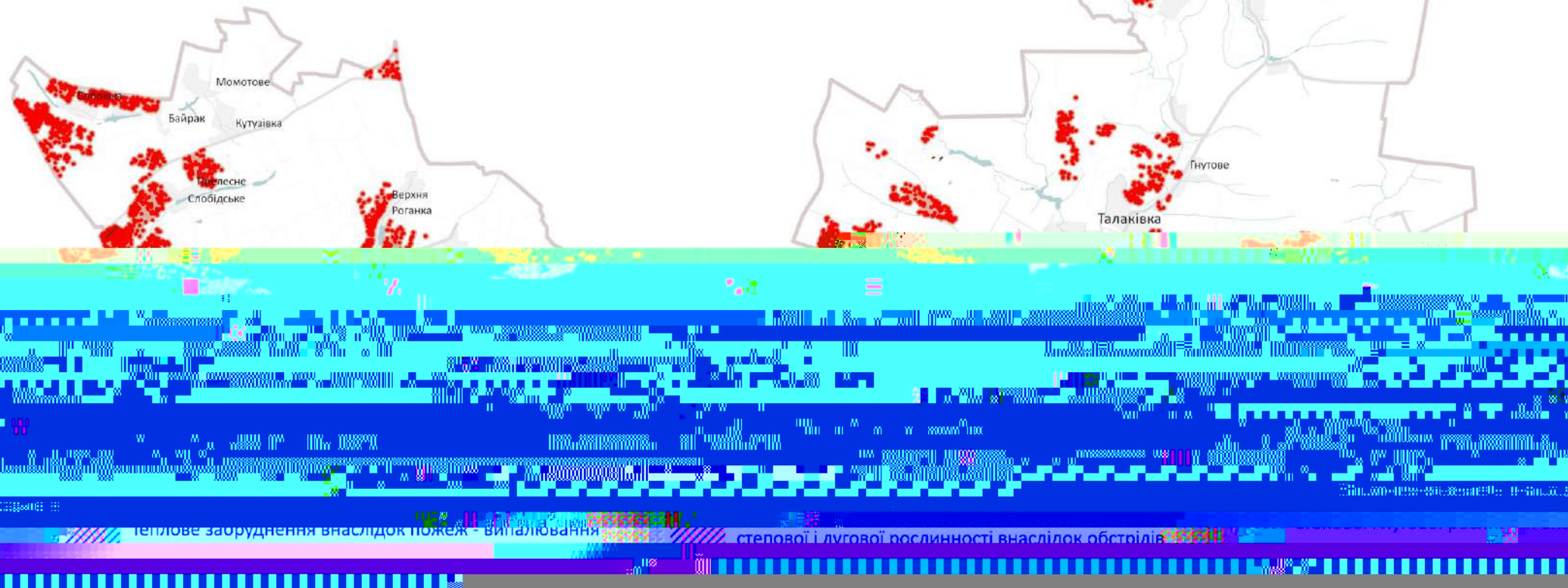
Місця бойових дій мають бути геолокалізовані у середовищі ГІС для наступного аналізу наслідків.



3. Визначення типів впливу та наслідків для земель

Аналіз факторів впливу, які зафіксовані на досліджуваній території, для визначення наслідків для ґрунтів. Характеристика пошкоджень за типами впливів – механічний, фізичний і хімічний. Прогнозування первинних та вторинних наслідків для земель із прив'язкою до конкретних ділянок. Наприклад:

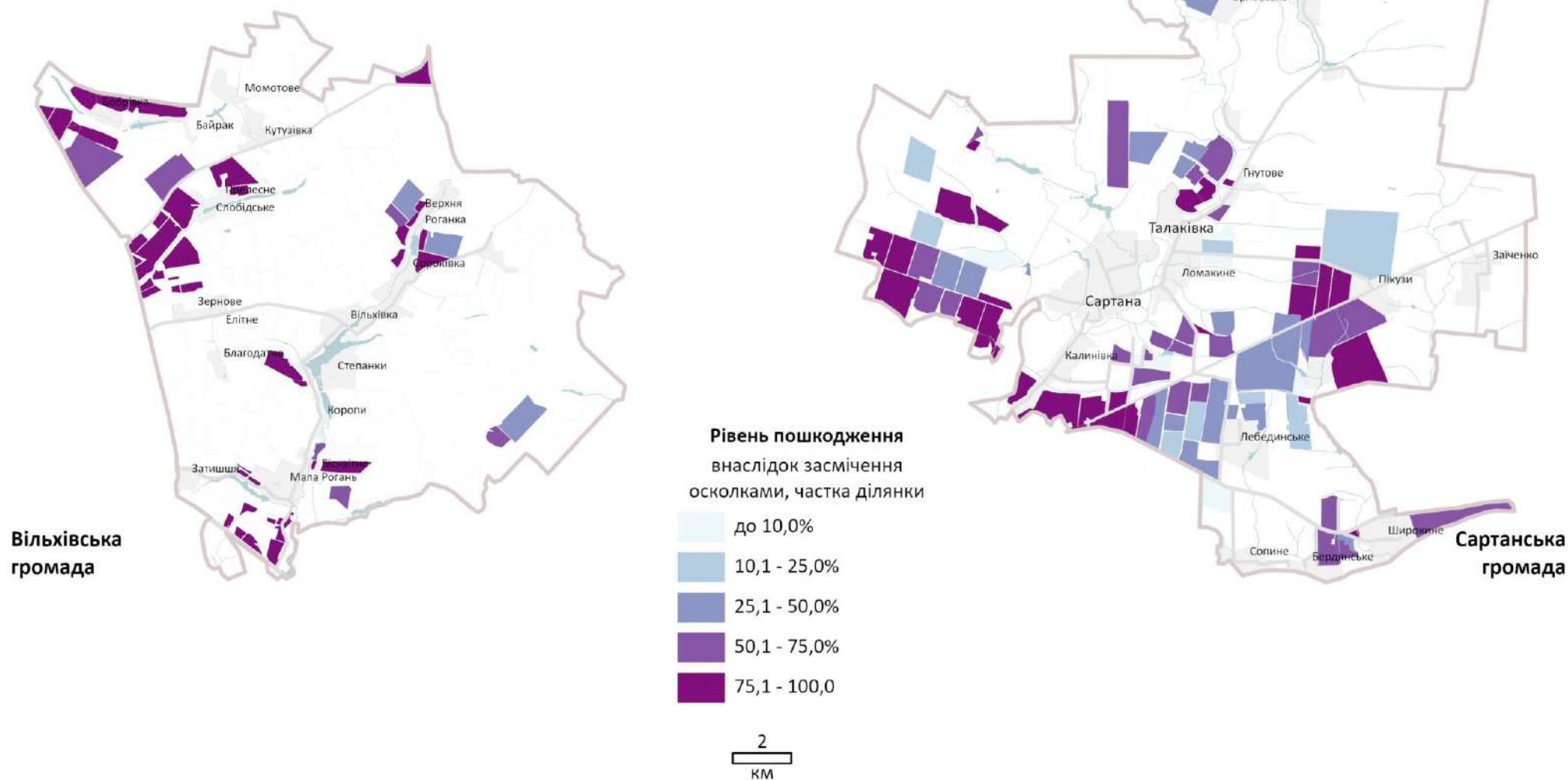
- хімічний вплив - забруднення ґрунтів хімічними елементами від вибухів (локації бомбтурбації, зона 5 метрів від епіцентру вибуху);
- механічний вплив - засмічення території осколками після вибухів внаслідок обстрілів (до 120 метрів розлітання осколків), рух військової техніки;
- фізичний вплив - теплове забруднення внаслідок пожеж (злитогенез, перепалювання ґрунту), ущільнення ґрунту внаслідок руху військової техніки



4. Оцінювання рівня пошкодження ґрунтів

Оцінювання рівня пошкодження внаслідок певного типу впливу ґрунтів у розрізі угідь. Критерій для оцінки: частка площі ділянки, яка зазнала пошкоджень / забруднення. Рівень пошкодження є ключем до попереднього визначення категорії придатності ділянки до використання, прийняття рішення про доцільність заходів із відновлення.

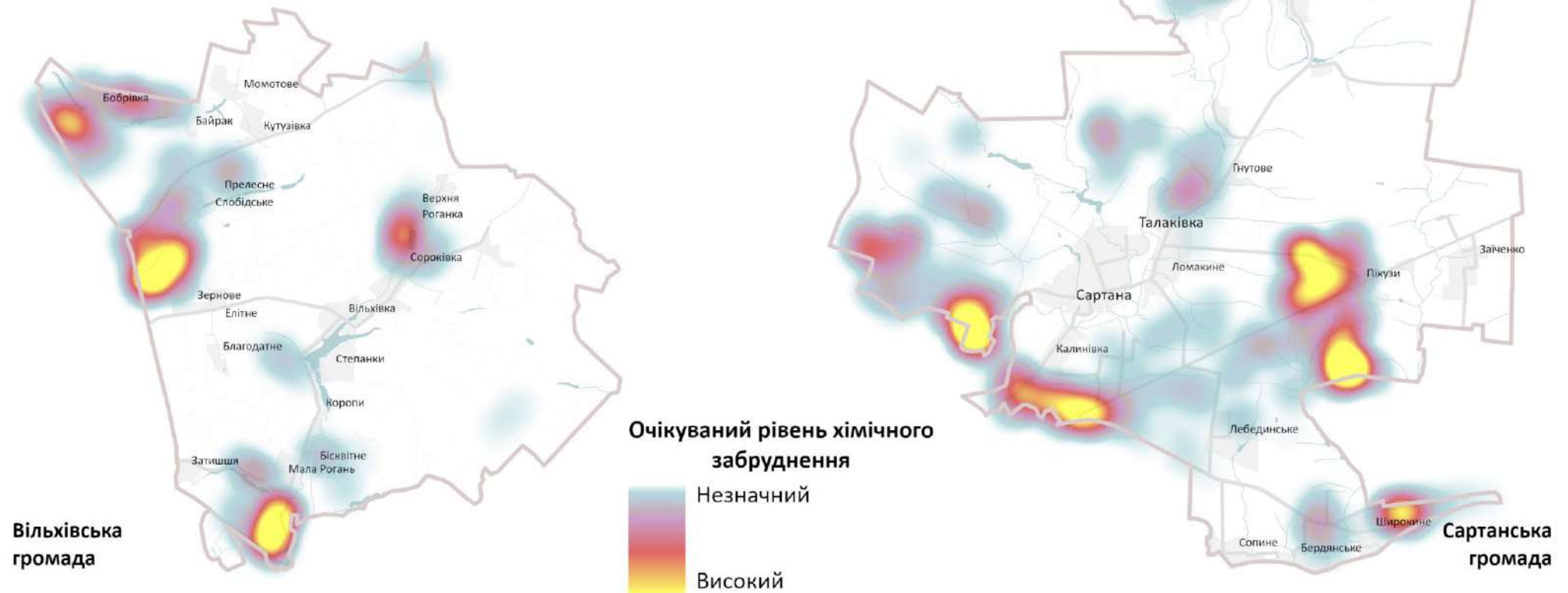
Наприклад, оцінка засміченості ділянок осколками: чим більша площа засмічена, тим більший рівень пошкодження, тим більше зусиль і коштів слід витратити на очищення



4. Оцінювання рівня хімічного забруднення ґрунтів

Ступінь забруднення хімічними речовинами може бути попередньо визначений на основі інтенсивності обстрілів, які дешифруються із космічного знімку за кількістю кратерів, утворених внаслідок вибухів:

- чим більша інтенсивність вибухів (кількість і щільність кратерів, тривалі без пауз обстріли), тим більший ступінь хімічного забруднення ґрунтів слід очікувати



Характеристика вмісту забруднюючих речовин у ґрунтах внаслідок бойових дій

Ґрунтовий покрив *Вільхівської громади* представлений переважно чорноземами звичайними малогумусними легкосуглинковими. Вони характеризуються доволі високою сумою увібраних катіонів (18,75-24,4 мг екв/100г) і гумусу (2,52-2,95%), кислотність варіює від нейтральної до слабо лужної – 6,4-7,4. Ґрунти містять значну кількість мулуватих часток (від 17% до 28%). Фізико-хімічні властивості ґрунтів обумовлюють біогенну акумуляцію Zn, Cu, Mn та зменшення виносу Co, Ni.

На території громади під час стрільби артилерією прямою наводкою використані снаряди 122мм.Г Д-30 і 152мм.ПГ Д-20 масою від 6,5 до 43,56 кг. В результаті їх дії було виявлено, що частинки, що виділяються артилерійськими вибухами, містять високі рівні Pb і Cu, які походять від артилерійських снарядів.

Валовий вміст важких металів (які розглядаються як індикатори воєнно-техногенного навантаження) у точках відбору зразків, – свинець (42 мг/кг), хром (98 мг/кг), нікель (76 мг/кг). Їхній вміст перевищує фоновий рівень і рівень ГДК:

- кадмій (8,5 мг/кг) в 5,6 рази,
- мідь (168 мг/кг) в 6,4 і 5 рази,
- цинк (143 мг/кг) в 2,6 разів.

Вміст марганцю (720 мг/кг) перевищує фонове значення в 25 разів, однак знаходиться в межах ГДК.

Важкі метали у цих ґрунтах мають невелику міграційну здатність і практично не виносяться з ґрунтів. Zn, Cr та Cu здебільшого локалізовані в гумусовому горизонті.

Вміст важких металів у ґрунтах *Вільхівської громади* залежить від наявних джерел воєнно-техногенного забруднення. Засвідчено високий ступінь відповідності характеру розподілу важких металів загальним закономірностям цих процесів у чорноземах. Основним напрямком подальших досліджень має бути виявлення осередків забруднення і удосконалення способів зниження їх концентрації до допустимих норм.

Ґрунтовий покрив *Сартанської територіальної громади* представлений чорноземами звичайними малогумусними. Загальна глибина гумусованого профілю 75-85 см. Перерозподіл колоїдів по профілю не спостерігається. Структура гумусового горизонту грудкувата, в орному — призматична, чіткі ознаки ущільнення. Реакція ґрунтового розчину близька до лужної, в природному стані нейтральна.

Вміст кадмію змінюється від 7 до 11,5 мг/кг та перевищує значення ГДК в 7,6 рази.

Підвищений вміст міді (50 мг/кг) зафіксовано в усіх зразках ґрунту. Вони перевищують фонові значення та значенням ГДК в 1,8 і 1,5 рази.

Вміст цинку становить 215 мг/кг з перевищеннями ГДК в 4,3 і 3,9 рази.

Вміст Свинцю (63 мг/кг) в 4,7 і 1,9 рази перевищує ГДК,

Вміст хрому (53 мг/кг) перевищує фон в 1,2, але знаходиться в межах ГДК.

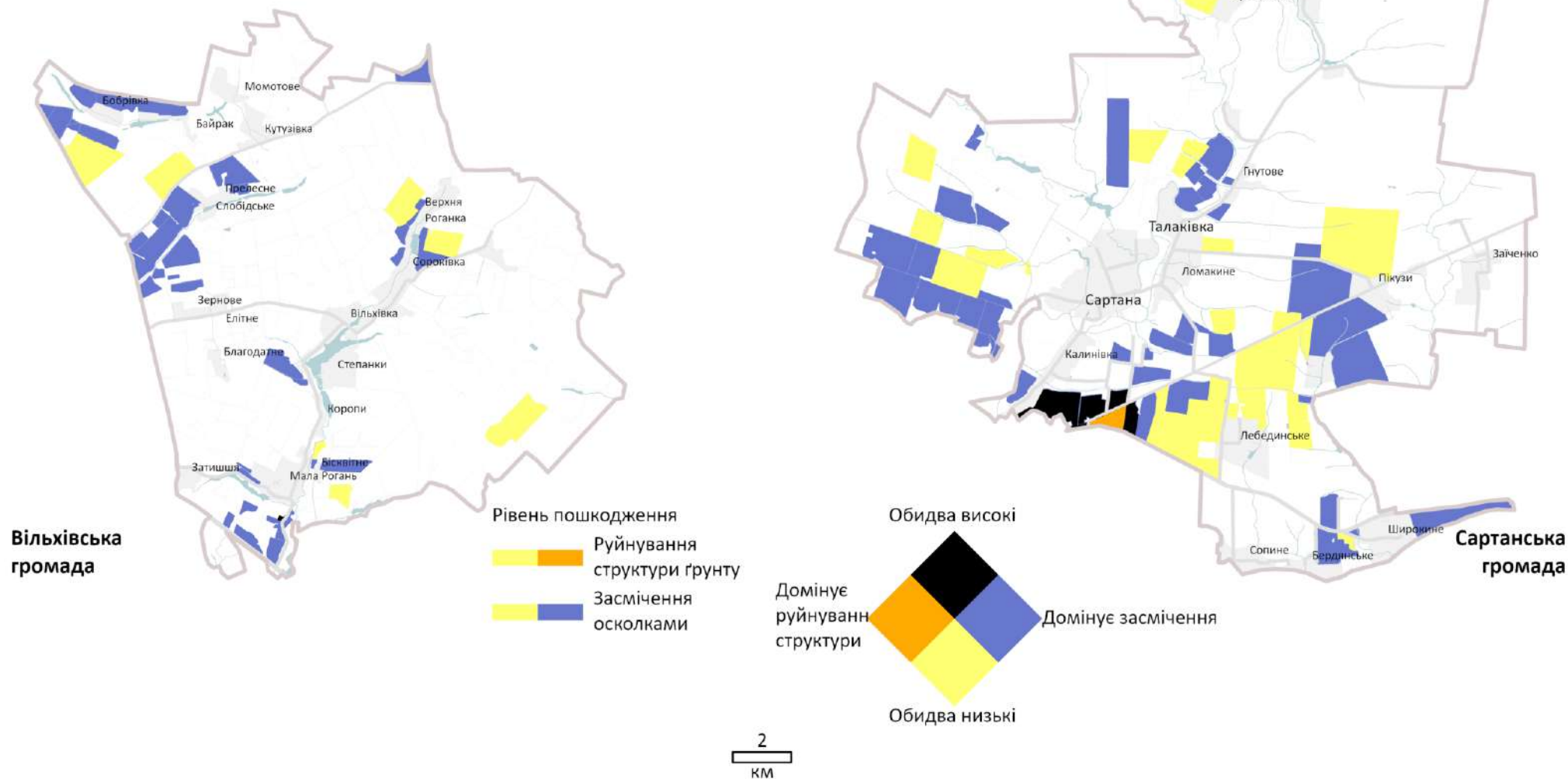
Вміст Нікелю (50 мг/кг) перевищує фоновий рівень і рівень ГДК в 3,3 і 2,5 рази.

Для території громади встановлено наявність поліелементних забруднень ґрунтового покриву. За показниками валового вмісту металів у ґрунтах основними забруднювачами є свинець та мідь. Концентрації валових форм важких металів перевищують фонові значення та ГДК в 1,5-7,6 разів. Сучасні ґрунти характеризуються такою воєнно-техногенною геохімічною асоціацією важких металів: Mn > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd.

5. Комплексне оцінювання рівня пошкодження багатофакторний аналіз

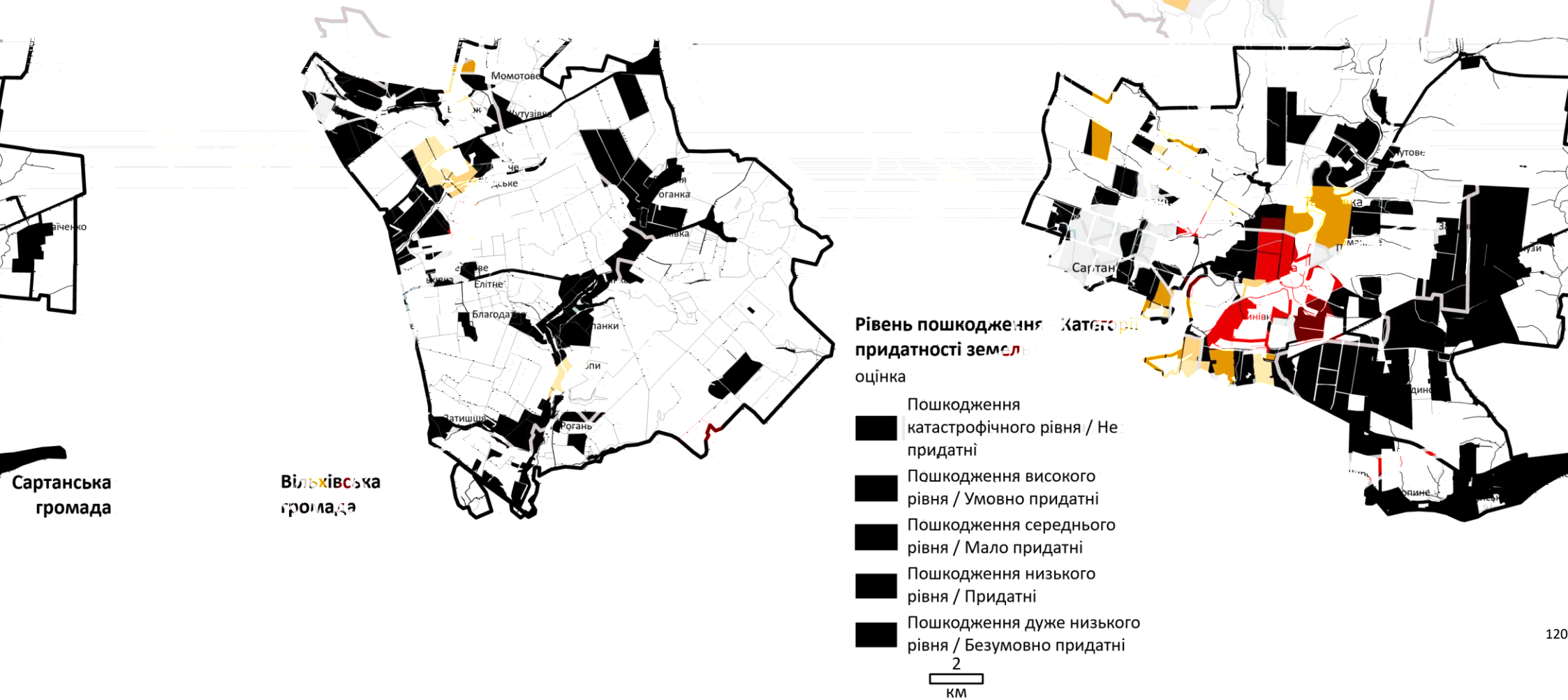
Оцінка рівня пошкодження ділянки, яка враховує комплекс впливів і наслідків у взаємозв'язку, дає можливість прогнозувати кумулятивні ефекти. Комплексна багатофакторна оцінка дає можливість прийняти обґрунтоване рішення щодо політики відновлення (консервація, відмова від використання, активні дії із відновлення).

Залежно від прийнятого політичного рішення щодо дій з відновлення, підбираються конкретні технології відновлення земель із визначенням орієнтовної вартості робіт.



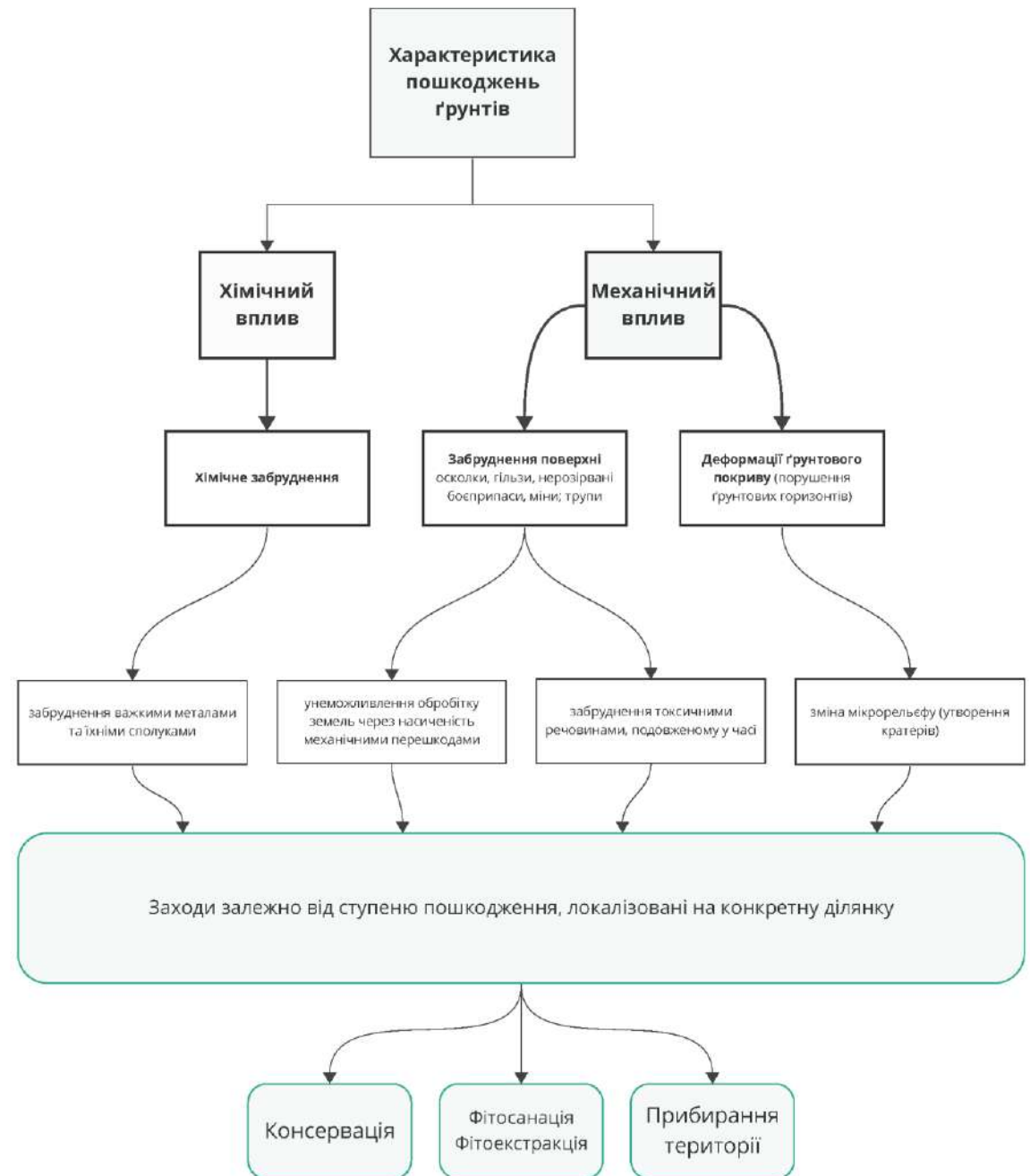
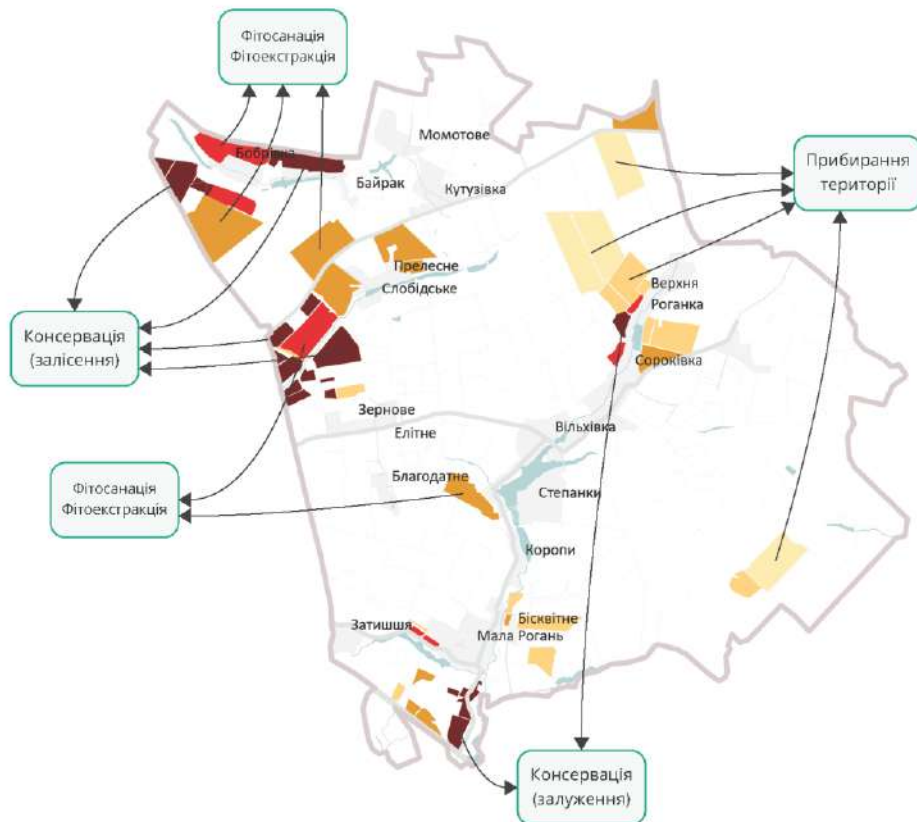
6. Комплексне оцінювання рівня пошкодження зведена оцінка

Оцінка рівня пошкодження ділянки, яка враховує комплекс впливів і наслідків у взаємозв'язку, дає можливість прогнозувати кумулятивні ефекти. Комплексна багатофакторна оцінка дає можливість прийняти обґрунтоване рішення щодо політики відновлення (консервація, відмова від використання, активні дії із відновлення).



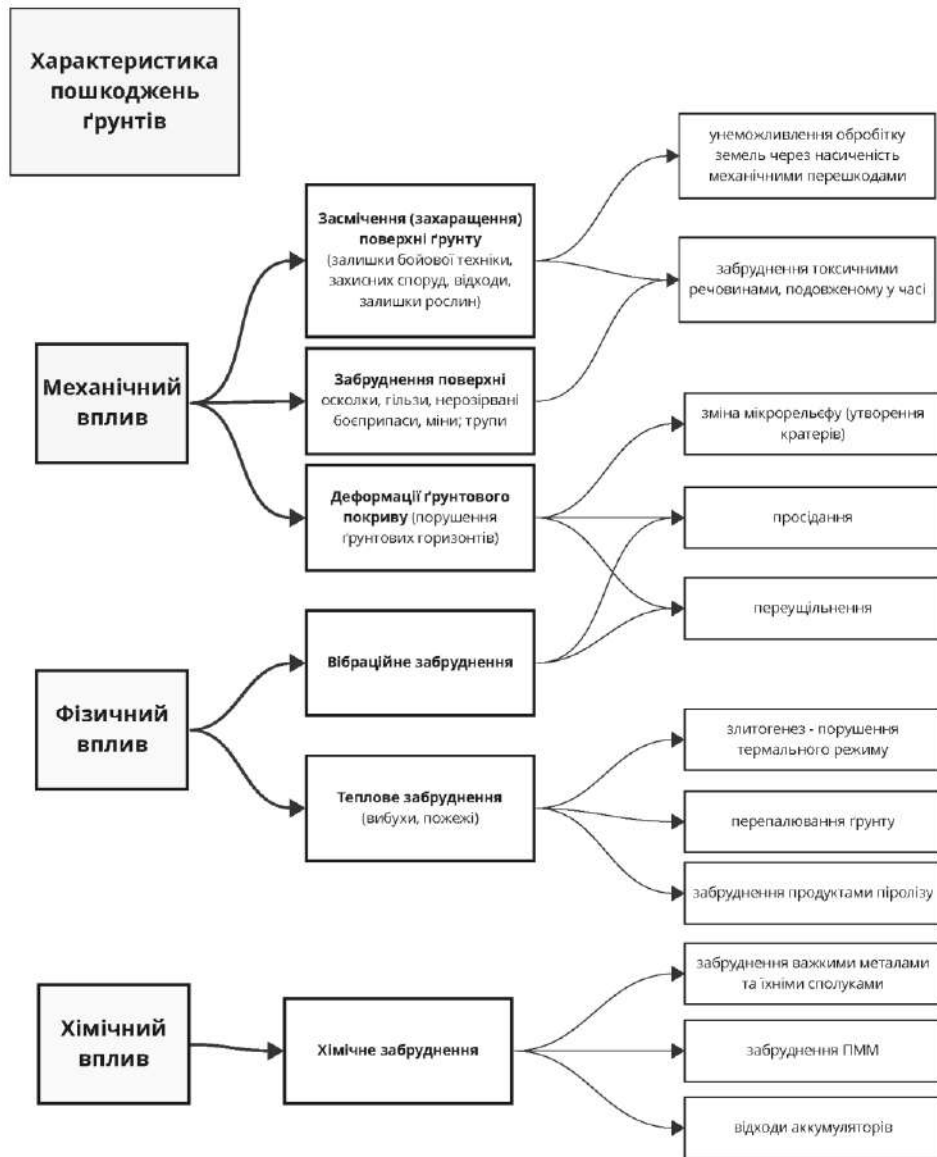
7. Визначення технологій відновлення земель Вільхівська громада

Залежно від прийнятого політичного рішення щодо дій з відновлення, підбираються конкретні технології відновлення земель із визначенням орієнтовної вартості робіт.

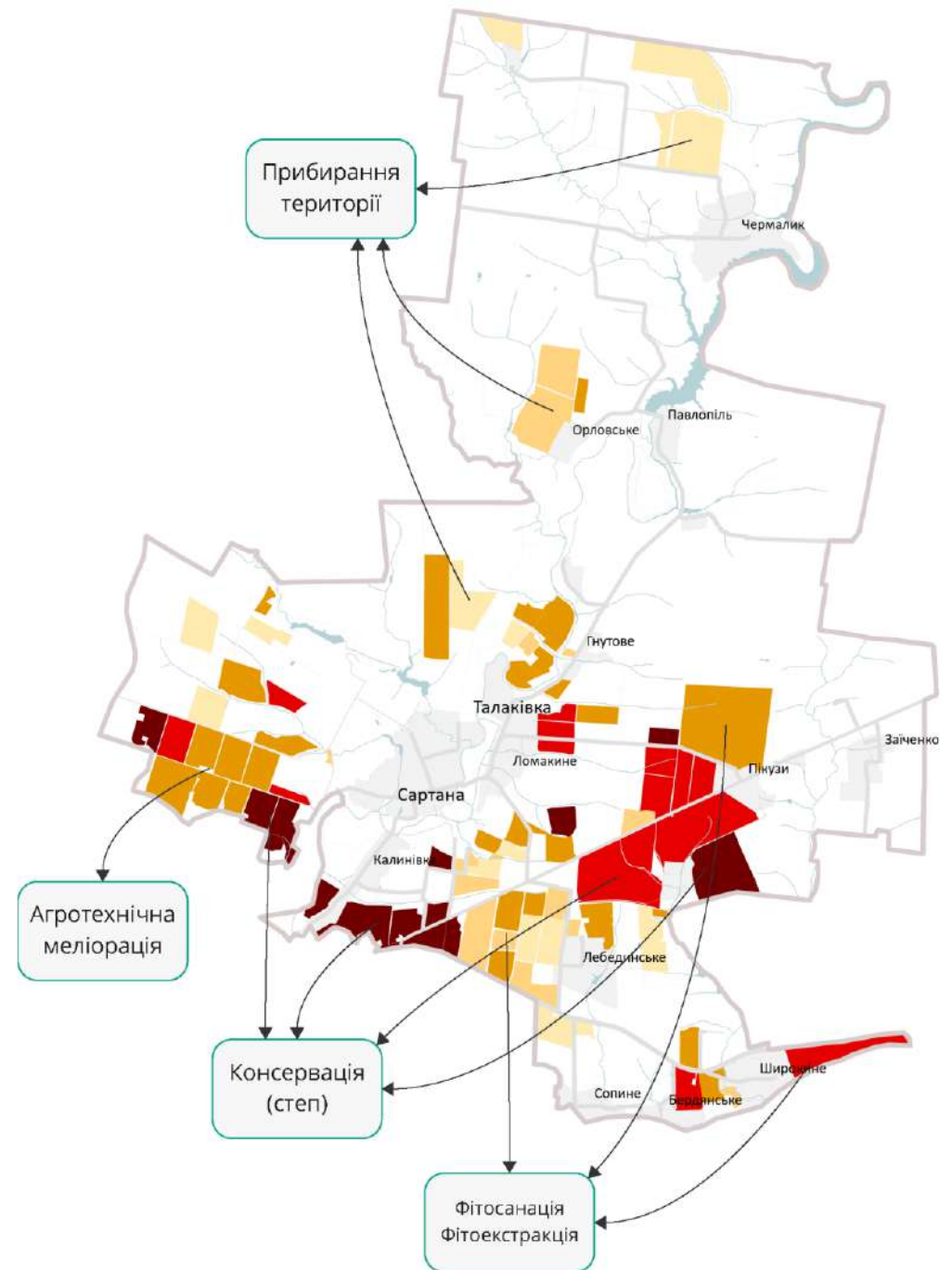


7. Визначення технологій відновлення земель Сартанська громада

Залежно від прийнятого політичного рішення щодо дій з відновлення, підбираються конкретні технології відновлення земель із визначенням орієнтовної вартості робіт



2
км



5.3. Місцевий (локальний) рівень – особливості тривалого відновлення земель на прикладі ключової ділянки села Куповате у Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику, Київська область

Для зони відчуження Чорнобильської АЕС, переважна частина території якої у 2016 р. отримала статус радіаційно-екологічного біосферного заповідника, характерні пожежі природного та техногенного походження. Лісові пожежі, а також пожежі на луках і перелогах трапляються переважно у посушливі весняно-літні періоди. Площі, що пройдені пожежами, складають 10 тис га (навесні 2022)363. Встановлено, що причиною виникнення осередків загоряння переважно є людина, у тому числі – навмисні підпали. Наслідки масштабних пожеж у природних екосистемах – це не лише знищення рослинності та тваринного населення, а й негативні зміни ґрунтів. Пірогенні порушення припиняють природні процеси відновлення ґрунтів, які спостерігаються в умовах обмеження антропогенних навантажень на більшу частину зони відчуження.

Окупація Зони відчуження у лютому-березні 2022 р. рф, окрім порушення ландшафтів військовою технікою та облаштуванням оборонних об'єктів, також спричиняла пожежі. Все це негативно вплинуло на радіаційний стан Зони та суміжних територій. Ґрунтовий покрив зазнав механічних та пірогенних змін.

Спостережені наслідки постпірогенного впливу на ландшафти субгоризонтальних горбисто-западинних гляціодепресійних рівнин з дерново-підзолистими піщаними ґрунтами під сосновими лісами з домішкою дуба.

Лісові пожежі, що виникли внаслідок систематичних обстрілів, різко трансформували морфологічний вид верхньої частини ґрунтового профілю. В результаті змінився характер поверхневих горизонтів ґрунтів, зокрема, сформувався новий пірогенний горизонт, який за фізико-хімічними властивостями і вмістом зольних елементів відрізняється від природних аналогів. Органогенний пірогенний горизонт має потужність 3,6 см.

Під впливом вогню виникають зміни таких властивостей як: рН, вміст обмінних катіонів, валових і рухомих форм азоту тощо. Для ґрунтів характерний невисокий вміст гумусу в верхньому акумулятивному горизонті. З глибиною вміст його різко знижується. Найбільша кількість загального азоту характерна для органогенних горизонтів. Ґрунт після пожежі збіднився, вміст гумусу знизився в 3 рази, з 1,5 до 0,52 (в середньому значенні).

Відчутний вплив пожежі проявляється через такі властивості ґрунту як гідролітична кислотність та сума ввібраних основ. Аналіз впливу деревних порід на ґрунтовий покрив, засвідчив, що він є відчутним; із зменшенням частки хвойних порід простежено збільшення кількісних значень показників для таких властивостей ґрунту як вміст гумусу, гідролітична кислотність, сума ввібраних основ, ступінь насиченості основами, вміст мінеральних речовин (окрім кальцію), особливо магнію та азоту та зольність підстилки.

Встановлено, що кислотно-лужна реакція за показником рН у ґрунтах, які досліджувалися, зміщується до нейтральної, що пояснюється насиченням поглинаючого комплексу ґрунтів лужноземельними елементами та негативно впливає на деревостан.

Відомо, що сприятливі умови для зростання лісу складаються при насиченості ґрунтів основами на 50–80%, вмісті легкорозчинних сполук калію і фосфору більше 5 мг на 100 г ґрунту. Добре зростання сосни спостерігається при ємності поглинання 7–12 мг-екв. При цьому зростання більшості деревних порід пригнічується на сильно кислих або лужних ґрунтах. Через пожежу, як наслідок, різко погіршилися умови природного відновлення лісів, що призводить до утворення зміни хвойних порід деревостанами малоцінних листяних порід (Береза повисла (*Betula pendula* Roth.)). Пожежі, з одного боку, полегшили проникнення насіння в ґрунт, але водночас погіршили умови проростання, росту і розвитку сосни.

Отже, фізико-хімічні властивості ґрунтів території дослідження після пожежі значно погіршилися, істотно знизилася кількість поживних елементів у ґрунті: знизився гумус, зменшився вміст нітратного азоту. Простежено лише зростання вмісту кальцію. Вплив пожежі також спричинив зниження вмісту магнію та фосфору, а також зольності підстилки. Це може свідчити про зменшення родючості ґрунтів (які природньо також мають низький рівень родючості) та початкових процесів ерозії.

Після згорання підстилки реакція попелу ставала сильно лужною: значення рН коливалося від 7,71 до 8,69. При цьому верхній шар гумусового горизонту дернових опідзолених ґрунтів підлугувувався, а значення рН водного витягу зростало від 3,58–3,85 до 4,35–4,50. Цілком очікуваними є зміна кислотно-лужних умов у бік нейтральної реакції рН, що пояснюється проникністю зольних водорозчинних сполук у ґрунтовий профіль та насичення поглинаючого комплексу лужноземельними елементами, що і викликає зміщення реакції середовища.

Наслідки постпірогенного впливу на ландшафти субгоризонтальних горбисто-западинних гляціодепресійних рівнин визначаються згоранням лісової підстилки та деградацією гумусово-елювіального горизонту, зміною фізико-хімічних властивостей ґрунтового покриву.

З метою вивчення рівня пірогенного впливу на ґрунтовий покрив відібрано зразки ґрунту зі свіжого згарища та фонові території, які характеризуються однотипними ландшафтно-геохімічними умовами.

В профілі дерново-підзолистого глибоко-слабоглюватого постпірогенного піщаного ґрунту виявлено зміни в будові поверхневих горизонтів (Рисунок 28). Наявність пірогенного впливу яскраво виражена в руйнуванні лісової підстилки та заміною його на техногенний горизонт з численними вуглинками (діаметром 0,5-0,7 мм). Гумусово-елювіальний горизонт світло-сірого кольору з темними включеннями, що свідчить про фільтрацію пірогенного органічного матеріалу. Потужність горизонту вкорочена на 30-35%, перехід до ілювіального горизонту язикоподібний з численними затіками. Ілювіальний горизонт більш ущільнений за попередній з плямами та вкрапленнями бурого кольору. З глибини 25-30 см в профілі сліди пірогенного впливу відсутні, морфологічні ознаки ілювіального горизонту збережені за фоновим типом.



Техн. 0–6см – темно-сірий, обвуглений, з сильними ознаками пірогенного впливу, перехід помітний за кольором, межа язикоподібна; (Техн. – техногенний, горизонт порушений пожежею)

НЕтехн. 6–21 см – гумусо-елювіальний, світло-сірий, піщаний, безструктурний, слабоущільнений, свіжий на дотик, присипка SiO₂, в горизонті зосереджена основна маса коріння деревної і трав'янистої рослинності, перехід до горизонту I(gl) поступовий, помітний за щільністю та кольором;

I (gl) 21–42 см – ілювіальний, темно-сірий з білуватістю, слабогумусований, піщаний, безструктурний, слабоущільнений, вологий на дотик, по гранях структурних агрегатів затіки озалізованого матеріалу бурувато-охристого забарвлення, поодинокі корінці рослин, червоточини, ходи землеріїв, перехід до горизонту Igl помітний за щільністю.

Дерново-підзолистий глибоко-слабоглюватий постпірогенний піщаний ґрунт

Рисунок 28. Профіль дерново-підзолистого глибоко-слабоглюватого постпірогенного піщаного ґрунту (Фото та опис: Анастасії Сплодитель)

Для ґрунтів в природному стані характерний невисокий вміст гумусу в верхньому акумулятивному горизонті близько 0,5-0,6%, однак у зразку із згарища вміст гумусу знизився в 2,5 рази, з 0,67 до 0,25

(Таблиця 24). У складі гумусу виявлено зростання частки гумінових кислот. Встановлено, що кислотнo-лужна реакція за показником рН у ґрунтах, при згорянні підстилки збільшується до 6,1 при фоновому вмісті 4,7 що пояснюється насиченням поглинаючого комплексу ґрунтів лужноземельними елементами. Надалі спостерігатиметься поступове вимивання цих елементів та відновлення природного рівня рН. Вплив пожежі також ініціює зниження вмісту магнію та фосфору. Це може свідчити про зменшення родючості ґрунтів.

Таблиця 24. Результати вимірювання фізико-хімічних властивостей ґрунтів

Горизонт	рН	Обмінні катіони, мг.- екв./100г ґрунту		Гумус, %	Азот, мг/100 г ґрунту	Фосфор, мг/100 г ґрунту (по Чирикову)
		Ca ²⁺	Mg ²⁺			
	Згарище					
Тех.	6,1	3,73	0,26	0,25	0,19	36,4
	Фон					
Не	4,7	1,82	0,45	0,67	0,05	52,4

З часом значення рН, обмінні катіони та вміст гумусу зростатимуть, що пояснюється зниженням реакції ґрунтів на пірогенний вплив та зростанням компенсаторних функцій ландшафтів³⁶⁴.

За отриманими результатами ІСР-аналізу з індуктивно зв'язаною плазмою, у пробах ґрунту з горільника концентрації валових форм всіх досліджуваних техногенних металів мають в рази підвищені значення порівняно з фоновим ґрунтом (Таблиця 25).

Отже, внаслідок пірогенного впливу фізико-хімічні властивості ґрунтового покриву зазнали змін. Зниження вмісту водорозчинних сполук та нейтралізація рН сприяють мінералізації органічних речовин (зростання вмісту Ca²⁺) та диференціації ґрунтового профілю в умовах підвищеного впливу техногенних металів.

Таблиця 25. Валовий вміст важких металів в фонових та деградованих пірогенним впливом ґрунтах Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, (мг/кг)

Ґрунт	Ni	Co	V	Cr	Cu	Pb	Zn
Згарище	75,0	1,7	28,0	17,0	32,0	45,0	52,0
Фон	15,0	0,8	12,0	8,0	10,0	12,0	20,0
ГДК ³⁶⁵	20	-	-	100	33	32	55

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ V

Під час оцінювання наслідків бойових дій на регіональному рівні важливо враховувати екологічну ситуацію, що склалася у довоєнний період. Прикладом в Україні є Донбас – промисловий регіон, який до війни був екологічно неблагополучним. Війна, яка триває тут з 2014 року спричиняє, очевидно, найбільш тяжкі наслідки для земель. Дослідження на регіональному рівні мають визначити рамкові цілі для розроблення планів відновлення / консервації земель, сформулювати вимоги і види оцінювання під час дослідження територій на місцевому рівні.

Враховуючи повноваження місцевих громад, які визначені реформою децентралізації, громади цілком ймовірно будуть основними операційними одиницями для оцінювання обсягу збитків, розроблення планів із відновлення і провадження конкретних заходів із рекультивації пошкоджених земель. На місцевому рівні (громада) мають бути проведені детальні дослідження наслідків бойових дій для ґрунтів із застосуванням комплексу методів (польових і дистанційних, лабораторних аналізів зразків ґрунту). Методологія дослідження може бути універсальною для всієї території України, проте плани відновлення земель – унікальні для кожної громади, хоча і засновані на певних каркасах типових рішень та інструментах просторового планування (План відновлення, Комплексний план розвитку території громади). Важливо, щоб прийняття рішення було прозорим із залученням всіх зацікавлених сторін – громадськість, бізнес, влада, незалежні спостерігачі (наприклад, НГО), науковці.

Війни, які велися по всьому світу у XX-XXI століттях, завдали надзвичайно тяжкої шкоди для навколишнього середовища, зокрема для ґрунтів. Наявність потужної військової техніки і застосування величезних обсягів боєприпасів призвели до пошкодження ґрунтів на значних площах. Негативні наслідки для ґрунтів пов'язані не лише із безпосередніми боями, а й з діями, спрямованими на знищення ресурсної бази противника. Це – руйнування інфраструктури (напр., іригаційних каналів у Кореї) і промисловості (напр., нафтопереробних заводів і підприємств енергетики у Сербії, Хорватії, Кувейті, Іраку та інших країнах), знищення продовольчої бази та можливостей її підтримки через навмисне механічне пошкодження ґрунтів і внесення хімікатів (В'єтнам, Нікарагуа, Афганістан), спричинення пожеж, знищення лісів. Негативні наслідки для ґрунтів загалом подібні у всіх країнах, у яких велись бойові дії, - забруднення хімічними речовинами (важких метали, нафтопродукти та інші), механічне пошкодження природньої структури ґрунтів. Вторинні впливи – активація водної і вітрової ерозії, пилові бурі, підтоплення, забруднення поверхневих і підземних вод, залучення до сільськогосподарського використання цінних заповідних земель. Відновлення ґрунтів у багатьох країнах ще й досі триває (Франція, В'єтнам та інші країни).

Російсько – українська війна, зокрема після повномасштабного вторгнення Росії в Україну у лютому 2022 року, характеризується застосуванням всього можливого арсеналу систем озброєння, військової техніки та боєприпасів. Всі типи воєнно-техногенного навантаження спричиняють потужне забруднення та руйнування ґрунтового покриву. Для всіх видів боєприпасів, які застосовуються на війні (фугасні, осколково-фугасні, бронебійні, кумулятивні снаряди та міни), характерним є утворення ударної хвилі та продуктів вибуху, які розповсюджуються в середовищі. Перш за все, відбувається деформація ґрунту в усіх напрямках розповсюдження ударної хвилі. В результаті горіння, вибуху та детонації боєприпасів утворюються різноманітні похідні продукти, більшість з яких є або токсичними, або небезпечними забруднювачами. Основним джерелом забруднення при проведенні вогневих стрільб є продукти вибуху, що представляють собою дрібнодисперсні часточки та іони важких металів, які проникають у ґрунт разом з водою, та уламки боєприпасів. Характер розповсюдження та вплив боєприпасів на навколишнє середовище залежить від швидкості вибухового перетворення вибухової речовини, маси вибухової речовини снаряду.

Застосування бойової техніки призводить до високих ступенів забруднення території нафтопродуктами, свинцем та ароматичними вуглеводнями. В ході перманентної бойової діяльності в ґрунтах накопичують свинець, кадмій, оксид вуглецю, нафтопродукти.

У ґрунті відбувається первинне накопичення забруднювачів із подальшим перерозподілом як у самому ґрунті, так і переходом у інші середовища – поверхневі і підземні води, рослинність, рух по трофічному ланцюгу ґрунт-рослина-людина. Прогнозування міграції забруднювачів у такій системі як ґрунт є складним через необхідність врахування багатьох змінних у часі і просторі фізичних і хімічних параметрів ґрунту і умов навколишнього середовища, а також форми знаходження власне забруднювачів. Рухливість забруднюючих речовин у ґрунтовому середовищі та пов'язаний із цим перехід у рослини залежить від фізико-хімічних властивостей ґрунтів (гранулометричного та мінералогічного складу ґрунту, вмісту гумусу, ємності катіонного обміну, окисно-відновних та кислотно-лужних умов). Прогнозування міграції забруднювачів може спиратись на визначення ландшафтно-геохімічних бар'єрів – зон зміни вказаних характеристик ґрунту і відповідно зміни умов міграції, що призводить до накопичення забруднювачів. Таким чином, планування відновлення ґрунтів має спиратись на детальне дослідження конкретної території, визначення рівня забруднення і пошкодження, визначення ландшафтно-геохімічних умов перерозподілу забруднювачів.

Моделювання поширення забруднюючих речовин у ґрунтах показує, що визначальне значення для суттєвого погіршення екологічної ситуації має тривалість та інтенсивність бойових дій. Чим триваліші бойові дії, тим більшої шкоди буде завдано докілью і, зокрема ґрунтам. Тривалі паузи між обстрілами сприяють розсіюванню забруднювачів і відновлення концентрації хімічних речовин до фонових

значень. Навпаки, безперервні бойові дії спричиняють кумулятивних ефект від надходження забруднюючих речовин із боеприпасами, що призводить до зростання концентрації забруднюючих речовин, їх накопичення та створення умов для переходу у інші середовища. Тривалі бойові дії на певній території таким чином руйнують здатність ландшафтів до самовідновлення, слід очікувати високого рівні забруднення ґрунті, що потребуватимуть значних коштів для відновлення.

Для різних типів військових об'єктів комплекси порушень можуть різнитись від виду і типів бойових дій, їх поєднання. Порушення ґрунтового покриву внаслідок бойових дій за часом прояву поділяються на дві групи: первинні (виникають безпосередньо під час бойових дій; це – прямі механічні деформації ґрунтового покриву; теплове забруднення; захаращення поверхні ґрунту) та вторинні (ті, що проявляються у поствоєнний час - підтоплення, засолення, ерозійні процеси, пірогенна деградація, дегуміфікація тощо; їх виникнення – відсутність або невиконання стратегічних заходів поствоєнного відновлення).

Воєнно-техногенне навантаження виражається у механічному, фізичному та хімічному впливах на ґрунти, що зумовлює особливі, притаманні певним діям наслідки. Механічний вплив виражається у механічній деформації ґрунтового покриву, що призводить до руйнування структури ґрунтового покриву, ущільнення, заболочування тощо; засмічення продуктами бойової діяльності. Хімічний вплив виражається у зміні природних фізико-хімічних параметрів ґрунтового покриву (рН, ЄКО, вмісту гумусу), зростання концентрації токсичних хімічних речовин. У результаті можуть утворюватися локальні воєнно-техногенні геохімічні аномалії з різним спектром вибухових та інших токсичних речовин, що унеможлиблює на невизначений термін використання земель. Фізичний вплив виражається у зміні фізичних властивостей ґрунтового покриву внаслідок застосування систем зброї та військової техніки. Зазвичай, спостерігається комплексне поєднання різних чинників, що призводить до підсилення кожного із них і виникнення кумулятивного ефекту. Про це свідчать також результати моделювання поширення забруднювачів. Для оцінювання рівня пошкодження ґрунтів слід також застосовувати комплексний підхід спряженого урахування характеру пошкодження ґрунту та змін його фізико-хімічних властивостей.

Основні наслідки для ґрунтів механічних, фізичних та хімічних впливів такі: унеможливлення обробітку земель, забруднених хімічними речовинами, засмічених уламками і відходами; зниження або втрата родючості ґрунту; втрата здатності ґрунтів до самоочищення; втрата буферності ґрунтів щодо забруднювачів; втрата здатності до накопичення вологи; активація водної і вітрової ерозії, підтоплення і заболочування, опустелювання; втрата біорізноманіття.

Вплив воєнної діяльності є настільки нищівним, що його наслідки провокують ряд процесів, які призводять до повної деградації ґрунтових ресурсів. Така загроза потребує розроблення програмних заходів з рекультивації та / або консервації земель порушених внаслідок воєнних дій.

На міжнародному рівні немає чіткого правового зобов'язання щодо ліквідації забруднення навколишнього середовища внаслідок військової діяльності. Слід вказати на наявність «Конвенції про конкретні види звичайної зброї» (ООН), Протокол V якої зобов'язує виконувати очищення, видалення або знищення вибухонебезпечних пережитків війни. Як приклад міжнародної участі у відновленні земель можна навести зусилля ЄС у рамках діяльності Європейського агентства з реконструкції із післявоєнного відновлення держав колишньої Югославії. В'єтнам для поствоєнного відновлення отримував допомогу від ООН.

Зусилля країн залишаються несистематичними та здійснюються в кожному конкретному випадку окремо. Тим не менше, більшість країн Світу, які зазнали впливу військових дій, розробляють і мають стратегії управління поствоєнними землями на рівні нормативно-правового регулювання, програм із відновлення.

На сьогодні не створено універсальних методологій оцінки поствоєнних земель та підходів щодо допустимого рівня їх забруднень. Тому більшість країн визнають реальність того, що забруднені землі ніколи не можуть знову бути «чистими». Аналіз найкращих практик відновлення земель свідчить про

пріоритетну роль і регуляторних, і наглядових органів держав. Відповідальність органів місцевого самоврядування та приватних власників більше виражена в США, Канаді та Великобританії. В Німеччині, Франції, Кувейті, В'єтнамі більшу частину робіт із відновлення виконують регуляторні органи влади.

У ряді країн (США, Канада, Німеччина) на урядовому рівні створені програми з реабілітації забруднених земель військових полігонів. Такий досвід (процедури, інструменти) є важливим для подолання проблеми пошкоджених земель внаслідок реальних бойових дій.

Важливою є роль незалежних громадських організацій у пріоритизації проблем із відновлення земель, організації взаємодії влади і громадськості. Особливо важлива роль НГО у країнах, які у поствоєнний період стикаються із кризою або навіть руйнуванням державних інституцій (країни колишньої Югославії, Сирія).

Для розроблення релевантних програм або планів із відновлення ґрунтів важливою є оперативна оцінка наслідків бойових дій (ступінь пошкодження, рівні забруднення), яка б базувалася на ефективній системі моніторингу стану навколишнього середовища.

Не зважаючи на те, що територія України надзвичайно постраждала внаслідок II Світової війни, не знайдені згадки про екологічні практики відновлення земель під час повоєнної відбудови. Залишки нерозірваних боєприпасів ще й досі загрожують ґрунтам, становлять небезпеку людям.

Україна має досвід відновлення земель, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи. За масштабами та ступенем пошкодження земель наслідки співставні із бойовими діями, тому досвід застосування підходів і методів відновлення ґрунтів є важливим для післявоєнної України. Важливий прецедент – переважна більшість ушкоджених земель була об'єднана у межах Чорнобильського біосферного заповідника, землі законсервовані і піддані природному відновленню. Схожа практика для поствоєнних забруднених земель застосована, наприклад, у Франції. Слід також відзначити наявність чітких і зрозумілих критеріїв (за рівнем щільності випадіння на ґрунті основних радіонуклідів) зонування пошкоджених територій та відповідних дій із управління такими зонами.

Землі, пошкоджені внаслідок бойових дій, можуть бути відновлені із застосуванням цілого арсеналу технік. Щодо земель, забруднених хімічними речовинами, розроблені численні методи фізичної, хімічної та біологічної ремедіації (очищення). Тут йдеться про рекультивуацію земель – перетворення забруднених земель у придатні для подальшого господарського використання. Вибір технології рекультивації визначається характером та ступенем забруднення, цільовим призначенням або використанням ділянки, а також від наявності результативних та економічно ефективних технологій. Альтернатива – консервація земель, які зазнали катастрофічних пошкоджень. При цьому передбачається припинення чи обмеження господарського використання земель на визначений термін, відновлення відбувається у природний спосіб. Додатковий інструмент підтримки таких територій – надання природоохоронного статусу для ефективнішого їх менеджменту.

Підходи до оцінки екологічних збитків різняться залежно від конкретного типу шкоди: навколишньому середовищу, природним ресурсам або здоров'ю населення.

Хоча збитки, завдані природним ресурсам, зазвичай оцінюються з використанням ринкових підходів, доцільно припустити, що збитки, завдані навколишньому середовищу та здоров'ю населення, потребують інших підходів для того, щоб повністю оцінити некомерційні цінності. Великомасштабна шкода екосистемам може створити синергетичні ефекти між здоров'ям населення та іншими екологічними збитками. Наприклад, забруднення від нафтових пожеж під час війни в Кувейті призвело не тільки до прямих негативних наслідків для здоров'я населення, але й до непрямих – через вплив забруднення на сільське господарство.

Основні підходи до економічної оцінки (опрацьовані робочою групою ЮНЕП і ґрунтуються переважно на законодавстві США): компенсація витрат на екологічну реабілітацію; «повна компенсація», заснована на відновленні всіх втрат; «ресурсна компенсація», при якому компенсація надається у формі ресурсних проєктів; заміщення природних активів та компенсація проміжних втрат протягом

періоду від моменту заподіяння шкоди до моменту, коли пошкоджені ресурси або їх заміна повернуться до відновленого стану, в якому вони перебували до пошкодження; оцінка вартості екосистемних послуг.

Базою для оцінювання економічних збитків, завданих ґрунтам внаслідок бойових дій, може виступати нормативно-грошова оцінка земель сільськогосподарського призначення. Важливо, що нормативно-грошова оцінка враховує природні особливості ґрунтового покриття.

Під час оцінювання наслідків бойових дій на регіональному рівні важливо враховувати екологічну ситуацію, що склалася у довоєнний період. Прикладом в Україні є Донбас – промисловий регіон, який до війни був екологічно неблагополучним. Війна, яка триває тут з 2014 року спричиняє, очевидно, найбільш тяжкі наслідки для земель. Дослідження на регіональному рівні мають визначити рамкові цілі для розроблення планів відновлення / консервації земель, сформулювати вимоги і види оцінювання під час дослідження територій на місцевому рівні.

Враховуючи повноваження місцевих громад, які визначені реформою децентралізації, громади цілком ймовірно будуть основними операційними одиницями для оцінювання обсягу збитків, розроблення планів із відновлення і провадження конкретних заходів із рекультивації пошкоджених земель. На місцевому рівні (громада) мають бути проведені детальні дослідження наслідків бойових дій для ґрунтів із застосуванням комплексу методів (польових і дистанційних, лабораторних аналізів зразків ґрунту). Методологія дослідження може бути універсальною для всієї території України, проте плани відновлення земель – унікальні для кожної громади, хоча і засновані на певних каркасах типових рішень та інструментах просторового планування (План відновлення, Комплексний план розвитку території громади). Важливо, щоб прийняття рішення було прозорим із залученням всіх зацікавлених сторін – громадянськість, бізнес, влада, незалежні спостерігачі (наприклад, НГО), науковці.

РЕКОМЕНДАЦІЇ ДЛЯ ВЛАДИ НАЦІОНАЛЬНОГО, РЕГІОНАЛЬНОГО ТА МІСЦЕВОГО РІВНІВ ЩОДО ЕКОЛОГІЧНО СТАЛОГО ТА СОЦІАЛЬНО СПРАВЕДЛИВОГО ВІДНОВЛЕННЯ ЗЕМЕЛЬ, ЯКІ ЗАЗНАЛИ ПОРУШЕНЬ І ЗАБРУДНЕНЬ НА НАЦІОНАЛЬНОМУ РІВНІ

- Створити Національний координаційний комітет з подолання наслідків військової діяльності та розробки заходів щодо відновлення ґрунтового покриву поствоєнних ландшафтів.
- Розробити Національну стратегію відновлення ґрунтів поствоєнних ландшафтів з урахуванням регіональних ґрунтових та ландшафтно-геохімічних умов, типів природокористування.
- Розробити План дій щодо реалізації стратегії до 2032 року.
- Врахувати Національну стратегію відновлення ґрунтів поствоєнних ландшафтів у новій Генеральній схемі планування території України.
- Врахувати Національну стратегію відновлення ґрунтів поствоєнних ландшафтів у національній програмі відновлення України, зокрема у проєктах «Відбудова чистого та захищеного середовища».
- Врахувати Національну стратегію відновлення ґрунтів поствоєнних ландшафтів у стратегічних документах держави (Стратегія сталого розвитку України до 2030 року, Державна стратегія регіонального розвитку на 2021- 2027 роки та план заходів з її реалізації, Національна економічна стратегія на період до 2030 року тощо).
- Створити Центр екологічного менеджменту поствоєнних територій з метою встановлення стандартів щодо вмісту забруднюючих речовин (наприклад, максимально допустимі рівні забруднювачів) та визначення належних рівнів очищення ґрунту.
- Розробити Міністерству оборони систему заходів з очищення та розмінування ґрунтового покриву поствоєнних ландшафтів.
- Розробити зонування територій поствоєнних ландшафтів з урахуванням рівнів їхнього забруднення та необхідних заходів із відновлення для нормальної економічної активності.
- Розробити нормативно-правову базу для забезпечення механізму повернення (з компенсацією землевласникам) забруднених земель у державну власність для їх відновлення.
- Розробити економічний механізм регулювання земельних відносин щодо компенсацій власникам чи орендарям земельних ділянок внаслідок обмежень щодо їх використання, попереднього і повного відшкодування власникам вартості вилучених земельних ділянок.
- Встановити гарантії прав власників землі у разі її вилучення або тимчасової консервації.
- Забезпечити паритет інтересів землевласників, землекористувачів та держави під час реалізації розпоряджень щодо поводження із забрудненими землями, які залишені у власності приватних осіб, з обов'язковим здійсненням заходів з їх відновлення.
- Розробити нормативно-правову базу надання інвестиції землевласникам у заходи з відновлення земель.
- Розробити адекватну методику визначення розміру шкоди, заподіяної ґрунтам внаслідок воєнних дій.
- Розробити та затвердити нормативний документ, що регламентує компенсаційне оздоровлення ґрунтів.
- Провести паспортизацію ґрунтів поствоєнних ландшафтів.

- Розробити програми еколого-геохімічних досліджень ґрунтів поствоєнних ландшафтів у межах підготовки державних нормативних документів.
- Розробити процедури еколого-геохімічної оцінки поствоєнних територій та територій забруднених речовинами воєнно-техногенного походження.
- Розробити набір індикаторів воєнно-техногенного забруднення, які можна використовувати для моніторингу змін у ґрунтах.
- Забезпечити фінансування повної незалежної еколого-геохімічної оцінки ґрунтів, яка має бути ініційована Урядом.
- Реалізувати пілотні проекти на деокупованих територіях для оцінки ефективності реабілітаційних заходів на конкретних поствоєнних землях.
- Забезпечити проведення постійного еколого-геохімічного моніторингу ґрунтів за розробленою та затвердженою мережею пунктів пробовідбору.
- Співпрацювати з місцевими та міжнародними організаціями з метою обміну результатами, висновками, методами вдосконалення аналізу і передовим досвідом з екологічних питань поствоєнного відновлення.
- Провести комплексну еколого-геохімічну оцінку ґрунтів поствоєнних ландшафтів у співпраці з міжнародними організаціями з метою всебічного дослідження та визначення пріоритетів для відновлення.
- Підтримати місцеву владу, громади та міжнародні організації у фінансуванні проектів, спрямованих на боротьбу із забрудненням, утилізацію відходів та покращення екологічної інфраструктури територій.
- Розглянути можливість прямої співпраці Уряду з місцевою владою шляхом надання експертизи та технологій рекультивації для подолання наслідків воєнно-техногенних впливів.
- Впровадити процес інформування громадськості щодо ризиків використання забруднених земель (створення геопорталу).

НА РЕГІОНАЛЬНОМУ РІВНІ

- Врахувати Національну стратегію відновлення ґрунтів поствоєнних ландшафтів у Програмах комплексного відновлення територій областей та територіальних громад (їхніх частин).
- Врахувати Національну стратегію відновлення ґрунтів поствоєнних ландшафтів у схемах планування території областей на місцевому рівні,
- Врахувати необхідність відновлення ґрунтів на місцевому рівні під час розроблення Комплексних планів розвитку територій громад або Генеральних планів
- Забезпечити врахування проблем відновлення пошкоджених ґрунтів під час стратегічної екологічної оцінки документів державного планування
- Зобов'язати Державну екологічну інспекцію контролювати додержання вимог законодавства під час робіт із відновлення забруднених ґрунтів.
- Створити набір узгоджених найкращих практик відновлення ґрунтів на регіональному рівні (землеробство, компостування тощо)

- Розвинути регіональну ґрунтову політику в межах агросекторів з можливістю контролю місцевою владою ліцензії на вирощування сільськогосподарських культур.
- Встановити державно-приватне партнерство для розширення практик відновлення земель (наприклад, між Міністерством аграрної політики та продовольства України і групами фермерів).
- Залучити потенційних стейкхолдерів до процесу прийняття рішень щодо цілей рекультивації та оцінки рекультиваційних робіт.

Абіотичні чинники – компоненти та явища неживої природи (клімат, світло, тиск, температура, рух середовища, тверда фаза ті ін.), що прямо чи побічно діють на організми.

Агрегат ґрунтовий – природна складна ґрунтова окремість, яка утворилася з елементарних ґрунтових часток (мікроагрегат) або мікроагрегатів (макроагрегат) унаслідок їх злипання та склеювання під впливом фізичних, хімічних, фізико–хімічних і біологічних процесів.

Адсорбція – поглинання будь-якої речовини з газоподібного середовища або розчину поверхневим шаром рідини чи твердого тіла; відбувається під дією молекулярних сил поверхні адсорбенту. Розрізняють фізичну адсорбцію, коли молекули адсорбату зберігають свою індивідуальність, – і хімічну, з утворенням хімічних сполук.

Амфотерність – здатність сполук проявляти кислотні й основні властивості.

Апатит – мінерал з групи основних безводних фосфатів $\text{Ca}_5[(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})]$. Один з основних первинних джерел фосфору.

Біоаккумуляція - процес накопичення в ґрунтах хімічних елементів, неорганічних та органічних речовин у результаті розкладу рослинних та тваринних решток.

Біодеградація (біологічний розпад) – руйнування складних речовин, матеріалів, продуктів в результаті діяльності живих організмів.

Біодоступність – кількість елемента або сполуки, яка доступна для поглинання організмом або адсорбції через його клітинну мембрану.

Біотичні чинники – форми впливу живих істот одна на одну. Кожен організм постійно відчуває на собі прямий або непрямий вплив інших живих істот, вступає у зв'язок із представниками свого виду та інших видів (рослинами, тваринами, мікроорганізмами), залежить від них і сам впливає на них.

Бомбтурбація – це утворення кратерів на поверхні ґрунту та змішування ґрунту вибуховими боєприпасами, як правило, під час воєнних дій.

Буферність ґрунту – здатність ґрунту зберігати реакцію середовища (рН), протистояти дії кислот і лугів. найнижча буферність – у піщаних ґрунтах, а найвища – у глинистих.

Важкі метали – хімічні елементи (з густиною $>8 \text{ г/см}^3$ і атомною масою > 50), специфіка поведінки яких визначається діяльністю людини або міграція яких здійснюється у середовищі, що перетворене діяльністю людини.

Випаровування - процес випаровування вологи з відкритої поверхні ґрунту або поверхні рослин (без урахування транспірації рослинами).

Геоморфологічні процеси – це динамічні явища, які викликають зміни форм рельєфу та забезпечують безперервний розвиток земної поверхні.

Гідроксиди – один із основних класів неорганічних сполук, до якого належать сполуки, що складаються з катіону металу і гідроксид-аніонів. Часто до них застосовують термін **основи**, який має дещо ширше значення.

Гідроліз - хімічна взаємодія речовини з водою, що супроводжується розкладом складного хімічного тіла на його складові частини і приєднанням до них іонів води (H^+ та OH^-).

Гомологи бензолу - це ароматичні вуглеводні, в бензольному кільці яких один чи кілька атомів водню заміщені на алкільні радикали.

Горизонт елювіальний - генетичний горизонт г., де відбувається вимивання, освітлений, збіднілий на мул, півтораоксиди та основи (підзолистий, осолоділий, іллімеризований горизонти).

Горизонт ілювіальний - генетичний горизонт г., в якому відбувається накопичення речовин, які виносяться з вищерозташованих (елювіальних) горизонтів.

Гранично допустима концентрація забруднюючих речовин – максимально допустима кількість забруднюючих речовин у ґрунтах, яка не зумовлює негативних екологічних наслідків для їх родючості, загального стану довкілля, якості сільськогосподарської продукції та здоров'я людини.

Ґрунт — складне органо-мінеральне, багатокомпонентне, поліфункціональне утворення на земній поверхні, яке формується протягом тривалого часу внаслідок взаємодії біотичних (рослинність, мікроорганізми) та абіотичних (гірська порода) чинників за певних гідрокліматичних умов та характеризується лише йому властивою профільною будовою і родючістю.

Ґрунтовий геохімічний бар'єр — різка зміна умов міграції хімічних елементів у ґрунті, в результаті чого відбувається диференціація профілю за вмістом мігруючих речовин. Формується внаслідок різниці хімічного, мінералогічного або гранулометричного складу, окисно-відновного і температурного потенціалів між окремими горизонтами ґрунтового профілю.

Гумінові кислоти (ГК) — темнозabarвлені препарати гумусових речовин колоїдної природи, які штучно виділяються з ґрунту в кислотній формі, або це складова частина гумусу.

Деградація ґрунту — погіршення властивостей ґрунту, зумовлене зміною умов ґрунтоутворення внаслідок господарської діяльності людини або природних процесів, стимульованих цією діяльністю, що супроводжується втратою ґрунтом продуктивних та екологічних функцій.

Дезактиваційні речовини — хімічні реагенти, що викликають розчинення або руйнування поверхневого шару об'єкта (кислоти, луки, окислювачі, органічні розчинники - діхлоретан, керосин, дизпаливо, бензин).

Дернова повсть – розміщена в поверхневому шарі ґрунту; вона дуже густо переплетена живим та мертвим корінням, кореневищами та підземними пагонами, та зачатками нових рослин, що дійсно нагадують повсть.

Дефляція – процес механічного руйнування ґрунту під дією вітру, який особливо інтенсивно проявляється на легких ґрунтах, інколи на суглинках і глинах, особливо при їх пиловатому складі.

Дисперсні ґрунти – це ґрунти (згідно з ДСТУ Б В.2.1-2-96), що складаються з окремих мінеральних часток різного розміру, слабпов'язаних одна з одною. У класі дисперсних ґрунтів виділяють дві групи: *зв'язані* — глинисті та органічного походження (мули, сапропелі, заторфовані, торфи тощо) і *незв'язані* — уламкові (піски, дерева, галька, гравій та ін.).

Екотоксичність – токсичний ефект дії речовини на природне середовище та біоту.

Ерозія ґрунтів - це сукупність процесів руйнування ґрунтового покриву й переміщення продуктів руйнування під впливом проточної води або потоків повітря.

Забруднювачі — природні або антропогенні фізичні агенти, хімічні речовини чи біологічні види, які потрапляють у природне середовище або виникають у ньому в кількостях, що перевищують межі звичайних граничних коливань чи середнього природного фону за певний відрізок часу, або перебувають в ньому у кількостях, що перевищують показники, допустимі для конкретних цілей.

Злитизація ґрунту – ущільнення ґрунту, порушення його структури під дією фізичних і хімічних чинників.

Колоїдно-дисперсна система – системи, в яких частинки розміром 1–100 нм (10^{-9} – 10^{-7} м) складаються з 10^3 – 10^9 атомів і між ними та розчинником виникає поверхня поділу.

Латеральна міграція – це перерозподіл речовини за горизонтальними міграційними потоками.

Ліганди (координовані групи, адендами) - молекули, що безпосередньо сполучаються з центральним атомом (комплексоутворювач).

Літофільні елементи – це елементи, які мають специфічну спорідненість з киснем і за умов земної утворюють мінерали – кисневі сполуки (оксиди, гідроксиди, солі кисневих кислот).

Макропори – це порожнини, розмір яких перевищує 75 мкм. Функціонально пори такого розміру забезпечують переважний потік ґрунтового розчину та швидкий транспорт розчинених речовин і колоїдів.

Мезофауна ґрунту – великі (від декількох мм до декількох см) ґрунтові безхребетні, наприклад, дощові черв'яки, мокриці, багатоніжки, великі павукоподібні, чисельні комахи та їх личинки, слизняки, равлики.

Мікроагрегати – ґрунтові агрегати, що мають діаметр менше 0,25 мм.

Нітрування – реакція введення нітрогрупи в молекули органічних сполук під дією нітруючих агентів (зазвичай це суміш концентрованої сульфатної та концентрованої нітратної кислоти), що здійснюється шляхом заміни атома Н або деяких полярних груп:

Оглеєння, глейовий процес – специфічний ґрунтово-біологічний процес метаморфічного перетворення мінеральної та органічної частини ґрунту внаслідок періодичного або тривалого перезволоження (затоплення).

Оклюзія – поглинання газів мікроскопічними порожнинами в металах, мінералах тощо.

Оксигенація (окиснення) – процес, при якому речовина, що окиснюється (атом, іон) позбавляється одного або декількох електронів; при цьому відбувається підвищення позитивної валентності елемента.

Педогенез (ґрунтоутворення) – складний процес формування ґрунту в результаті взаємодії живих організмів та продуктів їх життєдіяльності і розкладу з материнськими породами у певних екологічних умовах.

Підстилкоутворення – формування на поверхні ґрунту органічного (в нижній частині – органо-мінерального) шару лісової підстилки або степової повсті, які знаходяться по вертикальних шарах і в часі (по сезонах року) на різних стадіях розкладення рослинних решток.

Поліароматичні вуглеводні – це органічні сполуки, для яких характерна наявність у хімічній структурі двох і більше конденсованих бензенових кілець.

Поліхлоровані біфеніли – це найбільш поширені антропогенні сполуки, які відносяться до стійких органічних забруднювачів. Належать до хлорпохідних граничних вуглеводнів.

Розчинення – процес взаємодії речовин з переходом їх у йонну або колоїдну форми та утворенням гомогенних систем, нових сполук.

Санація ґрунтів – це заходи для усунення або зниження рівня вмісту шкідливих речовин (заходи знезараження), для виключення або зменшення шкідливих змін фізичних, хімічних або біологічних властивостей ґрунту, а також заходи, які довгостроково запобігають або скорочують рівень поширення шкідливих речовин, не усуваючи при цьому наявність шкідливих речовин (заходи безпеки).

Сольвент - суміш легких вуглеводнів, що виділяється з нафтової сировини, легкозаймиста рідина.

Сорбційний бар'єр – частинки ґрунтів, на яких можуть адсорбуватися з ґрунтових розчинів ті чи інші хімічні речовини. Формуються на ділянках зустрічі водного або газового потоку з сорбентами.

Сульфування – взаємодія органічної сполуки з концентрованою сірчаною кислотою і деякими її похідними, у результаті якого атом водню замінюється сульфогрупою та утворюються сульфокислоти.

Тепловий режим ґрунту – сукупність явищ та процесів, пов'язаних із надходженням, переносом, акумуляцією та віддачею тепла ґрунтом.

Термічна десорбція – це процес, у якому речовина нагрівається до певної температури для вивільнення адсорбованих сполук.

Транспірація – процес випаровування води з поверхні рослин, що відбувається через продири та кутикулу.

Фізичне забруднення – пов'язане із зміною фізичних, температурно-енергетичних, хвильових та радіаційних параметрів зовнішнього середовища.

Флегматизатор – речовина, рідка, тверда або порошкоподібна, що застосовується як домішка до вибухової речовини (ВР) для зниження чутливості до зовнішніх впливів (удару, тертя, іскри, тощо).

Фонові ґрунти – природні ґрунти, що знаходяться в подібних ландшафтно-геохімічних умовах.

Фотоліз – фотохімічна реакція розпаду сполуки при поглинанні фотона.

Фульвокислоти (ФК) – препарати жовто-забарвлених органічних речовин, витягнених зі складу гумусу й штучно переведених у кислотну форму. з іншого погляду, це складова частина гумусу.

Халькофільні елементи – це елементи, що мають здатність до утворення природних сполук із сіркою та її аналогами (Se і Te).

Хелатні сполуки – комплексні сполуки, які утворюються внаслідок з'єднання катіона (іона металу) з двома і більше атомами молекули комплексону (ліганду).

Хімічне забруднення ґрунту – зміна природного хімічного складу ґрунту внаслідок надходження в ґрунт нехарактерних для нього речовин або збільшення концентрації природних речовин до величин, що перевищують норму.

¹ Susan D. Lanier-Graham The Ecology of War: Environmental Impacts of Weaponry and Warfare Hardcover – January 1, 1993. 185.

² Susan D. Lanier-Graham The Ecology of War: Environmental Impacts of Weaponry and Warfare Hardcover – January 1, 1993. 185.

³ E.g., Guatemala: A Political Ecology: EPOCA Green Paper No. 5 (1990). p. 13 (reporting the use of 2,4-D and 2,4,5-T, die herbicidal ingredients of Agent Orange, as well as paraquat in defoliation campaigns in regions of guerrilla activity); MI Hall and Daniel Faber. El Sahador: Ecology of Conflict. EPOCA Green Paper No. 4 (1989). pp. 1, 7, 8-9 (describing scorched earth strategies, as well as the defoliation associated with heavy bombing and white phosphorus); Bill Weinberg. War on the Land: Ecology and Politics in Central America (1991). pp. 63-64 (detailing incendiary bombs, napalm, and white phosphorus used in El Salvador).

⁴ E.g., R. Jeffrey Smith, «Refugees Scavenge for Shelter in Scorched Earth of Kosovo,» Wash. Post (Aug. 5, 1999), A14; R. Jeffrey Smith, «Poisoned Wells Plague Towns All Over Kosovo,» Wash. Post (Dec. 9, 1998), A30 (citing an estimate of thousands of poisoned wells).

⁵ E.g., Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, Assessment of the Environmental Impact of Military Activities during the Yugoslavia Conflict: Preliminary Findings (June 1999), available at <http://www.rec.org/REC/Announcements/yugo/contents.html>.

⁶ Bernard Q. Nietschmann, «The Effects of War and Peace on Nicaragua's Environments,» paper delivered at the First International Conference on Addressing Environmental Consequences of War: Legal, Economic, and Scientific Perspectives, Washington, D.C. (June 1998) (manuscript on file with editors); Pascal O. Girot and Bernard Q. Nietschmann, «The Rio San Juan,» Nat'l Geographic Res. & Exploration 8(1) (1992), 52, 58-59.

⁷ Плутахін, С. В. Організація і методика проведення занять з тактичної підготовки з танковим взводом (екіпажем) [Текст] / С. В. Плутахін, І. В. Баркатов, Р. М. Думанський, Ю. М. Потапов. – Х.: ХІТВ, 2004. – 64 с.

⁸ Созинов И.Д. Взрывчатые вещества и поражающее действие авиационных средств поражения. – М.: Издательство МЭИ, 2001. – 80 с.

⁹ Созинов И.Д. Взрывчатые вещества и поражающее действие авиационных средств поражения. – М.: Издательство МЭИ, 2001. – 80 с.

¹⁰ Созинов И.Д. Взрывчатые вещества и поражающее действие авиационных средств поражения. – М.: Издательство МЭИ, 2001. – 80 с.

¹¹ Боеприпасы наземной артиллерии. Учебник под ред. Селезнева Н.А. – М.: Воениздат, 1970. – 248 с

¹² Основания устройства и конструкции орудий и боеприпасов наземной артиллерии. Учебник под ред. Королькова Н.Н. – М.: Воениздат, 1976. – 460 с.

¹³ Лысенко А.И., Чумаченко С.Н., Чеканова И.В., Турейчук А.Н. Математическая постановка задачи оптимального управления экологическим состоянием техногенно нагружаемых территорий. Адаптивні системи автоматичного управління // Міжвідомчий науково-технічний збірник. Вип.5(25) – Дніпропетровськ: Системні технології, 2002. – С. 45-55.

¹⁴ Гришин А.М. Моделирование и прогноз экологических катастроф. //Экологические системы и приборы. – 2001. – №2. – С.28-33.

¹⁵ Петряшин Л.Ф., Лысяный Г.Н. Охрана окружающей среды. – М: Недра, 1986. – 244 с.

¹⁶ Созинов И.Д. Взрывчатые вещества и поражающее действие авиационных средств поражения. – М.: Издательство МЭИ, 2001. – 80 с.

¹⁷ Коллинз Р. Течение жидкостей через пористые материалы. – М., 1964. –146 с.

¹⁸ Кочина П.Я. Гидродинамика и теория фильтрации. – М.: Недра, 1991.

¹⁹ Кочина П.Я. Гидродинамика и теория фильтрации. – М.: Недра, 1991.

²⁰ Коллинз Р. Течение жидкостей через пористые материалы. – М., 1964. –146 с.

- ²¹ Підлісна, М. С. Екологічна безпека військ [Текст] / М. С. Підлісна, І. Г. Мазор, Б. А. Катеринчук та ін. – К.: МО України, 1998. – 130 с.
- ²² Neffe, S., 1998. Chemical aspects of environmental contamination at military sites. *Environmental Contamination and Remediation Practices at Former and Present Military Bases*. Springer, Dordrecht, pp. 83–92.
- ²³ Barker, A.J., Clausen, J.L., Douglas, T.A., Bednar, A.J., Griggs, C.S., Martin, W.A., 2021. Environmental impact of metals resulting from military training activities: a review. *Chemosphere* 265, 129110. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129110>.
- ²⁴ Rehman, K., Fatima, F., Waheed, I., Akash, M.S.H., 2018. Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. *J. Cell. Biochem.* 119 (1), 157–184. <https://doi.org/10.1002/jcb.26234>.
- ²⁵ Бардик Ю. В. Еколого-гігієнічні та токсикологічні проблеми життєдіяльності / Ю. В. Бардик, О. О. Бобильова // Сучасні проблеми токсикології. – 2005. – № 4. – С. 33-36.
- ²⁶ Вадзюк С. Н. Медико-екологічні проблеми в сучасних умовах / С. Н. Вадзюк, О. Є. Федорців // Збалансований розвиток країни – шлях до здоров'я і добробуту нації: матеріали Українського екологічного конгресу, 21 вер. 2007 р. – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2007. – С. 41-44.
- ²⁷ Chapman, G.; Yudken, J. Briefing book on the military industrial complex. Council for a livable world education fund, Washington DC, 2000. 543 p.
- ²⁸ Manish Kumar, Nanthi Bolan, Tahereh Jasemizad, Lokesh P. Padhye, Srinidhi Sridharan, Lal Singh, Shiv Bolan, James O'Connor, Haochen Zhao, Sabry M. Shaheen, Hocheol Song, Kadambot H.M. Siddique, Hailong Wang, M.B. Kirkham, Jürg Rinklebe. Mobilization of contaminants: Potential for soil remediation and unintended consequences. *Science of the Total Environment* 839 (2022) 156373
- ²⁹ J. C. Pennington, J. M. Brannon. *Thermochim. Acta* 384, 163 (2002).
- ³⁰ A. L. Juhasz, R. Naidu. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 191, 163 (2007).
- ³¹ Драган Н.А. Мониторинг и охрана почв. Учебное пособие. – Симферополь: Изд-во ТНУ, 2008. с. 172
- ³² Жовинский Э. Я. Геохимия техногенных металлов в почвах Украины / Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева – К., Наук. думка, 2002 — 215 с
- ³³ Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. М.: изд-во МГУ, 1999. 224 с.
- ³⁴ Samonova O.A., Kasimov N.S., Kosheleva N.E. Mobile forms of Heavy Metals in sodpodzolic soils of Southern taiga landscapes. *Proc. of 16th World Soil Congress (on CD-ROM)*, Montpellier, France, 1998. Simp.VI, 6 pp.
- ³⁵ Sankaran U.K., Phillip S. Heavy metals uptake and accumulation by *Typha angustata* from Wetlands around thermal power station // *Int. J. Ecol and Environ Sci.*, 1990, V.16, N2-3, c.1 13-144.
- ³⁶ Buffle J. Complexation reactions in aquatic systems. Ellis Horwood. Chichester. 1988. 83 pp.
- ³⁷ Kabata-Pendias, A., 2010. *Trace Metals in Soils and Plants*, fourth ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- ³⁸ Cuske, M., Karczewska, A., Galka, B., 2017. Speciation of Cu, Zn, and Pb in soil solutions extracted from strongly polluted soils treated with organic materials. *Pol. J. Environ. Stud.* 26 (2), 567-575.
- ³⁹ Okkenhaug, G., Gebhardt, K.A.G., Amstaetter, K., Bue, H.L., Herzel, H., Mariussen, E., Mulder, J., 2016. Antimony (Sb) and lead (Pb) in contaminated shooting range soils: Sb and Pb mobility and immobilization by iron based sorbents, a field study. *J. Hazard. Mater.* 307,336-343.
- ⁴⁰ Billett M.F., Fitzpatrick E.H., Crisser M.S. Long-term changes in the Cu, Pb and Zn content of forest soil organic horizons from North-east Scotland. *Water, Air and Soil pollution*, 1991, V. 59, N1-2, c.179-191.
- ⁴¹ Forero, R., 2014. Partitioning model of the adsorption of explosives from soils to determine its environmental fate. *Rev. Crim.* 56 (3). 139-152.
- ⁴² Cao X., Ma, L.Q., Chen, M., Hardison, D.W., Harris, W.G., 2003. Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor . J. *Environ. Qual.* 32(3). 526-534.
- ⁴³ Dontsova, K., Taylor, S., 2017. High explosives and propellants energetics: their dissolution and fate in soils. In: *Energetic Materials*. Springer, Cham, pp. 373-406.

-
- ⁴⁴ Cao, X., Ma, L.Q., Chen, M., Hardison, D.W., Harris, W.G., 2003. Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 32 (2), 526-534.
- ⁴⁵ Sankaran U.K., Phillip S. Heavy metals uptake and accumulation by *Typha angustata* from Wetlands around thermal power station // *Int. J. Ecol and Environ Sci.*, 1990, V.16, N2-3, c.1 13-144.
- ⁴⁶ Billett M.F., Fitzpatrick E.H., Crisser M.S. Long-term changes in the Cu, Pb and Zn content of forest soil organic horizons from North-east Scotland. *Water, Air and Soil pollution*, 1991, V. 59, N1-2, c.179-191.
- ⁴⁷ Ma, L.Q., Hardison, D.W., Harris, W.G., Cao, X., Zhou, Q., 2007. Effects of soil property and soil amendment on weathering of abraded metallic Pb in shooting ranges. *Water Air Soil Pollut.* 178 (1-4), 297-307.
- ⁴⁸ Hewitt, A.D., Jenkins, T.F., Bigl, S.R., Clausen, J.L., Craig, H., Walsh, M.E., Walsh, M.R., 2011. EPA Federal Facilities Forum issue paper: site characterization for munitions constituents. EPA-505-S-11-01, US Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response, Federal Facilities Forum Issue, Washington, DC.
- ⁴⁹ Brannon, J.M., Pennington, J.C., 2002. Environmental fate and transport process descriptors for explosives. No. ERDC/EL-TR-02-10, Engineer Research and Development Center Environmental Lab, Vicksburg, MS.
- ⁵⁰ Brannon, J.M., Pennington, J.C., 2002. Environmental fate and transport process descriptors for explosives. No. ERDC/EL-TR-02-10, Engineer Research and Development Center Environmental Lab, Vicksburg, MS.
- ⁵¹ Clausen, J.L., Korte, N., 2011. Fate and Transport of Energetics From Surface Soils to Groundwater. American Chemical Society, Washington, DC.
- ⁵² Huang, Q., Liu, B., Hosiana, M., Guo, X., Wang, T., Gui, M., 2016. Bioavailability of 2,4, 6-trinitrotoluene (TNT) to earthworms in three different types of soils in China. *Soil Sediment Contam. Int. J.* 25 (1), 38-49.
- ⁵³ Alloway B.J. Heavy metals in soils. Blackie, London, 1990, 332p.
- ⁵⁴ Малишева Л.Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій: Монографія.- К.: РВЦ «Київський університет», 1997.- 264 с.
- ⁵⁵ Beck, A.J., Gledhill, M., Schlosser, C., Stamer, B., Bottcher, C., Stemheim, A., Achterberg, E.P., 2018. Spread, behavior, and ecosystem consequences of conventional munitions compounds in coastal marine waters. *Front. Mar. Sci.* 5, 141.
- ⁵⁶ Lynch, J.C., Myers, K.F., Brannon, J.M., Delfino, J.J., 2001. Effects of pH and temperature on the aqueous solubility and dissolution rate of 2, 4, 6-trinitrotoluene (TNT), hexahydro-1, 3, 5-trinitro-1, 3, 5-triazine (RDX), and octahydro-1, 3, 5, 7-tetranitro-1, 3, 5, 7-tetrazocine (HMX). *J. Chem. Eng. Data* 46 (6), 1549-1555.
- ⁵⁷ Cao, X., Ma, L.Q., Chen, M., Hardison, D.W., Harris, W.G., 2003. Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 32 (2), 526-534.
- ⁵⁸ Fayiga, A.O., 2019. Remediation of inorganic and organic contaminants in military ranges. *Environ. Chem.* 16 (2), 81-91.
- ⁵⁹ Rylott, E.L., Bruce, N.C., 2019. Right on target: using plants and microbes to remediate explosives. *Int. J. Phytoremediation* 21 (11), 1051-1064.
- ⁶⁰ Сорокина Л.Ю., Сплодитель А.О. Распределение тяжелых металлов в системе «почва-растение» в ландшафтах территории Национального природного парка «Нижнесульский». «Могилевский меридиан». 2017. Т.17, вып. 3-4(39-40). С. 19-24.
- ⁶¹ Тарабрин, В.П. Физиология устойчивости древесных растений в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами / В.П. Тарабрин // Микроэлементы в окружающей среде. – Киев: Наукова думка, 1980. – С. 17.
- ⁶² Панин М.С. Контроль уровня загрязненности тяжелыми металлами сельскохозяйственной продукции / М.С. Панин // Докл. третьей междунар. науч.-техн. конф. Пища. Экология. Человек. – М., 1999. – С. 126.
- ⁶³ Pennington, J.C., Brannon, J.M., 2002. Environmental fate of explosives. *Thermochim. Acta* 384, 163–172.
- ⁶⁴ Taylor, S., Bigl, S., Packer, B., 2015. Condition of in situ unexploded ordnance. *Sci. Total. Environ* 505, 762–769.
- ⁶⁵ J. C. Pennington, J. M. Brannon. *Thermochim. Acta* 384, 163 (2002).
- ⁶⁶ Via S.M. (2020) Phytoremediation of Explosives. In: Shmaefsky B. (eds) *Phytoremediation. Concepts and Strategies in Plant Sciences*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_8.

-
- ⁶⁷ Singh, S.N., Mishra, S., 2014. Phytoremediation of TNT and RDX. In: Singh, S.N. (Ed.), *Biological remediation of explosive residues*. Springer, Cham, pp. 371–392.
- ⁶⁸ Ghosh, M., Singh, S., 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. *Appl. Ecol. Environ. Res* 3, 1–18.
- ⁶⁹ Pilon-Smits, E.A., 2005. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant. Biol.* 56, 15–39.
- ⁷⁰ Vila, M., Lorber-Pascal, S., Laurent, F., 2008. Phytotoxicity to and uptake of TNT by rice. *Environ. Geochem. Health* 30 (2), 199–203.
- ⁷¹ Ait, Ali, A., Zinnert, J.C., Muthukumar, B., Peng, Y., Chung, S.M., Stewart, C.N., 2014. Physiological and transcriptional responses of *Baccharis halimifolia* to the explosive “composition B” (RDX/TNT) in amended soil. *Environ. Sci. Pollut. Res* 21 (13), 8261–8270.
- ⁷² Winfield, L.E., Rodgers, J.H., D’Surney, S.J., 2004. The response of selected terrestrial plants to short (12 days) and long term (2, 4, and 6 weeks) hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) exposure Part 1: growth and developmental effects. *Ecotoxicology* 13, 335–347.
- ⁷³ Hoch, J.M., Bruce, M., 2019. Metal contamination hotspots at unregulated firearm target shooting sites in the Everglades. *J. Environ. Qual.* 48 (3), 755–761.
- ⁷⁴ Bilen, B., Ates Alkan, F., Barutcu, U.B., Sezen, M., Unlu, M.B., Aghayev, K., 2018. Examination of metal mobilization from a gunshot by scanning acoustic microscopy, scanning electron microscopy, energy-dispersive X-ray spectroscopy, and inductively coupled plasma optical emission spectroscopy: a case report. *J. Med. Case Rep.* 12 (1), 391. <https://doi.org/10.1186/s13256-018-1905-7>
- ⁷⁵ Robinson, B.H., Bischofberger, S., Stoll, A., Schroer, D., Furrer, G., Roulier, S., Gruenwald, A., Attinger, W., Schulin, R., 2008. Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: uptake pathways and land management implications. *Environ. Pollut.* 153 (3), 668–676. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.034>.
- ⁷⁶ Di Lella, L.A., Fran, L., Loppi, S., Protano, G., Riccobono, F., 2003. Lichens as of uranium and other trace elements in an area of Kosovo heavily with depleted uranium rounds. *Atmos. Environ.* 37 (38), 5445–5449.
- ⁷⁷ Gong, P., Hawari, J., Thiboutot, S., Ampleman, G., Sunahara, G.I., 2001. Ecotoxicological effects of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine on soil microbial activities. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 947–951.
- ⁷⁸ Moon, Y., Yim, U., Kim, H., Kim, Y., Shin, W., Hwang, I., 2013. Toxicity and bioaccumulation of petroleum mixtures with alkyl PAHs in earthworms. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 19 (3), 819–835.
- ⁷⁹ Jarvis et al., 1998, Lachance et al., 2004
- ⁸⁰ Fuller, M.E., Manning Jr., J.F., 1998. Evidence for differential effects of 2,4,6-trinitrotoluene and other munitions compounds on specific subpopulations of soil microbial communities. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 2185–2195.
- ⁸¹ Porter JW, Barton JV, Torres C. Ecological, radiological, and toxicological effects of naval bombardment on the coral reefs of Isla de Vieques, Puerto Rico. In: *Warfare Ecology*. Springer; 2011. p. 65–122.
- ⁸² Diaz E, Massol-Deya A (2003) Trace element composition in forage samples from a military target range, three agricultural areas, and one natural area in Puerto Rico. *Caribb J Sci* 39:215–220
- ⁸³ Massol-Deya A, Perez D, Perez E, Berrios M, Diaz E (2005) Trace elements analysis in forage samples from a US Navy bombing range (Vieques, Puerto Rico). *Int J Environ Res Public Health* 2:263–266
- ⁸⁴ Cristaldi, M., Foschi, C., Szpunar, G., Brini, C., Marinelli, F., Triolo, L., 2013. Toxic emissions from a military test site in the territory of Sardinia, Italy. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health* 10 (4), 1631–1646. <https://doi.org/10.3390/ijerph10041631>
- ⁸⁵ Johnsen, I.V., Mariussen, E., Voie, W., 2019. Assessment of intake of copper and lead by sheep grazing on a shooting range for small arms: a case study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26 (8), 7337–7346.
- ⁸⁶ Wargo J. *Green intelligence: Creating environments that protect human health*. New Haven, Connecticut: Yale University Press; 2009.
- ⁸⁷ Jirau-Colon, H., Cosme, A., Marcial-Vega, V., Jimenez-Vrelez, B., 2019. Toxic metals depuration profiles from a population adjacent to a military target range (Vieques) and Main island Puerto Rico. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health* 17 (1), 264. <https://doi.org/10.3390/ijerph17010264>.

- ⁸⁸ Jergovic, M., Miskulin, M., Puntaric, D., Gmajnic, R., Milas, J., Sipos, L., 2010. Crosssectional biomonitoring of metals in adult populations in post-war eastern Croatia: differences between areas of moderate and heavy combat. *Croat. Med. J.* 51 (5), 451–460. <https://doi.org/10.3325/cmj.2010.51.451>.
- ⁸⁹ Baraquoni, N.A., Qouta, S.R., VĚanskĚa, M., Diab, S.Y., PunamĚaki, R.L., Manduca, P., 2020. It takes time to unravel the ecology of war in Gaza, Palestine: long-term changes in maternal, newborn and toddlers' heavy metal loads, and infant and toddler developmental milestones in the aftermath of the 2014 military attacks. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health* 17 (18), 6698. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186698>.
- ⁹⁰ Manduca, P., Al Baraquni, N., Parodi, S., 2020. Long term risks to neonatal health from exposure to war-9 Years long survey of reproductive health and contamination by weapon-delivered heavy metals in Gaza, Palestine. *Int. J. Environ. Res. Publ. Health* 17 (7), 2538. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072538>.
- ⁹¹ Manduca, P., Al Baraquni, N., Al Baraquni, L., Abu Abadi, D., Abdallah, H., Hamad, G.A., Mosa, T.A., Balousha, S., Miqdad, H., Mohammed, W., Salah, M., El Shawwa, R., 2019. Hospital centered surveillance of births in Gaza, Palestine, 2011-2017 and heavy metal contamination of the mothers reveals long-term impact of wars. *Reprod. Toxicol.* 86, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2019.02.003>.
- ⁹² Savabieasfahani, M., Alaani, S., Tafash, M., Dastgiri, S., Al-Sabbak, M., 2015. Elevated titanium levels in Iraqi children with neurodevelopmental disorders echo findings in occupation soldiers. *Environ. Monit. Assess.* 187 (1), 4127. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4127-5>.
- ⁹³ Шевченко В.А. Медико-географическое картографирование территории Украины – К.: Наук. думка, 1994. – 158 с.
- ⁹⁴ Лисенко О.І., Чумаченко С.М., Чеканова І.В., Турейчук А.М. Використання спостерігача Л'юінбергера для оцінки та прогнозування стану ускладненої агроєкосистеми із застосуванням математичного та комп'ютерного імітаційного моделювання // Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, індикатори, приклади. Книга 2. – Київ: ЗАТ «Нічлава». – 2005. – С. 86-139.
- ⁹⁵ Томашевська, Т. В. Математичне моделювання процесів фільтрації в екологічно небезпечних зонах [Текст] / Т. В. Томашевська // 36. наук. пр. – К.: ННДЦ ОТ і ВБ України, 2001. – №5. – С.225–228.
- ⁹⁶ Steven D. Warren, Scott W. Holbrook, Debra A. Dale, Nathaniel L. Whelan, Martin Elyn, Wolfgang Grimm, and Anke Jentsch. 2007. Biodiversity and the Heterogeneous Disturbance Regime on Military Training Lands. *Restoration Ecology* Vol. 15, No. 4, pp. 606–612
- ⁹⁷ Garten Jr., C.T., Ashwood, T.L., 2004. Modeling soil quality thresholds to ecosystem recovery at Fort Benning, GA, USA. *Ecol. Eng.* 23, 351–369.
- ⁹⁸ Кріль, Т.В. Явище розрідження у ґрунтах та фактори, що на нього впливають / Т.В. Кріль // 36. наук. пр. Інституту геологічних наук НАН України. – 2009. – Вип. 2. – С. 261-264
- ⁹⁹ Иванов П.Л. Разжижение и уплотнение несвязных грунтов при динамических воздействиях. — Л.: Издво ЛПИ, 1978. — 52 с.
- ¹⁰⁰ Кріль, Т.В. Явище розрідження у ґрунтах та фактори, що на нього впливають / Т.В. Кріль // 36. наук. пр. Інституту геологічних наук НАН України. – 2009. – Вип. 2. – С. 261-264
- ¹⁰¹ Кріль, Т.В. Явище розрідження у ґрунтах та фактори, що на нього впливають / Т.В. Кріль // 36. наук. пр. Інституту геологічних наук НАН України. – 2009. – Вип. 2. – С. 261-264
- ¹⁰² Балюк С.А., Медведєв В.В., Воротинцева Л.І., Шимель В.В. Сучасні проблеми деградації ґрунтів і заходи щодо досягнення нейтрального її рівня. *Вісник аграрної науки*. 2017. № 8. С. 5-11
- ¹⁰³ Качинський А.Б. *Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення*. – К.: НІСД, 2001. – 312 с.
- ¹⁰⁴ Althoff, P.S., Thien, S.J., Todd, T.C., 2010. Primary and residual effects of Abrams tank traffic on prairie soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 2151–2161.
- ¹⁰⁵ Prose, D.V., 1985. Persisting effects of armored warfare maneuvers on some soils of the Mojave Desert. *Environ. Geol. Water Sci.* 7, 163–170.
- ¹⁰⁶ Halvorson, J.J., McCool, D.K., King, L., Gatto, L., 2001. Soil compaction and over-winter changes to tracked-vehicle ruts, Yakima Training Center, Washington. *J. Terramech.* 38, 133–151.

-
- ¹⁰⁷ Gopal, R., 2006. Polymer concrete composites for enhancement of mobility of troops in desert operations. *Mater. Sci. Eng. B* 132, 129–133.
- ¹⁰⁸ Giacomo Certini, Riccardo Scalenghe, William I. Woods The impact of warfare on the soil environment. *Earth-Science Reviews* 127 (2013) 1–15
- ¹⁰⁹ Harper, K.C., 2008. Climate control: United States weather modification in the cold war and beyond. *Endeavour* 32, 20–26.
- ¹¹⁰ Harper, K.C., 2008. Climate control: United States weather modification in the cold war and beyond. *Endeavour* 32, 20–26.
- ¹¹¹ Ambrose, S. E. 1997. *Citizen Soldiers: The U.S. Army From the Normandy Beaches to the Bulge to the Surrender of Germany, June 7, 1944–May 7, 1945*. Simon and Schuster, New York.
- ¹¹² Hupy, J.P., Schaetzl, R.J., 2006. Introducing “bombturbation”, a singular type of soil disturbance and mixing. *Soil Sci.* 171, 823–836.
- ¹¹³ Melosh, H. J. 1989. *Impact Cratering: A Geologic Process*, Oxford Monographs on Geology and Geophysics, No. 11. Oxford Univ. Press, New York.
- ¹¹⁴ Hupy, J.P., Schaetzl, R.J., 2006. Introducing “bombturbation”, a singular type of soil disturbance and mixing. *Soil Sci.* 171, 823–836.
- ¹¹⁵ United States Department of the Army, 1981. *Explosive Ordnance Reconnaissance*. Department of the Army, Field Manual 9–16, Washington, D.C.
- ¹¹⁶ Lin E, Qin R, Edgerton J, Kong D (2020). Crater detection from commercial satellite imagery to estimate unexploded ordnance in Cambodian agricultural land. *PLoS ONE* 15(3): e0229826. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229826>
- ¹¹⁷ Orians, G.H., Pfeiffer, E.W., 1970. Ecological effects of the war in Vietnam. *Science* 168 (3931), 544–554.
- ¹¹⁸ Pfeiffer, E.W., 1969. Ecological effects of the Vietnam war. *Science Journal* 5 (2), 33–38.
- ¹¹⁹ Westing, A.H., 1996. Explosive remnants of war in the human environment. *Environmental Conservation* 23 (4), 283–285.
- ¹²⁰ Joseph P. Hupy, Thomas Koehler Modern warfare as a significant form of zoogeomorphic disturbance upon the landscape. *Geomorphology* 157-158 (2012) 169–182
- ¹²¹ Hupy, J.P., Schaetzl, R.J., 2006. Introducing “bombturbation”, a singular type of soil disturbance and mixing. *Soil Sci.* 171, 823–836.
- ¹²² Joseph P. Hupy, Thomas Koehler Modern warfare as a significant form of zoogeomorphic disturbance upon the landscape. *Geomorphology* 157-158 (2012) 169–182
- ¹²³ G. Certini et al. The impact of warfare on the soil environment / *Earth-Science Reviews* 127 (2013) 1–15
- ¹²⁴ Shaw, R.B., Doe III, W.W., Houston, S., 2001. *Ecological Soil Characterization of the Delta Creek and Washington Impact Areas, Fort Greely, Alaska*. US Army Research Office, Research Triangle Park, NC.
- ¹²⁵ Tešan-Tomić, Neda Smiljanić, Slavko N. Jović, Mihajlo D. Gligorić, Miladin J. Povrenović, Dragan Došić, Aleksandar D. Examining the Effects of the Destroying Ammunition, Mines and Explosive Devices on the Presence of Heavy Metals in Soil of Open Detonation Pit; Part 2: Determination of Heavy Metal Fractions. *Water Air Soil Pollut* (2018) 229: 303 <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3950-7>
- ¹²⁶ Takahashi, K., Preetz, H., Igel, J., 2011. Soil properties and performance of landmine detection by metal detector and ground-penetrating radar — soil characterisation and its verification by a field test. *J. Appl. Geophys.* 73, 368–377.
- ¹²⁷ Mohamed, M.A. An Assessment of Forest Cover Change and Its Driving Forces in the Syrian Coastal Region during a Period of Conflict, 2010 to 2020. *Land* **2021**, 10, 191. <https://doi.org/10.3390/land10020191>
- ¹²⁸ Cherp O.M., Vinnychenko V.N., Khotuleva M.V. Molchanova Ya.P., Dayman S.Yu. Ecological evaluation and expertise.- Moscow, Ecoline, 2000, URL: <http://www.ecoline.ru/mc/books/>, 202 p. (in Russian)
- ¹²⁹ Peregudov F.I., Tarasenko F.P. Introduction in system analysis. – Moscow, Vystshaya Shkola, 1989.- 367 p. (in Russian)

-
- ¹³⁰ Gillies, J.A., Kuhns, H., Engelbrecht, J.P., Uppapalli, S., Etyemezian, V., Nikolich, G., 2007. Particulate emissions from U.S. Department of Defense artillery backblast testing. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 57 (5), 551–560. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.5.551>
- ¹³¹ Weber, A.K., Bannon, D.I., Abraham, J.H., Seymour, R.B., Passman, P.H., Lilley, P.H., Parks, K.K., Braybrooke, G., Cook, N.D., Belden, A.L., 2020. Reduction in lead exposures with lead-free ammunition in an advanced urban assault course. *J. Occup. Environ. Hyg.* 17 (11–12), 598–610. <https://doi.org/10.1080/15459624.2020.1836375>
- ¹³² H. Hafidh, “U.N. wants Iraq to issue more visas for its staff,” *Tech. Rep.*, Reuters, Baghdad, Iraq, 2002.
- ¹³³ Ilan Chabay Martin Frick Jennifer Helgeson. *Land Restoration Reclaiming Landscapes for a Sustainable Future*. 2016 Elsevier Inc. All rights reserved.
- ¹³⁴ Lao National Unexploded Ordnance Programme, «The Unexploded Ordnance (UXO) Problem» 2008, <http://www.uxolao.org/uxo%20problem.html>.
- ¹³⁵ Landmine and Cluster Munition Monitor, “Vietnam,” 2003, <http://www.the-monitor.org/index.php/publications/display?url=lm/2003/vietnam.html>.
- ¹³⁶ New York Times, «Israeli bomblets plague Lebanon» 2006, <http://www.nytimes.com/2006/10/06/world/middleeast>
- ¹³⁷ Landmine and Cluster Munition Monitor, «Armenia» 2002, <http://www.the-monitor.org/index.php/publications/display>
- ¹³⁸ Landmine and Cluster Munition Monitor, «Chechnya» 2009, <http://www.the-monitor.org/index.php/publications/display>
- ¹³⁹ Defense Science Board, Report of the Defense Science Board Task Force on Unexploded Ordnance, Office of the Under Secretary of Defense for Acquisition, Technology, and Logistics, Washington, DC, USA, 2003.
- ¹⁴⁰ Defense Science Board, Report of the Defense Science Board Task Force on Unexploded Ordnance, Office of the Under Secretary of Defense for Acquisition, Technology, and Logistics, Washington, DC, USA, 2003.
- ¹⁴¹ Government Accountability Office (GAO), “DOD operational ranges—more reliable cleanup cost estimates and a proactive approach to identifying contamination are needed,” GAO-04-601, 2004, <http://www.gao.gov/htext/d04601.html>.
- ¹⁴² T. F. Jenkins, C. L. Grant, M. E. Walsh et al., “Coping with spatial heterogeneity effects on sampling and analysis at an HMX-contaminated antitank firing range,” *Field Analytical Chemistry and Technology*, vol. 3, no. 1, pp. 19–28, 1999.
- ¹⁴³ T. F. Jenkins, A. D. Hewitt, M. E. Walsh, C. L. Grant, and C. A. Ramsey, «Comment on data representativeness for risk assessment by Rosemary Mattuck et al.» *Journal of Environmental Forensics*, vol. 6, no. 4, pp. 321–323, 2005.
- ¹⁴⁴ A. D. Hewitt, T. F. Jenkins, T. A. Ranney et al., “Estimates for explosives residues from the detonation of army munitions,” ERDC/ CRREL TR-03-16, US Army Engineer Research and Development Center, Hanover, NH, USA, 2003.
- ¹⁴⁵ J. C. Pennington, T. F. Jenkins, G. Ampleman et al., “Distribution and fate of energetics on DOD test and training ranges: interim report 6,” TR 06-12, Strategic Environmental Research and Development Program, US Army Corps of Engineers Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Miss, USA, 2006.
- ¹⁴⁶ A. D. Hewitt, T. F. Jenkins, T. A. Ranney et al., “Estimates for explosives residues from the detonation of army munitions,” ERDC/ CRREL TR-03-16, US Army Engineer Research and Development Center, Hanover, NH, USA, 2003.
- ¹⁴⁷ S. Taylor, A. Hewitt, J. Lever et al., “TNT particle size distributions from detonated 155-mm howitzer rounds,” *Chemosphere*, vol. 55, no. 3, pp. 357–367, 2004.
- ¹⁴⁸ M.R. Walsh, S. Taylor, M. E. Walsh et al., “Residues from live fire detonations of 155-mm howitzer rounds,” ERDC/CRREL TR-05-14, US Army Engineer Research and Development Center, Hanover, NH, USA, 2005.
- ¹⁴⁹ S. Taylor, A. Hewitt, J. Lever et al., “TNT particle size distributions from detonated 155-mm howitzer rounds,” *Chemosphere*, vol. 55, no. 3, pp. 357–367, 2004.
- ¹⁵⁰ J. C. Pennington, T. F. Jenkins, G. Ampleman et al., “Distribution and fate of energetics on DOD test and training ranges: interim report 6,” TR 06-12, Strategic Environmental Research and Development Program, US Army Corps of Engineers Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Miss, USA, 2006.
- ¹⁵¹ J. C. Pennington, T. F. Jenkins, G. Ampleman et al., “Distribution and fate of energetics on DOD test and training ranges: interim report 6,” TR 06-12, Strategic Environmental Research and Development Program, US Army Corps of Engineers Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Miss, USA, 2006.

-
- ¹⁵² Dimitrios Kalderis, Albert L. Juhasz, Raj Boopathy, and Steve Comfort. Soils contaminated with explosives: Environmental fate and evaluation of state-of-the-art remediation processes (IUPAC Technical Report) Pure Appl. Chem., Vol. 83, No. 7, pp. 1407–1484, 2011. doi:10.1351/PAC-REP-10-01-05
- ¹⁵³ B. Clark, R. Boopathy J. Hazard. Mater. 143, 643 (2007).
- ¹⁵⁴ W. Dong, G. Xie, T. R. Miller, M. P. Franklin, T. P. Oxenberg, E. J. Bouwer, W. P. Ball, R. U. Halden. Environ. Pollut. 142, 132 (2006).
- ¹⁵⁵ Saba, D. S. (2001) Afghanistan: Environmental degradation in a fragile ecological setting. International Journal of Sustainable Development and World Ecology Vol 8 pp 279-289.
- ¹⁵⁶ Lin E, Qin R, Edgerton J, Kong D (2020) Crater detection from commercial satellite imagery to estimate unexploded ordnance in Cambodian agricultural land. PLoS ONE 15(3): e0229826. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229826>
- ¹⁵⁷ Vidosavljević, D., Puntarić, D., Gvozdić, V., Jergović, M., Miškulín, M., Puntarić, I., Puntarić, E., Šijanović, S., 2013. Soil contamination as a possible long-term consequence of war in Croatia. AASBEV 63 (4), 322–329. <https://doi.org/10.1080/09064710.2013.777093>.
- ¹⁵⁸ Besic, L., Muhovic, I., Asie, A., Kurtovic-Kozaric, A., 2017. Meta-analysis of depleted uranium levels in the Balkan region. J. Environ. Radioact. 172, 207-217.
- ¹⁵⁹ Besic, L., Muhovic, I., Mrkulic, F., Spahic, L., Omanovic, A., Kurtovic-Kozaric, A., 2018. Meta-analysis of depleted uranium levels in the Middle East region. J. Environ. Radioact. 192, 67-74.
- ¹⁶⁰ Biswas A.K. Scientific assessment of the long-term environmental consequences of war. The Environmental Consequences of War: Legal, Economic, and Scientific Perspectives, 2001, Editors Jay E. Austin and Carl E. Brush, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ¹⁶¹ Meng, C., Li, M., Li, Q., Hu, Y., Li, Y., 2018. Characterizing the spatio-temporal exposure and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in an oilfield, China. Hum. Ecol. Risk Assess. 24 (4), 971-990.
- ¹⁶² Khan, K.Y., Ali, B., Stoffella, P.J., Feng, Y., Cui, X., Guo, Y., Yang, X., 2020. Bioavailability and bioaccessibility of Cd in low and high Cd uptake affinity cultivars of Brassica rapa ssp. Chinensis L. (Pakchoi) using an In vitro gastrointestinal and physiologically-based extraction test. Commun. Soil Sci. Plan 51 (1), 28-37.
- ¹⁶³ Bohn, H.L., Johnson, G.V., Cliff, J.H., 1970. Detoxification of white phosphorus in soil. J. Agric. Food. Chem. 18, 1172–1173.
- ¹⁶⁴ Rodriguez, A., Bohn, H.L., Johnson, G.V., 1972. White phosphorus as a phosphatic fertilizer. Soil Sci. Soc. Am. J. 36, 364–366.
- ¹⁶⁵ Racine, C.H., 1994. Long-term recovery of vegetation on two experimental crude oil spills in interior Alaska black spruce taiga. Can. J. Bot. 72, 1171–1177
- ¹⁶⁶ Giacomo Certini, Riccardo Scalenghe, William I. Woods The impact of warfare on the soil environment. Earth-Science Reviews 127 (2013) 1–15
- ¹⁶⁷ RS CORP OAKLAND CA (1 січня 2003). Environmental Assessment of Short-Term Construction Projects at the 150th Fighter Wing, New Mexico Air National Guard, Kirtland Air Force Base, New Mexico
- ¹⁶⁸ 1980 CONVENTION ON CERTAIN CONVENTIONAL WEAPONS (CCW) <https://www.icrc.org/en/document/1980-convention-certain-conventional-weapons>
- ¹⁶⁹ McDonald, A. (2008). International and Domestic Remedies for Individuals Suffering Damage as a Result of Exposure to Depleted Uranium Weapons. In A. McDonald, J.K. Kleffner and B. Toebes (Eds.), Depleted Uranium Weapons and International Law: A Precautionary Approach. The Hague, Netherlands, TMC Asser Press
- ¹⁷⁰ Mohamed Ghalaieny, The Toxic Remnants of War Project Toxic Harm: humanitarian and environmental concerns from military-origin contamination. 2013.
- ¹⁷¹ Jentsch, A. 2007. The challenge to restore processes in face of nonlinear dynamics—on the crucial role of disturbance regimes. Restoration Ecology 15:334–339
- ¹⁷² Zentelis, R., and Lindenmayer, D. 2014. Bombing for biodiversity – enhancing conservation values of military training areas. Conserv. Lett. 8(4): 299–305

-
- ¹⁷³ Steven D. Warren, Scott W. Holbrook, Debra A. Dale, Nathaniel L. Whelan, Martin Elyn, Wolfgang Grimm, and Anke Jentsch. 2007. Biodiversity and the Heterogeneous Disturbance Regime on Military Training Lands. *Restoration Ecology* Vol. 15, No. 4, pp. 606–612
- ¹⁷⁴ Cunningham, K. B. (1997). Base closure and redevelopment in Central and Eastern Europe. BICC (Bonn International Center for Conversion) report 1175.
- ¹⁷⁵ Gazenbeek, A. 2005. LIFE, Natura 2000 and the military. European Commission, Environment Directorate General, Brussels, Belgium.
- ¹⁷⁶ Ali SH. 2007. *Peace Parks: Conservation and Conflict Resolution*. Cambridge (MA): MIT Press. 377.
- ¹⁷⁷ Ferro, M., 2012. Environmental management system (EMS) for military activities – strategies and policies for American, Canadian, Brazilian and NATO armies. *OIDA. Int. J. Sustain. Dev.* 05 (03), 19–33.
- ¹⁷⁸ DSB. (2003). Report of the Defense Science Board Task Force on Unexploded Ordnance. Office of the Under Secretary of Defense for Acquisition and Technology. Defense Science Board. Washington, DC.
- ¹⁷⁹ Rubenson, David, and John R. Anderson. 1995. California base closure: lessons for DoD's cleanup program. Santa Monica: RAND Corporation
- ¹⁸⁰ Rubenson, David, and John R. Anderson. 1995. California base closure: lessons for DoD's cleanup program. Santa Monica: RAND Corporation
- ¹⁸¹ Coates, P. 2014. From hazard to habitat (or hazardous habitat): the lively and lethal afterlife of Rocky Flats, Colorado. *Prog. Phys. Geogr.* 38(3): 286–300
- ¹⁸² Havlick, D.G. 2014. Opportunistic conservation at former military sites in the United States. *Prog. Phys. Geogr.* 38(3): 271–285.
- ¹⁸³ Havlick, D. G. (2011). Disarming nature: Converting military lands to wildlife refuges. *the Geographical Review*, 101(2), 183–200.
- ¹⁸⁴ Rubenson, David, and John R. Anderson. 1995. California base closure: lessons for DoD's cleanup program. Santa Monica: RAND Corporation
- ¹⁸⁵ US EPA: EPA munitions response guidelines. 2010
- ¹⁸⁶ Linkov et al. Munitions and explosives of concern: international governance and applications for the United States. *Environmental Sciences Europe* 2014, 26:30 <http://www.enveurope.com/content/26/1/30>
- ¹⁸⁷ Interstate Technology and Regulatory Council: Property revitalization – lessons learned from BRAC and Brownfields, BRNFLD-2. Washington D.C: Interstate Technology and Regulatory Council; 2006a.
- ¹⁸⁸ United States Environmental Protection Agency: Handbook on the management of munitions response actions: interim final, EPA 505-B-01-001. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response; 2005.
- ¹⁸⁹ United States Environmental Protection Agency: EPA munitions response guidelines, draft. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response; 2008a
- ¹⁹⁰ US EPA: EPA munitions response guidelines. 2010
- ¹⁹¹ Canadian Department of National Defense Unexploded Explosive Ordnance and Legacy Sites Program: The DND Unexploded Explosive Ordnance and Legacy Sites Program. Ottawa, Ontario: Department of National Defense; 2009.
- ¹⁹² Defense Construction Canada (DCC): Challenges + Solutions: Defense Construction (1951) Limited Annual Report 2008–2009. Ottawa, Ontario: DCC; 2009.
- ¹⁹³ Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME): Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: guidance manual for developing site-specific soil quality remediation objectives for contaminated sites in Canada. Winnipeg, Manitoba: CCME National Contaminated Sites Remediation Program (NCSRP); 1996:1.
- ¹⁹⁴ Gagnon J, Braid M: Risk mitigation of military munitions in a sensitive ecosystem environment, lecture. Vancouver: Federal Contaminated Sites National Workshop; 2008
- ¹⁹⁵ DND UXO and Legacy Sites Program: Legacy Sites Program. 2013
- ¹⁹⁶ Gagnon J, Braid M: Risk mitigation of military munitions. 2012.

-
- ¹⁹⁷ Linkov et al. Munitions and explosives of concern: international governance and applications for the United States. *Environmental Sciences Europe* 2014, 26:30 <http://www.enveurope.com/content/26/1/30>
- ¹⁹⁸ United Kingdom Secretary of State: The Contaminated Land (England) Regulations 2006, 2006 No. 1380. London: UK Secretary of State; 2006.
- ¹⁹⁹ Stone K, Murray A, Cooke S, Foran J, Gooderham L: Unexploded Ordnance (UXO) - a guide for the construction industry. London: Classic House; 2009.
- ²⁰⁰ United Kingdom Ministry of Defense: Duty holders guide - guidance on the assessment and management of land contamination (IN 0708). London: Defense Estates; 2008.
- ²⁰¹ United Kingdom Ministry of Defense: Handbook of defense: land ranges safety, Joint Service Publication 403, Volume 5: Demolitions, Ordnance Disposal and Battle Simulation. London: Defense Council; 2006.
- ²⁰² Linkov et al. Munitions and explosives of concern: international governance and applications for the United States. *Environmental Sciences Europe* 2014, 26:30 <http://www.enveurope.com/content/26/1/30>
- ²⁰³ German Federal Environment Agency: 'Germany,' Investigation, Assessment, and Clean-up of Contaminated Military Sites. 2007.
- ²⁰⁴ Götz Ellwanger, Karin Reiter. Nature conservation on decommissioned military training areas – German approaches and experiences. *Journal for Nature Conservation*. Elsevier. 2019.
- ²⁰⁵ Götz Ellwanger, Karin Reiter. Nature conservation on decommissioned military training areas – German approaches and experiences. *Journal for Nature Conservation*. Elsevier. 2019.
- ²⁰⁶ Jentsch, A., Friedrich, S., Steinlein, T., Bcyschlag, W., & Nezdal, W. (2009). Assessing conservation action for substitution of missing dynamics on former military training areas in Central Europe. *Resiuuruuion Ecology*, 2/(1), 107-116.
- ²⁰⁷ German Federal Environment Agency: 'Germany,' Investigation, Assessment, and Clean-up of Contaminated Military Sites. 2007
- ²⁰⁸ ReMiDo: Environmental impact of post-soviet military residential areas. 2008:84.
- ²⁰⁹ BfN (Federal Agency for Nature Conservation) (2018). *Nalionul Nuturul Heritage*. Accessed 20 April 2018 <https://www.bfn.de/en/activities/national-natural-heritage.html>.
- ²¹⁰ Honisch, K., Johst, A., Schorcht, W., & Scheidt, U. (2008). Naturschutzrelcvante Militarflächen in Deutschland. *Natur und Landschaft*, 83, 522-527.
- ²¹¹ NFD (Nature Foundation David) (2014). Naturschutzfachliche Bedeutung aktuell frei- werdender Militarflächen fur die Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Final report DBU-Az 31320. Accessed 10 March 201
- ²¹² Hans-martin mulisch. environmental contamination on former military sites and hazards to the drinking water in Germany
- ²¹³ ReMiDo: Environmental impact of post-soviet military residential areas. 2008:84.
- ²¹⁴ ReMiDo: Environmental impact of post-soviet military residential areas. 2008:84.
- ²¹⁵ Forest Service, USDA, "Status of the interior Columbia Basin: summary of scientific findings," General Technical Report (GTR) (1996): 55
- ²¹⁶ P. Souvent, and S. Pirc, "Pollution caused by metallic fragments introduced into soils because of World War I activities," *Environmental Geology* 40, no. 3 (January 2001): 317
- ²¹⁷ Meirvenne et al., "Could shelling in the First World War...?", 374
- ²¹⁸ Ibid., 376.
- ²¹⁹ Heiderscheidt, Drew (2018) «The Impact of World War one on the Forests and Soils of Europe,» *Ursidae: The Undergraduate Research Journal at the University of Northern Colorado*: Vol. 7 : No. 3 , Article 3. Available at: <https://digscholarship.unco.edu/urj/vol7/iss3/3>
- ²²⁰ Meirvenne et al., "Could shelling in the First World War...?", 7.
- ²²¹ Giacomo Certini, Riccardo Scalenghe, and William I. Woods, "The impact of warfare on the soil environment," *Earth-Science Review* 127 (2013): 2.

-
- ²²² Joseph P. Hupy and Randall J. Schaetzl, "Introducing 'bombturbation,' A Singular Type of Disturbance and Mixing," *Soil Science* 171, no. 11 (November 2006): 828.
- ²²³ Hupy, "Bombturbation," 829.
- ²²⁴ J. Winter, 'Introduction', in J. Winter (ed.), *The legacy of the Great War: ninety years on* (2009), pp. 1–17.
- ²²⁵ Stuart Thornton, "Red Zone," *National Geographic*, May 1, 2014, <http://www.nationalgeographic.org/news/redzon>
- ²²⁶ Guicherd, J. & Matriot, C.: *La terre des régions dévastées* – *Journal d'Agriculture Pratique* 34 (1921).
- ²²⁷ <https://bigthink.com/strange-maps/zones-rouges/>
- ²²⁸ Clout, *After the ruins*, p. 160
- ²²⁹ G. Nonl, 'La restauration des structures agricoles. Priorité à l'exploitation du terroir et à l'équipement', in Bussiire et al. (eds), *La grande reconstruction*, pp. 162–7.
- ²³⁰ J. P. Amat, 'Bois et forêts du champ de bataille Arrageois: une reconstitution entre anonymat et gloire', in Bussiire et al. (eds), *La grande reconstruction*, pp. 149–53.
- ²³¹ J. P. Amat, 'Nettoyer, restaurer, réaffecter le champ de bataille: la zone rouge', *Finir la guerre. Les cahiers de la paix* 7 (2000), p. 130.
- ²³² Amat, 'La zone rouge', pp. 115–21.
- ²³³ Assessment of the environmental Impact of Military Activities During the Yugoslav (Preliminary Findings, June 1999) Prepared by: The Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe // <https://reliefweb.int/report/albania/assessment-environmental-impact-military-activities-during-yugoslavia-conflict>
- ²³⁴ The Environmental Impact of the Nato Bombing in Yugoslavia. By Dr. Bora Cvetovic . Amsterdam, 19 May 1999
- ²³⁵ Clarke, Richard (2002) 'Yugoslavia' in *Environmental Problems in East Central Europe* eds Frank W Carter and David Turnock London: Routledge. ISBN 0-415-17403-1 pp 396-416
- ²³⁶ Clarke, Richard (2002) 'Yugoslavia' in *Environmental Problems in East Central Europe* eds Frank W Carter and David Turnock London: Routledge. ISBN 0-415-17403-1 pp 396-416
- ²³⁷ Assessment of the environmental Impact of Military Activities During the Yugoslav (Preliminary Findings, June 1999) Prepared by: The Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe // <https://reliefweb.int/report/albania/assessment-environmental-impact-military-activities-during-yugoslavia-conflict>
- ²³⁸ Earnest, J. & Dickie, C. (2012). Post-conflict reconstruction—a case study in Kosovo: the complexity of planning and implementing infrastructure projects. *PMI Research and Education Conference*.
- ²³⁹ European Agency for Reconstruction // <https://web.archive.org/web/20061120191411/http://www.ear.europa.eu/agency/agency.htm>
- ²⁴⁰ Strategija prostornog uređenja Republike Hrvatske. https://mpgi.gov.hr/UserDocsImages//dokumenti/Prostorno/StrategijaRH//Strategija_I_II_dio.pdf
- ²⁴¹ Domagoj Vidosavljević, Dinko Puntarić, Vlatka Gvozdić, Matijana Jergović, Maja Miškulin, Ida Puntarić, Eda Puntarić & Siniša Šijanović (2013) Soil contamination as a possible long-term consequence of war in Croatia, *Acta Agriculturae Scandinavica*, Section B — Soil & Plant Science, 63:4, 322-329, DOI: [10.1080/09064710.2013.777093](https://doi.org/10.1080/09064710.2013.777093)
- ²⁴² Marc Lallanilla. The Effects of War on the Environment. Wars cause species loss, habitat destruction, and the end of protections. <https://www.treehugger.com/the-effects-of-war-on-environment-1708787>
- ²⁴³ Land use - State and impacts (Croatia) // <https://www.eea.europa.eu/soer/2010/countries/hr/land-use-state-and-impacts-croatia>
- ²⁴⁴ Sanja Stanić, Anja Kutleša. RAT I OKOLIŠ // <https://hrcak.srce.hr/file/60118>
- ²⁴⁵ <https://civilna-zastita.gov.hr/podrucja-djelovanja/razminiranje/minska-situacija-u-rh/145>
- ²⁴⁶ https://narodne-novine.nn.hr/clanci/sluzbeni/1998_12_159_1953.html
- ²⁴⁷ Strategija prostornog uređenja Republike Hrvatske. (odgovorni koordinator rada: Matija Salaj). - Zagreb: Ministarstvo prostornog uređenja, graditeljstva i stanovanja Republike Hrvatske, Zavod za prostorno planiranje, 1997. https://mpgi.gov.hr/UserDocsImages//dokumenti/Prostorno/StrategijaRH//Strategija_I_II_dio.pdf

-
- ²⁴⁸ Ali SH. 2007. *Peace Parks: Conservation and Conflict Resolution*. Cambridge (MA): MIT Press. 377.
- ²⁴⁹ S. M. Jaedan, Ed., *Bi Mujang Jidae: Yasaeng eu Bogo* (in Korean) [Demilitarized Zone: Wildlife Report] (Hyunamsa, Seoul, South Korea, 1996).
- ²⁵⁰ I.-K. Lee et al., Eds., *Biodiversity Korea 2000: A Strategy to Save, Study and Sustainably Use Korea's Biotic Resources* (in Korean) (Minumsa, Seoul, South Korea, 1994).
- ²⁵¹ N. Eder, *Poisoned Prosperity: Development, Modernization, and the Environment in South Korea* (Sharpe, Armonk, NY, 1996).
- ²⁵² Kwi-Gon Kim and Dong-Gil Cho, 'Status and ecological resource value of the Republic of Korea's De-militarized Zone', *Landscape Ecol. Eng.* 1, 3–15 (2005), at p. 3.
- ²⁵³ S. M. Jaedan, Ed., *Bi Mujang Jidae: Yasaeng eu Bogo* (in Korean) [Demilitarized Zone: Wildlife Report] (Hyunamsa, Seoul, South Korea, 1996).
- ²⁵⁴ Kim KC. 1997. Preserving biodiversity in Korea's Demilitarized Zone. *Science* 278: 242–243.
- ²⁵⁵ «Agreement on reconciliation, nonaggression, and exchanges and cooperation between the South and the North» (13 December 1991), in *Korea and the World: Beyond the Cold War*, Y. W. Kihl, Ed. (West-view Press, Boulder, CO, 1994), pp. 343–346.
- ²⁵⁶ Sadiq M. and McCain J. 1993. *The Gulf War aftermath. An environmental tragedy*. Kluwer Academic Publisher. 298 pp.
- ²⁵⁷ Olof Lindén, Arne Jernelöv, Johanna Egerup, Sten Nilsson. *The Environmental Impacts of the Gulf War 1991*. Deputy Director and Leader, Forestry Project April 2004
- ²⁵⁸ The Antarctic Treaty (done at Washington, Dec. 1, 1959; entered into force, June 23, 1961), 12 U.S.T. 794, 402 U.N.T.S. 71.
- ²⁵⁹ Treaty on Principles Governing the Activities of States in the Exploration and Use of Outer Space, Including the Moon and other Celestial Bodies (done at Washington, London, and Moscow, Jan. 27, 1967; entered into force, Oct. 10, 1967), 18 U.S.T. 2410, 610 U.N.T.S. 205, reprinted in I.L.M. 6 (1967), 386
- ²⁶⁰ Arthur H. Westing, «Environmental Warfare: An Overview,» in Arthur H. Westing (ed.), *Environmental Warfare: A Technical, Policy and Legal Appraisal* (London and Philadelphia: Taylor & Francis, 1984), pp. 3–10.
- ²⁶¹ <https://www.kockw.com/sites/EN/Pages/We%20Care/Soil-Remediation.aspx>
- ²⁶² National Research Council, 2012. *Redstone Arsenal: A Case Study*, in: *Remediation of Buried Chemical Warfare Materiel*. National Academies Press, Washington, DC. pp. 66–74.
- ²⁶³ <https://www.kockw.com/sites/EN/Pages/We%20Care/Soil-Remediation.aspx>
- ²⁶⁴ Adam Koniuszewski Land degradation from military toxics: publichealth considerations and possible solution paths
- ²⁶⁵ Adam Koniuszewski Land degradation from military toxics: publichealth considerations and possible solution paths
- ²⁶⁶ Hayes et al., «Excess of Seminomas.»
- ²⁶⁷ *The Environmental Consequences of War: Legal, Economic, and Scientific Perspectives*, 2001, Editors Jay E. Austin and Carl E. Brush, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ²⁶⁸ Westing, Crop Destruction as a Means of War, 37 BULL. OF THE ATOMIC SCIENTISTS 38 (No. 2, 1981).
- ²⁶⁹ Westing (1980), *supra* note 1, at 86.
- ²⁷⁰ Westing (1980), *supra* note 1, at 85; Duy, Agriculture in South Viet Nam Before and After Liberation, 13 VIETNAM COURIER 20 (No. 1, 1977); and Duy, Agriculture in Southern Viet Nam Before and After Liberation, 13 VIETNAM COURIER 11, 22 (No. 2, 1977).
- ²⁷¹ Arthur H. Westing, The Environmental Aftermath of Warfare in Viet Nam, 23 Nat. Resources J. 365 (1983). Available at: <https://digitalrepository.unm.edu/nrj/vol23/iss2/7>
- ²⁷² Pfeiffer, E.W., 1969. Ecological effects of the Vietnam war. *Science Journal* 5 (2), 33–38.
- ²⁷³ Cawthorne, N., 2003. *Vietnam. A War Lost and Won*. Arcturus Publishing Limited, London, UK.

-
- ²⁷⁴ De Koninck, R., 1999. Deforestation in Viet Nam. International Development Research Centre, Ottawa, Canada
- ²⁷⁵ Gibert, J., Danielopol, D., Stanford, J.A., 1994. Groundwater Ecology. Academic Press, San Diego, CA.
- ²⁷⁶ See Westing (1980), *supra* note 1, at ch. 3. See also, Westing, Ecological Considerations Regarding Massive Environmental Contamination with 2,3, 7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxin, 27 ECOLOGICAL BULL. 285 (1978).
- ²⁷⁷ Rice, J.F., Menn, F.M., Hay, A.G., Sanseverino, J., Sayler, G.S., 2005. Natural selection for 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid mineralizing bacteria in agent orange contaminated soil. Biodegradation 16, 501–512.
- ²⁷⁸ Loos, M.A., Schlosser, I.F., Mapham, W.R., 1979. Phenoxy herbicide degradation in soils: quantitative studies of 2,4-D and MCDA degrading microbial populations. Soil Biol. Biochem. 11, 377–385.
- ²⁷⁹ Sinkkonen, S., Paasivirta, J., 2000. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs, and PCBs for environmental fate modeling. Chemosphere 40, 943–949.
- ²⁸⁰ Mai, T.A., Doan, T.V., Tarradellas, J., de Alencastro, L.F., Grandjean, D., 2007. Dioxin contamination in soils of Southern Vietnam. Chemosphere 67, 1802–1807.
- ²⁸¹ Dwernychuk, L.W., 2005. Dioxin hot spots in Vietnam. Chemosphere 60, 998–999.
- ²⁸² Jonathan A Sandora, C Lee Burrasa, Michael Thompsona, and Skye A Wills Factors of soil formation—Human impacts. Encyclopedia of Soils in the Environment, Second Edition.2022.
- ²⁸³ Olson, K. R. and L. W. Morton, 2019, Long-term fate of Agent Orange and dioxin TCDD contaminated soils and sediments in Vietnam hotspots. *Open J Soil Sci*, 9(1), pp. 1.
- ²⁸⁴ Banout, J., O. Urban, V. Musil, J. Szakova and J. Balik, 2014, Agent Orange footprint still visible in rural areas of central Vietnam. *J Environ Public Health*, 3, 528965.
- ²⁸⁵ Olson KR and Morton LW (2019) Long-term fate of Agent Orange and dioxin TODD contaminated soils and sediments in Vietnam hotspots. *Open Journal of Soil Science* 9:1-34.
- ²⁸⁶ UMBRIGHT, *supra* note 11, at 100; U.N.G.A. Res. 32/3 (1977); Assembly Calls for Aid for Viet Nam Reconstruction, 14 UN MONTHLY CHRONICLE 11 at 57 (1977); and Viet Nam's Aid for This Year Estimated at \$800 Million, 15 UN MONTHLY CHRONICLE 4, at 61 (1978).
- ²⁸⁷ U.S.A.I.D., *Program Summary* (1968).
- ²⁸⁸ <https://www.aspeninstitute.org/wp-content/uploads/files/content/docs/agent-orange/2012-6-28-PrimeMinNationalActionPlan-EN.pdf>
- ²⁸⁹ Susan D. Lanier-Graham The Ecology of War: Environmental Impacts of Weaponry and Warfare Hardcover – January 1, 1993. 185.
- ²⁹⁰ Arthur H. Westing, The Environmental Aftermath of Warfare in Viet Nam, 23 Nat. Resources J. 365 (1983). Available at: <https://digitalrepository.unm.edu/nrj/vol23/iss2/7>
- ²⁹¹ Mai An, “Dioxin Cleanup Project Kicked Off in Bien Hoa Airport,” Saigon Online, May 12, 2018
- ²⁹² Phuong Nguyen, “Vietnam to Try Safer Way to Clean Up Agent Orange Hotspots,” VN Express, September 5, 2018.
- ²⁹³ Hatfield Consultants, Identification of New Agent Orange / Dioxin Contamination Hot Spots in Southern Viet Nam, January 2006
- ²⁹⁴ Phuong Nguyen, “Vietnam to Try Safer Way to Clean Up Agent Orange Hotspots,” VN Express, September 5, 2018. The 28 potential hot spots mentioned in the article are likely based on the 2006 study by Hatfield (Hatfield Consultants, Identification of New Agent Orange /Dioxin, January 2006). In that study, Hatfield identified the following 28 former U.S. military installations as potential dioxin hot spots. See shaded text box, “Potential Agent Orange/Dioxin Hot Spots in Vietnam,” for a list of the 28 locations.
- ²⁹⁵ The nine Senators were Tammy Baldwin (D-WI), Mazie Hirono (D-HI), Tim Kaine (D-VA), Patrick Leahy (D-VT), Lisa Murkowski (R-AK), Rob Portman (R-OH), Debbie Stabenow (D-MI), Tom Udall (D-NM), and Sheldon Whitehouse (D-RI).
- ²⁹⁶ USAID, “United States and Vietnam Agree on the Roadmap for Dioxin Remediation at Largest Hotspot in Vietnam,” press release, September 13, 2019.
- ²⁹⁷ Nguyen Quy, “Vietnam, US Commence Dioxin Remediation at Bien Hoa Airbase,” VN Express, December 5, 2019

²⁹⁸ In its 2016 environmental assessment, USAID used more robust soil sampling and modeling techniques than were used at Danang Airport, which USAID expects will reduce the variation in the final amount of soil and sediment that will require decontamination.

²⁹⁹ *U.S. Agent Orange/Dioxin Assistance to Vietnam. Updated January 15, 2021.* Congressional Research Service <https://crsreports.congress.gov>.

³⁰⁰ War, Waste, and Polluted Pastures. An Explorative Environmental Study of the Impact of the Conflict in north-east Syria // https://paxforpeace.nl/media/download/PAX_WWPP_v2.2.pdf

³⁰¹ War, Waste, and Polluted Pastures. An Explorative Environmental Study of the Impact of the Conflict in north-east Syria // https://paxforpeace.nl/media/download/PAX_WWPP_v2.2.pdf

³⁰² Syria's Poisoned Earth. How years of conflict have polluted and destroyed Syrian land. <https://unbiasthenews.org/syria-war-poisoned-soil/>

³⁰³ فصائل أنقرة تقطع وتصادر عشرات آلاف الأشجار في عفرين // <https://vdc-nsy.com/archives/49197>

³⁰⁴ Kako rat utječe na okoliš // <https://faktograf.hr/2022/05/17/kako-rat-utjecaj-na-okolis/>

³⁰⁵ War, Waste, and Polluted Pastures. An Explorative Environmental Study of the Impact of the Conflict in north-east Syria // https://paxforpeace.nl/media/download/PAX_WWPP_v2.2.pdf

³⁰⁶ Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України - К.: КІМ, 2011. - 356 с.

³⁰⁷ Шемшученко Ю.С., Шестопапов В.М., Давидчук В.С., Зайцев Ю.П., Малишко М.І. Правовий статус Чорнобильської зони // *Вісник Академії наук УРСР. 1990. № 12. с. 35-40*

³⁰⁸ Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» №791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р., редакція від 16.06.2022, [<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12#Text>]

³⁰⁹ Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» №791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р., редакція від 16.06.2022, [<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12#Text>]

³¹⁰ Шемшученко Ю.С., Шестопапов В.М., Давидчук В.С., Зайцев Ю.П., Малишко М.І. Правовий статус Чорнобильської зони // *Вісник Академії наук УРСР. 1990. № 12. с. 35-40*

³¹¹ Шемшученко Ю.С., Шестопапов В.М., Давидчук В.С., Зайцев Ю.П., Малишко М.І. Правовий статус Чорнобильської зони // *Вісник Академії наук УРСР. 1990. № 12. с. 35-40*

³¹² Шемшученко Ю.С., Шестопапов В.М., Давидчук В.С., Зайцев Ю.П., Малишко М.І. Правовий статус Чорнобильської зони // *Вісник Академії наук УРСР. 1990. № 12. с. 35-40*

³¹³ Шемшученко Ю.С., Шестопапов В.М., Давидчук В.С., Зайцев Ю.П., Малишко М.І. Правовий статус Чорнобильської зони // *Вісник Академії наук УРСР. 1990. № 12. с. 35-40*

³¹⁴ Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» №791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р., редакція від 16.06.2022, [<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12#Text>]

³¹⁵ Концепція Національної програми ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи і соціального захисту громадян на 1994-1995 роки та період до 2000 року. *Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1993, N 41, ст.392*) м. Київ, 2 вересня 1993 року N 3421-ХІІ (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3421-12#Text>)

³¹⁶ <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3522-15#Text>

³¹⁷ Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи» № 797-ХІІ від 28.02.91 <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/796-12#Text>

³¹⁸ Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» №791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р., редакція від 16.06.2022, [<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12#Text>]

³¹⁹ Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» №791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р., редакція від 16.06.2022, [<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12#Text>]

- ³²⁰ Закон України № 76-VIII від 28.12.2014 «Про внесення змін та визнання такими, що втратили чинність, деяких законодавчих актів України» <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/76-19#n12>
- ³²¹ Барановська Н.П. Вплив Чорнобильської катастрофи на трансформаційні процеси у суспільстві (до 25-річчя трагічних подій) // *Укр. іст. журн.* – 2011. – №2. С.123-142 4
- ³²² Барановська Н.П. Вплив Чорнобильської катастрофи на трансформаційні процеси у суспільстві (до 25-річчя трагічних подій) // *Укр. іст. журн.* – 2011. – №2. С.123-142 4
- ³²³ 18-та річниця чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє // Матеріали парламентських слухань у Верховній Раді України 21 квітня 2004 року. – К., 2004... 8
- ³²⁴ Інструктивно-методичні вказівки “Радіаційно-дозиметрична паспортизація населених пунктів території України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії ЧАЕС, включаючи тиреодозиметричну паспортизацію” (Методика-96). Київ, 1996. –74 с. 10
- ³²⁵ Ліхтарьов І. А., Ковган Л. М., Іванова О. М., Масюк С. В., Чепурний М. І., Бойко З. Н., Герасименко В. Б., Терещенко С. О., Кортушин Г. І., Марценюк О. Д., Кравченко І. Г., Губіна І. Г. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України та реконструкція індивідуалізованих доз суб’єктів державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи (досвід, результати та перспективи) // Журнал НАМН України, 2016, т. 22, № 2. — С. 208-221.
- ³²⁶ Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001-2004 рр. Збірка 10. Київ. 2005. 62с.
- ³²⁷ Ліхтарьов І. А., Ковган Л. М., Іванова О. М., Масюк С. В., Чепурний М. І., Бойко З. Н., Герасименко В. Б., Терещенко С. О., Кортушин Г. І., Марценюк О. Д., Кравченко І. Г., Губіна І. Г. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України та реконструкція індивідуалізованих доз суб’єктів державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи (досвід, результати та перспективи) // Журнал НАМН України, 2016, т. 22, № 2. — С. 208-221.
- ³²⁸ Ліхтарьов І. А., Ковган Л. М., Іванова О. М., Масюк С. В., Чепурний М. І., Бойко З. Н., Герасименко В. Б., Терещенко С. О., Кортушин Г. І., Марценюк О. Д., Кравченко І. Г., Губіна І. Г. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України та реконструкція індивідуалізованих доз суб’єктів державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи (досвід, результати та перспективи) // Журнал НАМН України, 2016, т. 22, № 2. — С. 208-221.
- ³²⁹ Loures, L., Burley, J., & Panagopoulos, T. (2011). Post industrial landscape redevelopment: addressing the past envisioning the future. *International Journal of Energy and Environment*, 5, 714e724
- ³³⁰ M.D. Fernández Rodríguez, M.C. García Gámez, N. Alonso Blázquez, J.V. Tarazona, *Soil Pollution Remediation*, Editor(s): Philip Wexler, Encyclopedia of Toxicology (Third Edition), Academic Press, 2014, Pages 344–355, ISBN 9780123864550
- ³³¹ Guo, K., Cheng, C., Chen, L., et al., 2022. Application of *Deinococcus radiodurans* in the treatment of environmental pollution by heavy metals and radionuclides. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 331, 033-004.
- ³³² Morillo E and Villaverde J (2017) Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. *Science of the Total Environment* 586: 576-597.
- ³³³ Прояев, В.В. Технологии реабилитации загрязненных территорий и промышленных площадок [Текст]: учебное пособие / В.В. Прояев. – СПб.: СПбГИ(ТУ), 2010. – 164 с.
- ³³⁴ Dhaliwal, S.S., Singh, J., Tancja, P.K., 2020. Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 27 (2), 1319-1333.
- ³³⁵ Alpaslan. B., Yukselen. M.A.. 2002. Remediation of lead contaminated soils by stabilization/solidification. *Water. Air. and Soil Pollut.*. 253-263.
- ³³⁶ Anchita Kalsi, S. Mary Celin, Pallvi Bhanot, Sandeep Sahai, Jai Gopal Sharma. Microbial remediation approaches for explosive contaminated soil: Critical assessment of available technologies, Recent innovations and Future prospects. *Environmental Technology & Innovation* 18 (2020) 100721.
- ³³⁷ DL Jones, EC Rowe, *Land Reclamation and Remediation, Principles and Practice*. Encyclopedia of Applied Plant Sciences, Encyclopedia of Applied Plant Sciences, 2nd edition, Volume 3. 304-310 pp.

³³⁸ Zhou Wang a,b,c , Pingping Luo a,b,c,* , Xianbao Zha a,b,c , Chengyi Xu a,b,c , Shuxin Kang a,b,c , Meimei Zhou a,b,c, Daniel Nover d , Yihe Wang. Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil. *Journal of Cleaner Production* 379 (2022) 134043.

³³⁹ <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1389-14#Text>

³⁴⁰ E. Ustaoglu., C. Perpi.na Castillo, C. Jacobs-Crisioni, C. Lavalle Economic evaluation of agricultural land to assess land use changes. *Land Use Policy* 56 (2016) 125-146

³⁴¹ Просяев, В.В. Технологии реабилитации загрязненных территорий и промышленных площадок [Текст]: учебное пособие / В.В. Просяев. – СПб.: СПбГИ(ТУ), 2010. – 164 с.

³⁴² Morillo E and Villaverde J (2017) Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. *Science of the Total Environment* 586: 576-597.

³⁴³ United Nations Environment Program, Report of the Working Group of Experts on Liability and Compensation for Environmental Damage Arising from Military Activities (May 17, 1996), para. 20, p. 5 (also asserting that Article 31 of the UNCC Provisional Rules for Claims Procedures allows reliance on national law).

³⁴⁴ Maurice Girgis, «Kuwait's Environmental and Economic Losses: Estimates and Methodologies,» paper presented at the First International Conference on Addressing the Environmental Consequences of War, Washington, D.C. (June 1998). Due to a lack of information about the impacts and insufficient remediation technologies, Kuwait delayed submission of two other claims: \$16.6 billion for remediating soft mud tidal flats and \$11.9 billion for treating public health impacts, including post-traumatic stress disorder

³⁴⁵ United Nations Environment Program, Report of the Working Group of Experts on Liability and Compensation for Environmental Damage Arising from Military Activities (May 17, 1996), para. 20, p. 5 (also asserting that Article 31 of the UNCC Provisional Rules for Claims Procedures allows reliance on national law).

³⁴⁶ Personal communication from Leida Y. Mercado, Cornell University, to Eric Feldman, May 27, 1998.

³⁴⁷ Michael N. Schmitt, «War and the Environment: Fault Lines in the Prescriptive Landscape,» chapter 3 in this volume

³⁴⁸ For a more in-depth discussion of resource compensation as a measure of damages, see C. A. Jones and K. A. Pease, «Restoration-based Measures of Compensation in Natural Resource Liability Statutes,» *Contem. Econ. Pol'y* 15 (1997).

³⁴⁹ United Nations Environment Program, Report of the Working Group of Experts on Liability and Compensation for Environmental Damage Arising from Military Activities (May 17, 1996).

³⁵⁰ UN Security Council Resolution 687 (1991), para. E-16.

³⁵¹ Decisions of the United Nations Compensation Commission Governing Council, Decision 7, S/AC.26/1991/7/Rev.1 (March 17, 1992), para. 35.

³⁵² UNEP, Report of the Working Group, para. 74, p. 20.

³⁵³ UNEP, Report of the Working Group, paras. 82-97.

³⁵⁴ The Environmental Consequences of War: Legal, Economic, and Scientific Perspectives, 2001, Editors Jay E. Austin and Carl E. Brush, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 691

³⁵⁵ Методика нормативної грошової оцінки земель сільськогосподарського призначення: постанова Кабінету Міністрів від 16 листопада 2016 р. № 831 // Офіційний вісник України, 2016., № 93. ст. 3040.

³⁵⁶ Методика нормативної грошової оцінки земель населених пунктів: постанова Кабінету Міністрів від 23 березня 1995 р. № 213 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213-95>.

³⁵⁷ Про оцінку земель: Закон України від 11 грудня 2003 р. № 1378 – IV // Відомості Верховної Ради України, 2004, №15, ст. 229.

³⁵⁸ Мірошниченко А.М. Земельне право України: Навч. посіб. / Інститут законодавства Верховної Ради України. – К.: Ін-т законодавства ВРУ, 2007. – 432 с.

³⁵⁹ Yakovliev Y., Chumachenko S. Assessment of ecological hazards in Donbas impacted by the armed conflict in eastern Ukraine. Geneva, Centre for Humanitarian Dialogue. 2017. 60 p

³⁶⁰ Чумаченко С.М., Яковлев Є.О. Еколого-техногенні загрози для відновлення Донбасу на засадах збалансованого розвитку. Матеріали конференції Перспективи відновлення Сходу України на засадах збалансованого розвитку. м. Слов'янськ. 2017, С. 24–25.

³⁶¹ Global enhanced GEOINT delivery [Электронный ресурс] – режим доступа:
<https://evwhs.digitalglobe.com/myDigitalGlobe/login>

³⁶² The Armed Conflict Location & Event Data Project (ACLED). Ukraine Crisis Hub. <https://acleddata.com/ukraine-crisis/>

³⁶³ <https://www.ukrinform.ua/rubric-regions/3441357-u-rajoni-cornobilskoi-aes-gorat-ponad-10-tisac-gektariv-lisu.html>

³⁶⁴ Arocena J. M., Opio C. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma*. 2003. Vol. 113. P. 1-16.

³⁶⁵ Дмитриев М.Т., Казнина Н.И., Пинигина И.О. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде: справочное издание. — М.: Химия, 1989. 368 с.