

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені В.Н. КАРАЗІНА**

Факультет геології, географії, рекреації і туризму

Кафедра фізичної географії та картографії

До захисту допустити
Зав. кафедри _____ доцент **Анатолій БАЙНАЗАРОВ**
« _____ » _____ 2024 р.

**ДИСТАНЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ ЗМІН ОСЕЛИЩНОГО
РІЗНОМАНІТТЯ МОДЕЛЬНИХ ПРИРОДООХОРОННИХ ТЕРИТОРІЙ В
УМОВАХ ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ**

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА МАГІСТРА

Виконав: студент 2-го курсу з.ф.н,
групи ГД- 21
спеціальність: 106 Географія
освітня програма: Картографія, геоінформаційні
системи і дистанційне зондування Землі
Олександр Васильович ГАРБАР
Науковий керівник:
доцент, к.геогр.н. **Наталя БУБИР**

Кваліфікаційна робота захищена з оцінкою

Голова ЕК **Олександр САВВІЧ**

Секретар ЕК **Тетяна БУЛГАКОВА**
« _____ » _____ 2024 р.

Харків – 2024

ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ	
ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ ТА КАРТУВАННЯ ВПЛИВУ	
ВОЄННИХ ДІЙ НА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИХ	
ТЕРИТОРІЙ.....	
1.1. Оселищна концепція як методологічна основа територіального	
рівня збереження біорізноманіття.....	8
1.2. Впровадження Оселищної концепції в Україні.....	10
1.3. Методологічні засади використання даних дистанційного	
зондування Землі для картування оселищ.....	12
1.4. Використання даних дистанційного зондування для моніторингу	
природоохоронних територій.....	19
1.5. Дистанційний моніторинг екологічних наслідків воєнних дій.....	22
1.6. Екологічні наслідки воєнних дій в Україні та їх оцінка за даними	
дистанційного зондування.....	27
1.7. Методологія дистанційного моніторингу змін оселищного	
різноманіття.....	30
1.8. Методика оцінки екологічних збитків екосистем на основі	
енергетичних показників за даними ДЗЗ.....	39
РОЗДІЛ 2. ФІЗИКОГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА	
ДОСЛІДЖУВАНИХ ТЕРИТОРІЙ.....	
2.1. Національний природний парк «Кам'янська Січ».....	42
2.2. Деснянсько-Старогутський національний природний парк.....	44
2.3. Національний природний парк «Святі Гори».....	47

РОЗДІЛ 3. КАРТУВАННЯ ОСЕЛИЩ ОБ'ЄКТІВ ПЗФ ТА ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИЙ АНАЛІЗ ЇХ ЗМІН ЗА ПЕРІОД ВОЄННИХ ДІЙ.....	48
3.2. Національний природний парк «Кам'янська Січ».....	48
3.3. Національний природний парк «Деснянсько-Старогутський».....	58
3.4. Національний природний парк «Святі Гори».....	61
РОЗДІЛ 4. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ ЗБИТКІВ ЕКОСИСТЕМ НА ОСНОВІ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ТА ДАНИХ ДЗЗ НА ПРИКЛАДІ НПП «КАМ'ЯНСЬКА СІЧ».....	70
4.1. Моделювання щільності надземної біомаси території дослідження.....	70
4.2. Оцінка екологічних збитків природних екосистем з урахуванням затрат на їх відновлення.....	76
ВИСНОВКИ.....	84
ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	86

ВСТУП

Оселищна концепція збереження біорізноманіття (Директива Ради 92/43/ЄЕС (21.05.1992) «Про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни») сьогодні є фундаментом усієї природоохоронної діяльності в Європі. Ця директива має на меті створення умов для збереження оселищного біорізноманіття територій держав-членів ЄС. Її імплементація в Україні створила основу для переходу до наступного етапу інвентаризації біотопічного різноманіття [44]. Проект Закону України «Про Смарагдову мережу» передбачає розробку плану управління з детальним картографуванням біотопів для кожної цінної території, що дозволить не лише управляти ними, а й здійснювати моніторинг [28].

Суттєві перспективи для картування оселищного біорізноманіття мають супутникові дані. На сьогодні результати апробації різних методів класифікації космічних знімків для виділення оселищ доводять, що алгоритм Support Vector Machine дає найкращі результати порівняно з іншими методами. Точність класифікації, отримана з використанням алгоритму Random Forest виявляється близькою до попереднього алгоритму. При цьому технології дистанційного зондування уже глибоко змінили практику моніторингу природоохоронних територій. Так сервіси GEE відкривають широкі можливості для досліджень, наприклад дозволяють аналізувати часові серії космічних знімків, що охоплюють кілька десятиліть [220].

Значний негативний вплив на біорізноманіття мають воєнні дії. У багатьох дослідженнях для вивчення впливу війни на зміни земельного покриття використовуються дані дистанційного зондування. Війна в Україні стала найбільшим збройним конфліктом у світі за останнє десятиліття, завдавши безпрецедентних руйнувань природним ландшафтам країни. Воєнні дії призвели до знищення низки природоохоронних об'єктів [224]. В майбутньому воєнні дії

можуть призвести до погіршення навколишнього середовища та мати довгострокові наслідки.

Відповідно, **актуальність** дослідження зумовлена необхідністю моніторингу змін оселищного біорізноманіття як основи територіального рівня охорони природи в межах об'єктів природно-заповідного фонду та Смарагдової мережі, що потребує широкого залучення методів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ).

Метою роботи є дослідження сучасного стану оселищного біорізноманіття модельних об'єктів ПЗФ та його змін під впливом воєнних дій і окупації на основі аналізу даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Розробка на цій основі методики оцінки екологічних збитків за даними ДЗЗ.

Досягнення вказаної мети передбачає вирішення таких **завдань**:

- Провести аналіз сучасних методів картування оселищ та моніторингу природоохоронних територій за даними ДЗЗ, удосконалити та оптимізувати на цій основі існуючу методику картування оселищ та моніторингу просторово-часових змін земельного покриття.
- Здійснити моніторинг, картування та оцінку, просторово-часових змін оселищного біорізноманіття модельних об'єктів природно-заповідного фонду, що постраждали внаслідок воєнних дій та окупації.
- Дослідити можливість використання відкритих даних дистанційного зондування Землі для моделювання розподілу наземної біомаси на досліджуваній території і на цій основі провести апробацію методики оцінки екосистемних збитків у грошовому еквіваленті для одного з досліджуваних національних природних парків.

Об'єкт дослідження: оселищне біорізноманіття в межах територій природно-заповідного фонду.

Предмет дослідження: зміни оселищного біорізноманіття на природоохоронних територіях, що постраждали у результаті воєнних дій.

Методи дослідження. У роботі використані методи аналізу та синтезу (для аналізу сучасних підходів до використання даних ДЗЗ для картування оселищ та моніторингу наслідків воєнних дій), узагальнення (для систематизації отриманих даних), методи дешифрування космічних знімків (для картування просторової диференціації оселищ та їх просторово-часових змін), методи моделювання розподілу надземної біомаси за даними ДЗЗ (для встановлення екологічних збитків), геоінформаційний і картографічний методи (при укладанні карт оселищ).

Інформаційні джерела дослідження. В якості інформаційної бази дослідження виступають літературні джерела, матеріали лісовпорядкування для територій досліджуваних НПП, відкриті бази даних дистанційного зондування Землі та ГІС-сервіси: Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>), Global Forest Watch (GFW) (<https://www.globalforestwatch.org/>), European Forest Fire Information System (EFFIS) (<https://forest-fire.emergency.copernicus.eu/>), результати власних розрахунків та досліджень.

Наукова новизна. Удосконалено методику картування оселищ за даними ДЗЗ шляхом поєднання об'єктно-орієнтованого підходу (аналіз зображень на основі географічних об'єктів — Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA)), методів аналізу текстури зображень (матриця відповідності рівнів сірого (Grey Level Co-occurrence Matrix (GLCM) та машинного навчання (Random forest).

Вперше проведено картування на основі даних дистанційного зондування Землі основних оселищ (біотопів) територій трьох національних природних парків (Кам'янська Січ, Деснянсько-Старогутський та Святі Гори), які постраждали внаслідок воєнних дій та здійснено моніторинг змін, які відбулися в просторовому розподілі біотопів вказаних НПП за період повномасштабного вторгнення.

Вперше використано алгоритми моделювання щільності надземної біомаси за відкритими даними ДЗЗ для розрахунку екологічних збитків, завданих

об'єктам природно-заповідного фонду з урахуванням часу, необхідного на відновлення екосистем.

Практичне значення. Отримані результати роблять внесок в розробку методології картування оселищ на основі даних ДЗЗ. Вони можуть використовуватись для аналізу просторово-часових змін екосистем в умовах ускладненого доступу до територій. Результати дослідження будуть передані національним паркам (Кам'янська Січ, Деснянсько-Старогутський та Святі Гори) і будуть використані ними для встановлення екологічних збитків завданих війною та ляжуть в основу оновлених планів управління територіями цих НПП. Отримані результати щодо втрат від воєнних дій Деснянсько-Старогутського НПП передано дирекції парку та в Державну екологічну інспекцію Сумської області для обчислення екологічних збитків.

Результати дослідження будуть впроваджені в навчальний процес в Житомирському державному університеті імені Івана Франка і увійдуть в програми освітніх компонент «Дистанційний моніторинг довкілля», «Геоінформаційні системи в екології», «Геоінформаційні технології в географії».

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто обрано тему, сформульовано мету і окреслено завдання дослідження. Самостійно проведено аналіз літературних джерел, обрано методи дослідження, аналізу даних та моделювання, необхідні для реалізації поставлених завдань та досягнення мети дослідження. Особисто виконано всі етапи отримання і аналізу даних та підготовку картографічних матеріалів а також узагальнено отримані результати та зроблено висновки.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Роботу виконано в рамках реалізації грантового проекту Міжнародної благодійної організації «Екологія – Право - Людина» (МБО «ЕПЛ») «Вплив війни на довкілля України: вивчаємо та документуємо для досягнення правосуддя і відновлення

екосистем» за фінансування Агентства США з міжнародного розвитку (United States Agency for International Development, USAID).

Апробація результатів дослідження. Результати дослідження доповідались на міжнародній науково-практичній конференції «Екологія та раціональне природокористування: освіта, наука і практика» (Ломжа-Житомир, 15.11.2023), п'ятій науково-практичній конференції «Рослинність та біотопи України» (Київ, 18-19 квітня 2024 р.), тренінгу МБО «ЕПЛ» «Як зафіксувати шкоду, завдану довкіллю внаслідок воєнних дій? Відповіді для зацікавлених сторін» (Лівів, 8 – 10 травня 2024 р.), літній школі МБО «ЕПЛ» «Механізми захисту природи в умовах війни» (Львів, 1 – 3 липня 2024 р.), Форумі громад «Відновлення Каховського регіону: довкілльєві реалії» (Лівів, 16 – 18 жовтня 2024 р.). За результатами дослідження опубліковано статтю та тези у збірниках матеріалів конференцій [13, 29].

Структура і обсяг роботи. Робота складається із вступу, 4 розділів, висновків та переліку використаних джерел. Повний обсяг роботи складає 116 сторінок. Текст проілюстрований 10 картами, 5 рисунками та 6 таблицями. Перелік використаних джерел включає 248 джерел, з них 50 кирилицею і 198 латиницею.

РОЗДІЛ І

ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ ТА КАРТУВАННЯ ВПЛИВУ ВОЄННИХ ДІЙ НА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ

1.1. Оселищна концепція як методологічна основа територіального рівня збереження біорізноманіття.

Сьогодні існує низка визначень поняття «оселище». Наприклад, І. Ханські визначає оселище, як природну територію, яка забезпечує умови для розвитку живих організмів, Ю. Одум трактує оселище як життєвий простір організму, а П. Коллін – як тип середовища існування організму [96]. Існують і інші визначення, однак всі вони дуже подібні за змістом.

Існує ряд дотичних понять від яких потрібно відрізнити поняття «оселище». З точки зору оселищної концепції охорони природи терміни «оселище» та «екосистема» не тотожні. Тут термін «оселище» використовується до певних ділянок середовища (які належать до певних типів екосистем (біотопів) і потребують охорони. Характерно, певний тип оселища може включати кілька типів екосистем [36]. Оселища та екосистеми, що їх складають, утворюють регіональні системи, природу материків і біосферу в цілому [2].

Що стосується іншого широковживаного терміну – «біотоп», то він визначається як однотипна ділянка середовища, яку займає біоценоз. В рамках оселищної концепції цей термін можна вважати синонімом терміну «оселище» [4].

Одним з перших міжнародних документів, який запровадив оселищну концепцію, стала Рамсарська конвенція [23], прийнята у 1971 р. для захисту водно-болотних угідь. Країни, які підписали Конвенцію, взяли на себе зобов'язання захищати та ефективно управляти водно-болотними угіддями міжнародного значення.

У 1979 р. була підписана Бернська конвенція [25], у якій визначено переліки видів та середовищ, які потребують охорони у Європі. Ця конвенція визнає, що охороняти об'єкти живої природи можна лише в тих місцях, де вони зустрічаються в природних умовах [8]. Бернська конвенція встановила ряд заходів, необхідних для збереження середовища існування живих організмів та регулювання антропогенних впливів на природні ресурси.

Однак головним в цій галузі міжнародним документом є Конвенція про охорону біологічного різноманіття [24], прийнята в 1992 р. Її метою є збереження біорізноманіття та стале використання його компонентів. У цій Конвенції дається визначення терміну «місце існування», яке означає тип місцевості, де в природі існує популяція певного виду. Конвенція зобов'язує підписантів вживати заходів щодо збереження популяцій видів у природних умовах, та контролювати і попереджати поширення агресивних інвазійних видів, які загрожують екосистемам [44].

З середини 1990-х рр. оселищна концепція охорони біорізноманіття домінує в охороні природи європейських країн і є обов'язковою для виконання усіма членами ЄС. В рамках оселищного підходу термін «біотоп» зазвичай використовується для позначення екологічного, а термін «оселище» територіального рівнів охорони біорізноманіття. Оселищна концепція визначається як ідея збереження територій існування популяцій видів, що мають важливе значення для збереження біорізноманіття. Конкретні природоохоронні програми, що базуються на цій концепції (Natura 2000, Смарагдова мережа), мають в своїй основі виділення ділянок земної поверхні, що характеризуються властивостями, які відповідають вимогам природоохоронного законодавства у ЄС [36].

Країни ЄС домовилися узгоджувати свої зусилля, спрямовані на створення мережі оселищ, що потребують охорони. Основним правовим актом, який закріплює ці домовленості є Директива Ради 92/43/ЄЕС (21.05.1992) «Про

охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни» яка більш відома під назвою «Оселищна директива» [15]. Мета цієї директиви - створити умови для підтримання біорізноманіття на території Європейського Союзу. Вона трактує оселища як «суходільні або водні ділянки, природні або напівприродні, які визначаються за географічними, абіотичними та біотичними особливостями» [44].

1.2. Впровадження Оселищної концепції в Україні.

Оселищна концепція збереження біорізноманіття лежить в основі природоохоронної діяльності в ЄС. Приєднавшись до цієї конвенції у 1996 році, Україна зобов'язалась вживати необхідних заходів для збереження оселищ (у тому числі наведених у додатках I і II та тих, яким загрожує зникнення). Подальший розвиток оселищної концепції пов'язаний з «Директивою Ради Європи 42/43 ЕЕС про збереження природних оселищ і дикої фауни і флори». Імплементация цієї Директиви в Україні здійснюється на основі Угоди про асоціацію між Україною і ЄС [28].

На оселищному підході базуються ще два важливих міжнародних документи – Глобальна та Європейська стратегії збереження рослин [52, 127]. Вони лягли в основу проекту Національної стратегії збереження рослин в Україні [40]. Нажаль, законодавчої підтримки цей проект не отримав. Охорона оселищного біорізноманіття регламентується і більш глобальними документами. Наприклад, Конвенцією ООН про охорону біологічного різноманіття (КБР) (1992 р.), яка ратифікована Україною у 1994 р. [28].

У 2010 р. на 10-й конференції сторін КБР (Японія) було затверджено Стратегічний план з біорізноманіття на 2011–2020 роки. Виконання Україною цієї конвенції висвітлено в аналітичних звітах [9, 51]. Частково цілі Стратегічного плану були враховані в законах України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» і «Про Основні

засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [28].

На сьогодні для території України складено переліки типів оселищ, які входять до Резолюції 4 Бернської конвенції і Додатку I Оселищної Директиви. [35, 46, 45]. Остаточна версія цього переліку увійшла в додатки до проекту Закону України «Про території Смарагдової мережі» [153].

Список оселищ з Додатку I Оселищної Директиви був опублікований українською мовою у 2012 році [36]. Після аналізу і широкого обговорення у 2017 році був опублікований перелік біотопів з цього документа для території України [27]. У цей же час активно проводилась робота щодо розробки класифікації біотопів України [5, 6]. Всі ці напрацювання були узагальнені у «Національний каталог біотопів України» [34]. Каталог включає 216 типів біотопів, які розподілені на дев'ять груп: морські (13); приморські (10); водні (25); болотні (12); трав'яні (45); чагарникові та чагарничкові (26); лісові (46); кам'янисті відслонення та інші біотопи зі слабкорозвиненим рослинним покривом (17); синантропні (22) [28]. Ці переліки біотопів заклали основу для наступного етапу інвентаризації біорізноманіття України, завдання якого – встановлення поширення та картування кожного типу біотопу на території України. [18]. Перший варіант методики такого картування описаний у 2018 році [31]. Вона була апробована при розробці плану управління НПП «Пирятинський». Передбачається, що такі плани будуть поступово розроблятися для всіх територій Смарагдової мережі [28]. Оскільки цінні біотопи є і поза межами природоохоронних територій, вони також потребують інвентаризації і картування. Так у низці країн ЄС (Німеччина, Литва, Словаччина та ін.) проведено національне картування біотопів для всієї території. Такі картографічні дані є основою для моніторингу і використовуються для оперативної оцінки змін структури та площі біотопів [28].

Відповідно до законів України «Про оцінку впливу на довкілля» та «Про стратегічну екологічну оцінку» у звітах з ОВД та СЕО має зазначатись наявність оселищ європейського значення на територіях планованої діяльності. Оскільки кадастрові карти біотопів (як і сам кадастр) відсутні, це призводить до спекуляцій не надто добросовісних виконавців таких звітів (Куземко, 2020). Запровадження національного кадастру біотопів (на основі середньомасштабного картування) могло б також вирішити низку проблем, які виникають у зв'язку із запровадженням ринку землі [16].

1.3. Методологічні засади використання даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) для картування оселищ.

Традиційний спосіб моніторингу та картування оселищ шляхом польових досліджень є ефективним, але трудомістким. Однак для таких робіт можуть використовуватись знімки з високою роздільною здатністю, отримані за допомогою БПЛА (безпілотних літальних апаратів), літаків та/або супутників. У статті Vanden Borre et al. [227], автори стверджують, що інтеграція дистанційного зондування з моніторингом оселищ Natura 2000 може бути покращена шляхом гармонізації та стандартизації підходів до моніторингу, розробки готових продуктів дистанційного зондування, порівняння та перевірки традиційних і дистанційних методів зондування та обміну ідеями та результатами між дослідницькими групами. На сьогодні існує думка, що точність картування біотопів за даними дистанційного зондування ледь перевищує 80%, тому результати вважаються дещо ненадійними. Однак точність польового картування не краща [227].

В останні десятиліття проведено низку досліджень щодо картування та моніторингу типів оселищ за допомогою даних ДЗЗ [55, 57, 73, 77, 112, 133, 174, 179, 181, 192, 206, 219, 228, 248]. У цих роботах використано різні дані та методи, що призвело до різної точності класифікації [176].

Дані, які використовуються для моніторингу та картування оселищ, охоплюють як супутникові знімки, так і результати аерофотозйомок і зйомок з БПЛА. Іноді використовується комбінація різних типів даних. Супутникові дані використовуються в більшості розглянутих досліджень. Вони охоплюють здебільшого великі території і мають часове розрізнення кілька діб або кілька тижнів. Просторове розрізнення і кількість спектральних смуг знімання можуть суттєво відрізнятись. Наприклад, Landsat має просторове розрізнення 30 м, дані Sentinel-2 - від 10 до 60 м, RapidEye - 5 м, тоді як дані SuperView мають просторове розрізнення 0,5 м. Однак часове розрізнення Sentinel-2 становить п'ять днів, що надає багато даних, тоді як зображення SuperView доступні зі значно меншою частотою зйомки. Для QuickBird із просторовою роздільною здатністю від 0,61 до 2,8 метра час повторного знімання становить від 1 до 3,5 днів залежно від регіону. Супутникові зображення надвисокого просторово розрізнення, такі як SuperView або QuickBird, можна використовувати для моніторингу оселищ на ділянках Natura 2000. Однак більшість дослідників використовують багатоспектральні знімки Sentinel, Landsat або RapidEye [176].

Також для картування біотопів використовуються дані зйомки, отримані з літаків. Просторова розрізненість в цьому випадку сягає сантиметрового рівня, а дані особливо часто використовуються для картування оселищ Natura 2000, таких як пустощі, чагарники або водно-болотні угіддя [133, 143, 181, 219, 223]. Гіперспектральні дані та дані LiDAR також використовуються для картування біотопів Natura 2000 за допомогою різних методів класифікації. К. Хафкенс зі співавторами [143] використовували лінійну дискримінантну класифікацію найменших квадратів для класифікації вересових біотопів на різних рівнях за допомогою гіперспектральних даних, отриманих у результаті аерофотознімання. Це призвело до загальної точності 85,66% і значення каппа-коефіцієнта 0,84 для 2 і 3 рівнів класифікації. Для деяких більш специфічних типів оселищ навіть на четвертому рівні класифікації точність все ще становила 80,44% із значенням

каппа-коефіцієнта 0,79. Ще одна група дослідників [133] отримала хорошу точність картування на основі результатів аерофотознімання, але з використанням іншого методу класифікації. Точність класифікації тут варіювала від 83% до 92%. Автори дійшли висновку, що безпосереднє картування вересових біотопів обмежується високою спектральною внутрішньою мінливістю оселищ одного типу і відносно низькою спектральною мінливістю різних типів оселищ. Цей результат, у цілому, відповідає результатам польового картування оселищ Natura 2000. Для картування біорізноманіття та ідентифікації оселищ Natura 2000 широко використовується метод машинного навчання «Random Forest». Інші дослідники [219] виявили, що за допомогою Random Forest точність класифікації болотних біотопів покращується при поєднанні гіперспектральних знімків із даними бортового лазерного сканера. А. Злінський та ін. [248] показали, що дані, отримані за допомогою LiDAR, мають дуже великий потенціал для картографування біорізноманіття. Показано, що поєднання гіперспектральних даних і даних LiDAR можна використовувати для картографування та моніторингу водно-болотних біотопів Natura2000 [219]. Однак моніторинг Natura 2000 за допомогою дистанційного зондування все одно потребуватиме трудомістких наземних даних і є скоріше інструментом для поширення результатів польових досліджень за межі контрольних ділянок [248]. Крім того, дані здебільшого збираються лише кілька разів на рік, оскільки щоразу доводиться розгортати бортові системи для збору даних, тоді як супутникові дані збираються автоматично та постійно. Тому використання даних аерофотознімання є дорогим і трудомістким [176].

БПЛА більш гнучкі у використанні, ніж пілотовані літаки. Просторова розрізненість у них може досягати 1 см, тому БПЛА можуть робити дуже детальні зображення. Це, у свою чергу, призводить до якісного картографування та моніторингу територій існування. У іншому дослідженні [129], БПЛА використовуються для збору даних з просторовою розрізненістю 6 см. Для

створення карти біотопів досліджуваної території використовували класифікатор «Random Forest». Результати перевірки показали загальну точність 0,89 для окремих типів біотопів.

Однак майже така ж точність картографування досягається за допомогою даних аерофотознімання та супутникових знімків. Так у дослідженні [143] була отримана загальна точність 85,66% для картографування сухих пустищів за допомогою аерофотознімків, а в дослідженні [112] на основі супутникових даних точність класифікації досягала 88–90%. Як показали інші дослідники [80], більш груба роздільна здатність аерофотознімків або супутникових знімків не обов'язково знижує загальну точність, отриману за допомогою класифікацій. Крім того, для картування та моніторингу великих оселищ БПЛА мають свої обмеження. Це забирає багато часу та дорого, оскільки тривалість польоту для комерційних безпілотних літальних апаратів становить менше однієї години (для багатороторних безпілотних літальних апаратів вона навіть менша, приблизно півгодини). Тому БПЛА мало використовуються у великомасштабних дослідженнях, і основна увага приділяється дослідженням із використанням супутникових даних або аерофотознімків [176].

Більшість дослідників використовують супутникові дані для моніторингу та картування оселищ через високу частоту знімання та відкритий доступ. Різні методи класифікації, що використовуються для досліджень на основі супутникових даних включають об'єкт-орієнтовані та піксель-орієнтовані методи класифікації: Maximum Likelihood Classification (MLC), Random Forest (RF), Support Vector Machine (SVM) і навіть методів глибокого навчання (DL). У багатьох розглянутих дослідженнях використовувалися методи сегментації та класифікації об'єктів [73, 76, 77, 83, 111, 113, 179, 189], а інші використовували MLC [112, 174, 183] або SVM [78, 80, 201] або методи RF [55, 188]. Такий метод як глибоке машинне навчання (Deep learning) також почали використовувати для

картування типів оселищ [173]. Вибір і використання методу класифікації залежить від кількості та типу даних, бажаних результатів і мети дослідження.

У більшості досліджень у якості вихідних даних для класифікації біотопів або типів рослинності використовуються дані RapidEye [76, 111, 113]. У дослідженні [111] використано часову серію даних RapidEye та TerraSAR-X за 2009 рік для моніторингу різних типів рослинності та біотопів (пустища, сухі луки і водно-болотних угіддя). Дані були оброблені з використанням об'єктно-орієнтованого підходу, а зображення були класифіковані за алгоритмом найближчого сусіда. З п'ятьма зображеннями від RapidEye об'єктну класифікацію було виконано для 31 різної комбінації. Загальна точність моніторингу середовищ існування Natura2000 була вище 85%. Додавання зображень за серпень і вересень збільшило точність до 88%. О. Бак та ін. [76] використали подібний підхід. Знімки GeoEye і RapidEye були використані для виявлення деревних оселищ та їх маскування, щоб зосередитися на нелісових біотопах. Дослідники дійшли висновку, що виявлення луків є здебільшого правильним, але недостатньо повним. Попереднє видалення лісових ділянок не збільшує точності класифікації луків.

У дослідженні [83] було використано гіперспектральні супутникові знімки. Гіперспектральні дані виявились більш ефективними для картографування різних типів рослинності. Дослідження [189] показали, що дані Worldview-2 (з просторовою розрізненістю $\sim 0,5$ м) можуть відображати різні рівні класифікації рослинності з точністю до 95%. Їхній метод полягав у поєднанні піксель- та об'єкт-орієнтованої класифікації. На більш грубому рівні, основні типи рослинності, такі як сільськогосподарські культури, ліси тощо, були класифіковані з точністю 88%, а у випадку більш детальної класифікації рослинності досягалась точність 76%.

У дослідженні [174] для картування лісів коркового дуба були використані дані Landsat-8. Дослідження базується на спектральних характеристиках

коркового дуба в різні сезони. Для вибору найкращого варіанту було застосовано алгоритми класифікації максимальної правдоподібності та мінімальної відстані. Найвища досягнута точність класифікації склала понад 85%. У дослідженні Pesaresi et al. (2022), дані часових рядів Sentinel-2 використовуються для створення карт біотопів з використанням контрольованої класифікації. Використано метод аналізу головних компонентів, який дозволив отримати точність класифікації 85,58%.

Використання алгоритму Support Vector Machine (SVM) для картографування оселищ Natura 2000 показало дуже високу загальну точність. Використано [201] часові ряди супутникових даних багатоспектрального RapidEye та радара із синтетичною апертурою (TerraSAR-X). Було показано, що дуже щільні часові ряди призвели до високої точності класифікації понад 90% для дрібномасштабних типів оселищ. З TerraSAR-X потрібно було більше сцен, щоб досягти вищої точності. У іншому дослідженні [80], порівнюють зображення Landsat-8 і Sentinel-2, щоб визначити, яка платформа найкраща для картографування чагарнику *Baccharis halimifolia*. Крім того, для пошуку найкращої комбінації використовуються три класифікаційні підходи: на основі пікселів, на основі об'єктів і їх комбінації. Класифікація на основі пікселів була виконана за допомогою алгоритму Support Vector Machines. Класифікацію на основі об'єктів проводили за допомогою алгоритму сегментації середнього зсуву (MSS). Поєднання обох алгоритмів було зроблено в два етапи: спочатку область для чагарнику була знайдена за допомогою об'єктної класифікації, а потім використовувався SVM. Зображення Sentinel мало вищу точність класифікації через вищу просторову та спектральну розрізненість, що краще підходило для картографування чагарників. Виявлення на основі пікселів було найкращим для класифікації чагарників у всіх випадках.

Машинне навчання може покращити класифікацію, у тих випадках коли доступно достатньо польових даних для класів середовищ існування. Розроблено

[188] систему моніторингу на основі дистанційного зондування (RapidEye), що використовує RF алгоритм, для ділянки Natura 2000 з гетерогенним складом лучних біотопів. У іншому дослідженні [55] 24 лісові біотопи класифіковано та нанесено на карту за допомогою моделі керованого машинного навчання (SMLM) з даними Sentinel-2. Дослідження виконано на основі поєднання фітоценотичних даних, а також спектральних і екологічних предикторів. Точність класифікації становила 87% на рівні EUNIS II і 76,14% на рівні EUNIS III. Широколистяні вічнозелені ліси мали найвищу точність – 91%, хвойнолистяні – 76%, широколистяні – 68%.

Результати різних дослідників показують, що вища просторова розрізненість часто призводить до кращої загальної точності, хоча це не завжди так. Складається враження, що SVM дає найкращі результати, навіть якщо використовувати різні супутникові дані. Дослідження [55, 78, 80, 188, 201] показали, що використання SVM для класифікації оселищ дає високу або навіть найвищу точність порівняно з іншими методами. Точність класифікації, отримана з використанням алгоритму RF близька до результатів застосування алгоритму SVM [206]. Включення даних LiDAR і гіперспектральних даних може покращити детальне картографування середовищ існування та уникнути спектральної подібності різних типів земельного покриття та біотопів [78, 189, 192].

Що стосується методів машинного навчання, встановлено [140], що розміри навчальних вибірок мають більший вплив на точність класифікації, ніж використовувані методи класифікації. Крім цього, доведено, що машинне навчання забезпечує кращу ефективність класифікації космічних знімків, ніж MLC або будь-який інший параметричний метод.

1.4. Використання даних ДЗЗ для моніторингу природоохоронних територій.

Загальновідомо, що наземний моніторинг територій природоохоронних об'єктів є дороговартісним через їх значні площі та недостатнє матеріально-технічне забезпечення. У такій ситуації дистанційний моніторинг може бути джерелом цінної інформації, необхідної для прийняття обґрунтованих управлінських рішень [131]. У багатьох випадках дані ДЗЗ ефективно поєднуються з наземними даними, що сприяє покращенню системи моніторингу природоохоронних територій [87, 90, 117, 177].

Мультиспектральні оптичні датчики, а також похідні продукти обробки даних, регулярно застосовуються в дослідженнях та моніторингу природоохоронних територій. Розроблені методи виявлення змін охоплюють широкий спектр процесів, що впливають на рослинність, таких як занепад і смертність, ріст і відновлення, а також комбінацію інших рушійних факторів [97, 235].

Активні датчики, такі як радар із синтетичною апертурою (SAR), і супутники, включаючи Європейські ERS-1/-2 та Envisat, японський супутник Earth Resources Satellite 1 (JERS-1), Радар із синтетичною апертурою (PALSAR-1/-2), RADARSAT-1/-2, угруповання малих супутників для спостереження за середземноморським басейном (COSMO-SkyMed), TerraSAR-X і TanDEM-X, а також Sentinel-1A/B довели свою ефективність у моніторингу довкілля на місцевому, регіональному та глобальному рівнях [70, 170, 200, 205, 207, 246]. Інтерферометричний радар із синтетичною апертурою (InSAR) був використаний для побудови глобальної цифрової моделі рельєфу (DEM), для картографування характеристик земної поверхні та вимірювання деформації поверхні суші з високою точністю та просторовою роздільною здатністю за будь-яких погодних умов [163]. Часові ряди даних дистанційного зондування дозволили

реконструювати історію збурень, спричинених антропогенними та природними впливами.

Типові приклади включають: інвентаризацію та моніторингові дослідження в природних парках і природних територіях у ландшафтному контексті, наприклад, у природному парку Акадія та інших північно-східних природних парках США [128, 234], природному парку Єллоустоун [91] та парку Олімпійський на Тихоокеанському північному заході США [142]; для моніторингу багаторічної мінливості снігового покриву та озерного льоду на південному заході Аляски [191]; в оцінці національних лісів східної частини США [141]; у моніторингу зміни ґрунтового покриву та екологічної цілісності національних парків Канади [114, 249]; в оперативному картографуванні активних пожеж та ідентифікації вигорілих територій для природоохоронних територій Мексики [193]; на Тибетському плато [124] і Національному природному заповіднику гори Чанбай [86, 132]. Китаю. Методи ДЗЗ мають суттєві переваги в моніторингу прикордонних земель, які завжди знаходяться у віддалених і важкодоступних місцях. Наприклад: спостереження динаміки багатих озерами регіонів на Тибетському плато та в Арктиці; порушення та динаміка лісів у Сибіру; оцінка комплексу ареалів амурського тигра і далекосхідного леопарда на Далекому Сході; у характеристиці ландшафтів та екосистем Китаю та Південно-Східної Азії; у зусиллях зі збереження деревних кенгуру в Папуа-Новій Гвінеї; і в природоохоронних територіях в Альбертинському рифті Африки [63, 84, 203, 210]. Дистанційне зондування має переваги в моніторингу великих середовищ існування як всередині, так і навколо природоохоронних територій. Це особливо вірно, коли на екологічне функціонування та середовища існування впливають природні ресурси за їх межами [119, 135, 217]. Застосування дистанційного зондування було одним з критичних підходів до оцінки ландшафтних контекстів і ризиків перетворення

природоохоронних територій в умовах прискореного зростання населення [150, 162, 242].

Поєднання продуктів дистанційного зондування з екологічними та фізичними даними *in situ* може сприяти розробці надійної програми моніторингу живих морських ресурсів у межах морських охоронних територій та поблизу них [115]. Дані дистанційного зондування з високою роздільною здатністю здатні відображати фізичні та біологічні особливості донного середовища існування, наприклад моніторинг коралового рифу на Гавайському архіпелазі та прибережних територій у Каліфорнії та Новій Англії [116]. Прибережні середовища існування, такі як піщані дюни, бар'єрні острови, водно-болотні угіддя, болота, мангрові ліси та занурена водна рослинність, є їжею, притулком і місцем розмноження для наземних і морських видів. Прибережні середовища існування також надають незамінні екосистемні послуги, такі як фільтрація забруднювачів і збереження поживних речовин, підтримка якості води, захист берегової лінії та поглинання паводкових вод. Оскільки прибережні середовища існування зазнають посиленних природних та антропогенних порушень через прямі впливи, такі як урагани, цунамі, «цвітіння» водоростей, а також кумулятивні та вторинні впливи, такі як зміна клімату, підвищення рівня моря, розлив нафти та розвиток міст, інвентаризація та моніторинг прибережних середовищ мають стати одним із найскладніших завдань суспільства щодо управління ресурсами та управління людством.

Технології дистанційного зондування з використанням бортових сенсорних систем для збору даних і спостереження глибоко змінили практику моніторингу та розуміння динаміки прибережних середовищ. Застосування дистанційного зондування значно розширили можливості моніторингу прибережних природоохоронних територій [236, 237]. Зображення з дуже високою роздільною здатністю (VHR) від бортових і супутникових датчиків, безпілотних літальних апаратів (БПЛА), LiDAR, гіперспектральних датчиків,

наземних сенсорних мереж і бездротових геопросторових сервісних веб-систем все частіше застосовуються для забезпечення локальних інтересів прибережних природоохоронних територій [81, 82, 159]. Хмарні обчислення, наприклад Google Earth Engine (GEE) і методи роботи з великими даними про Землю, полегшують обмін даними та процеси інтеграції та моделювання [130, 136, 182]. Наприклад, потужність і сервіси GEE відкривають можливості для досліджень, які охоплюють десятиліття збору даних дистанційного зондування [202, 213, 247].

1.5. Дистанційний моніторинг екологічних наслідків воєнних дій

Будьякі війни мають значний вплив на природу, що потребує об'єктивної оцінки [101, 120, 156, 204].

Масштаб військового впливу на навколишнє середовище, структуру та функціонування екосистем тісно пов'язані з розмахом бойових дій. Всебічно досліджено вплив бойових дій Другої світової війни на довкілля [10, 126, 139]. Наприклад, відомо, що в 1940 році в Нідерландах армія була змушена затопити долину Гелдерзе, щоб створити водну перешкоду для німецьких військ [126]. Подібний захід був застосований і 18 серпня 1941 року, коли радянські воєнні сили, щоб зупинити ворога, вирішили підірвати нещодавно збудовану дамбу Дніпровської ГЕС у місті Запоріжжя в Україні. Цей вибух дамби створив високу хвилю, яка спричинила загибель значної кількості як німецьких так і радянських солдатів [10]. Також можна згадати руйнування дамб на річках Едер (Німеччина) та Лірі (Італія) британськими військами, що також призвело до значних повеней [126]. У південно-східній Європі остання війна була на Балканах і торкнулася республік, які раніше складали Югославію (Словенія, Хорватія, Боснія і Герцеговина, Чорногорія, Сербія та Північна Македонія). Найбільш значний вплив на навколишнє середовище супроводжувався забрудненням нафтопродуктами та іншими хімічними сполуками, які скидались в річку Дунай

[106, 168]. Аналогічний вплив на навколишнє середовище, але в ширшому масштабі, Європа спостерігає і сьогодні.

В останні десятиліття для оцінки стану довкілля все частіше використовують дані дистанційного зондування. Особливо це актуально під час війни чи окупації, коли можливості використання інших методів обмежені. Відома низка таких досліджень [56, 105, 120, 155, 218, 241] побудованих на результатах аналізу мультиспектральних супутникових знімків. Воєнні дії часто супроводжуються пожежами, які давно вивчаються за допомогою даних дистанційного зондування [145, 194, 218].

Однією з перших масштабних екологічних катастроф, яка спостерігалась за допомогою технологій ДЗЗ була війна в Перській затоці. Розуміння її екологічних наслідків є дуже важливим для попередження подібних явищ в майбутньому [212]. Найбільш помітними наслідками цього збройного конфлікту були значні зміни земельного покриття та розвиток ерозійних процесів на природоохоронних територіях, що можуть призводити до втрат біорізноманіття та природних ресурсів [224].

Реальний збиток, завданий воєнними діями, можна оцінити на основі дослідження ґрунтів у постраждалих районах; оскільки ґрунт розглядається як: (1) компонент екосистеми, на який припадає основний тягар воєнних дій; (2) інертний компонент екосистеми, який повільно трансформується та самовідновлюється; (3) накопичувач забруднюючих речовин, зокрема важких металів, що потрапляють у ґрунт внаслідок вибухів бомб і снарядів; (4) відсутність розумної стратегії рекультивації може створити небезпеку для інших компонентів екосистеми: водойм і підземних вод, рослинності та тварин; (5) ґрунт є основним засобом праці, особливо в умовах пріоритетного розвитку сільського господарства та виробництва продуктів харчування під час війни, однак урожай із забруднених війною ґрунтів є шкідливим для здоров'я людини [74]. Порушення ґрунту, спричинені війною, у літературі відносно мало

обговорюються. Відповідні статті здебільшого присвячені Першій світовій війні [68, 144, 171, 209, 238], війнам в балканських країнах [231], Перській затоці [197, 185] тощо. Цікаво, що майже відсутні дослідження впливу воєнних дій на ґрунти під час або відразу після війни, оскільки вищезазначені статті описують довгострокові наслідки порушення ґрунту. Хоча в багатьох статтях обговорюється фізичний і хімічний вплив воєнних операцій на ґрунти в межах воєнних полігонів [60, 61, 158, 186, 221, 229].

Супутникові системи дистанційного зондування вже давно використовуються для підвищення ефективності воєнних операцій. З 1960 року супутникова розвідка відіграє важливу роль у наданні інформації про ворожі ракети, розгортання військ і позиціонування воєнних [89]. Однак, окрім пов'язаного з війною використання такої технології, багато дослідників використовують цю технологію для вивчення наслідків війни [93]. Використання супутникових зображень у дослідженнях наслідків війни привернуло велику увагу громадськості під час війни в Перській затоці 1991 року між Іраком і Кувейтом через значні наслідки цієї війни для навколишнього середовища [103, 104, 212]. Відтоді багато дослідників використовували супутникові зображення, для дослідження наслідків війни, спочатку зосереджуючись на безпосередніх наслідках воєнних дій для населених територій [58, 215,]. З іншого боку, масове переселення місцевих жителів; відновлення рослинності на сільськогосподарських угіддях та будівництво нових службових доріг під час війни призводять до змін у землекористуванні та ґрунтовому покриві, які можна легко виявити за допомогою даних дистанційного зондування [165].

У багатьох публікаціях використовуються дані дистанційного зондування для вивчення впливу війни на зміни земельного покриву, але в першу чергу звертають увагу на зміни рослинності, покинуті сільськогосподарські угіддя, втрату сільськогосподарських угідь, зміни рослинного покриву та лісовий покрив [180, 239]. Дані дистанційного зондування були використані [216] для

моніторингу земельного покриття на півострові Джафна (північна Шрі-Ланка) з 1984 по 2004 роки. Протягом цього періоду півострів Джафна сильно постраждав від збройного конфлікту. Отримані результати вказують на те, що протягом цього періоду спостерігалось значне зменшення використання сільськогосподарських земель і супутнє збільшення використання несільськогосподарських земель. Етнічний конфлікт та його наслідки, зокрема великомасштабні міграції населення, були основною рушійною силою таких змін у землекористуванні [216].

Вітмер у 2008 році застосував дані Landsat та Quickbird для дослідження впливу війни на зміну земельного покриття на північному сході Боснії. Отримані результати свідчать, що війни негативно впливають на покинуті сільськогосподарські землі [240]. Maathuis у 2003 році провів дослідження змін ґрунтового покриття, встановив будівництво службових доріг уздовж мінних полів, видалення рослинності з периметрів мінних полів та відновлення рослинності замінованих сільськогосподарських територій в Зімбабве [165]. Для оцінки шкоди, завданої війною навколишньому середовищу, дані дистанційного зондування також виявились корисними. Наприклад, у 2011 році були використані дані LIDAR для виявлення бойових біологічних агентів і токсичних газів у атмосфері [230]. У дослідженні, проведеному Вітмером і О'Локліном використано дані Оборонної метеорологічної супутникової програми (DMSP) для дослідження наслідків війни в Грузії. Результати показали, що події, пов'язані з конфліктом, такі як великі пожежі, які тривають тижнями, і великі переміщення біженців можна виявити, навіть із відносно грубою просторовою роздільною здатністю (2,7 км) зображень DMSP-OLS [239]. Супутникові зображення з високою роздільною здатністю, такі як IKONOS panchromatic (1 м) і JERS (5-10 м), використовувалися для підрахунку наметів біженців, щоб оцінити групу населення, що перебуває в зоні ризику [122], і знайти приховані джерела води для розміщення таборів біженців для суданців у східному Чаді [66].

Знімки Quickbird (роздільна здатність 60 см) 2002 та 2006 років використовувалися для документування репресивних дій уряду Зімбабве щодо руйнування будинків [157]. Крім того, супутникові знімки WorldView-1 і Formosat-2 дозволили виявити спалені та зруйновані будинки після боїв у серпні 2008 року під час етнічної чистки етнічних грузинських сіл у Південній Осетії [71, 160].

Протягом останніх тридцяти років 20-го століття Ірак сильно постраждав від кількох конфліктів [123]. Незважаючи на численні війни, в яких брав участь Ірак, відомо дуже мало досліджень наслідків цих воєн з використанням даних дистанційного зондування. Війна в Перській затоці між Іраком і Кувейтом була однією з перших великомасштабних екологічних катастроф, за якою уважно спостерігали за допомогою технологій дистанційного зондування. Ці дані використовувались для картографування, оцінки, а також спостереження за змінами, пов'язаними з міським розвитком, рослинністю, прибережними водно-болотними угіддями та ін. Також документувались наслідки війни в Перській затоці 1991 року (розливи нафти, горіння нафтових свердловин і пересування військової техніки [104, 148, 212]. Подальший аналіз стосувався визначення розподілу палаючих свердловин на різних нафтових родовищах і отримання оцінок викидів газоподібних забруднювачів [146, 243]. Багатоспектральні зображення Landsat та IKONOS були використані ЮНЕП для дослідження впливу пожеж нафтових траншів на навколишнє середовище навколо Багдада в березні 2003 року на початку другого конфлікту між США та Іраком [226]. Г. Гібсон у 2012 році використав часові ряди знімків Landsat для розрахунку NDVI з метою ідентифікації та кількісної оцінки змін у сільськогосподарському землекористуванні внаслідок війни в центральному Іраку під час чотирьох конфліктів (ірано-іракська війна з 1980 по 1988 рр., війна в Перській затоці з 1990 по 1991 рр., санкції ООН з 1990 по 2003 рр. та операція «Свобода Іраку» з 2003 по 2011 рр. [123]. Ж. Бразінгтон у 2002 році застосував супутникові зображення,

щоб задокументувати наслідки війни на Месопотамських болотах у південній частині Іраку [75]. Крім цього, вивчався вплив війни на рослинний покрив в Саудівській Аравії під час другої війни в Перській затоці [56].

1.6. Екологічні наслідки воєнних дій в Україні та їх оцінка за даними ДЗЗ.

Масштабне вторгнення російських військ в Україну 24 лютого 2022 року, є першим масштабним збройним конфліктом за останні 80 років, який можна порівняти з Другою світовою війною. На європейському континенті у другій половині 20 ст. спорадично виникали лише локальні збройні конфлікти. Війни, які можна порівняти за масштабом, відбувалися на Балканах (1991–2001), Іраку (2003), Грузії (2008), Сирії (2014) та Україні (2014) з російською окупацією частини її території.

З самого початку воєнних дій на Донбасі проводилась оцінка їх наслідків для довкілля [12, 94, 95]. Вже у серпні 2014 р. стало відомо про численні лісові пожежі у зоні бойових дій та окупації. У наступному році з'явилися перші оцінки масштабів пожеж [12]. Отримані результати свідчать, що за чотири місяці конфлікту сталося 2901 пожеж. Цей показник виявився у 2,4–14,1 вищим порівняно з періодом до АТО (2010–2013 рр.). При цьому площа пожеж становила 297 005,9 га. (36,2 тис. га ліси, 113,7 тис. га степи, 147,4 тис. га орні землі). Вплив пожеж на довкілля був розглянутий також у звіті ОБСЄ «Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на Сході України». Згідно цих даних у 2014 році частота пожеж у Донецькій області оцінювалась у 0,3 на км², а у зоні АТО - 93 пожежі [22]. Гельсінська спілка також провела дослідження, у результаті якого встановлено, що в зоні АТО вигоріло 17 % лісових масивів та 24 % степових ділянок [3]. При цьому всі дослідники одностайні у висновку, що достовірних даних недостатньо і потрібні додаткові дослідження.

Під час війни в Україні масові ракетно-бомбові удари було зроблено по нафтосховищах. Крім цього, через невибіркові російські обстріли сталося багато лісових пожеж. Руйнування мостів, гідротехнічних та очисних споруд торкнулося й українських водойм. Також забруднені води Чорного та Азовського морів, де затонули кілька кораблів. Величезні площі земель зараз вкриті уламками бомб і снарядів, а також залишками покинутої техніки. В результаті цієї війни всі сфери навколишнього середовища зазнали негативного впливу і, безсумнівно, потребують оцінки та моніторингу. Прикладом такого дослідження є робота [64], присвячена пожежам у Чорнобильській зоні відчуження. Для визначення площі згорілих лісів автором були використані дані супутника Sentinel 2, на основі яких був розрахований нормалізований індекс горіння.

Російське вторгнення в Україну серйозно вплинуло на навколишнє середовище в усіх сферах. Війна призвела до значного збільшення забруднення повітря в деяких регіонах України та може вплинути на сусідні країни. Воєнні дії спричинили багато пожеж на промислових та воєнних об'єктах, в лісах та житлових районах. Крім того, було зруйновано багато мостів та гідротехнічних споруд. Для аналізу цих подій використано загальнодоступні дані ДЗЗ: NOAA-2, Suomi NPP, супутників Aqua і Terra, Sentinel і Landsat, а також з інших відкритих джерел. Автори вважають, що використані методи можуть успішно використовуватись для моніторингу шкоди природі, спричиненої війнами [204].

Після повномасштабного вторгнення війна в Україні стала найбільш збройним конфліктом у світі, який призвів до знищення природних середовищ існування дикої флори і фауни та цінних об'єктів природно-заповідного фонду.

Згідно офіційних даних [14] у 2022 році через воєнні дії понад 30% площі всіх природоохоронних територій України перебувають під загрозою знищення. Також воєнні дії можуть призвести до знищення 14 Рамсарських об'єктів (397,7 тис. га) та понад 200 територій Смарагдової мережі (2,9 млн га) [50]. З перших днів війни постраждав Чорноморський біосферний заповідник - найбільший

природний об'єкт Україні. Після анексії Криму у 2014 р. Територія заповідника суттєво змінилась. Дистанційний моніторинг заповідника проводили численні наукові організації. За даними Міжнародного союзу охорони природи територія заповідника суттєво змінилась внаслідок незаконної забудови та бойових дій [11].

Інші автори [190] звертають увагу на забруднення водних ресурсів та зниження рівня ґрунтових вод у на території заповідника. Проводився також супутниковий моніторинг змін земельного покриття Чорноморського заповідника [69, 224, 244].

Російське вторгнення в Україну вже призвело як до знищення українських міст і сіл, так і до знищення екосистем та її компонентів. Тому виникає нагальна потреба оцінити екологічні збитки, завдані війною, і перевести цю оцінку у фінансовий еквівалент. Останнє слід враховувати при розрахунку відшкодування. Крім того, ця оцінка є важливою для розробки ефективної стратегії оздоровлення довкілля в Україні та може бути використана для запобігання загрозі здоров'ю та життю мешканців. З 2014 року в Україні було опубліковано багато статей про екологічні наслідки воєнних дій на Донбасі [7, 17, 26, 33, 41]. Підвищений інтерес до наслідків екоциду, викликаного російським вторгненням в Україну, додатково зростає з 2022 року, оскільки триваюча війна в Україні вже призвела до широкого спектру порушень ґрунту та забруднення, яких не було в Європі з часів Другої світової війни. Зокрема, низка авторів [1, 19, 42] досліджували забруднення ґрунтів важкими металами.

Досліджувався також вплив війни на орні землі у Київській територіальній громаді (Чернігівська область), де бойові дії тривали лише місяць, але за цей короткий час вони завдали непоправної шкоди довкіллю. Дослідження проводилося на основі аналізу супутникових знімків високої роздільної здатності компанії Махаг. У Київській громаді виявлено 4914 воронок, у тому числі 2912 воронок у межах ріллі, діаметром від 0,5 до 13,8 м. За морфометричними

параметрами воронок оцінено ймовірний калібр боєприпасу та об'єм зміщеного ґрунту, який становить 3136 м³. Навколо кратерів пропонується виділяти зони бомбардування та забруднення, які відрізняються ступенем і характером впливу на ґрунт. Відповідно до Методики, викладеної в наказі Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 04.04.2022 р. № 167, розмір шкоди від забруднення ґрунту ріллі Київської територіальної громади розраховано у сумі 192,2 млн грн. [74].

Серед шкоди, заподіяної довкіллю внаслідок бойових дій, за даними ДЗЗ можна встановити: деградацію земельних ресурсів, руйнування природних екосистем пожежами, руйнування споруд (будівель) і споруд. Супутникові знімки з дуже високою роздільною здатністю (≤ 1 м) дозволяють кількісно оцінити пошкодження поверхні ґрунтового шару внаслідок вибухів снарядів: кількість уламків металу та хімікатів, що потрапили в ґрунт, пошкодження біологічного покриву тощо. Зображення з роздільною здатністю менше 30 метрів в короткохвильовому інфрачервоному (SWIR) діапазоні дозволяють відобразити руйнівні наслідки лісових і степових пожеж, спричинених воєнними діями. Використання двох різних часових проміжків, одного до пожежі та одного після, забезпечить точність, об'єктивність і надійність зібраних доказів [62].

1.7. Методологія дистанційного моніторингу змін оселищного різноманіття.

Звичайні підходи до автоматичної класифікації земельного покриву, що застосовуються до даних дистанційного зондування, базуються на розрахунках спектральних сигнатур вибраних класів земельного покриву з використанням навчальних даних і піксельної дискримінації між різними типами земельного покриву [184]. Завдяки останнім розробкам в області алгоритмів сегментації зображень, об'єктно-орієнтовані підходи (так званий аналіз зображень на основі географічних об'єктів — Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA)) стають більш популярними порівняно з традиційним аналізом і класифікацією

зображень, завдяки своїй здатності окреслювати та класифікувати ландшафтні об'єкти або ділянки в різних масштабах [72].

Об'єктно-орієнтовані методи зазвичай дають кращі результати на даних з вищою роздільною здатністю, незважаючи на вищі обчислювальні витрати на сегментацію та використання кількох ознак для класифікації, тоді як використання підходу на основі пікселів зазвичай рекомендується для нижчої роздільної здатності.

Розмежування об'єктів виконується на основному етапі на основі кластеризації та сегментації зображення спрямованих на групування подібних пікселів у кластери зображень і перетворення їх у вектори [172, 213, 214]. У цьому відношенні простий неітеративний алгоритм кластеризації (Simple Non-Iterative Clustering (SNIC), доступний у Google Earth Engine (GEE) демонструє високу ефективність у групуванні подібних пікселів та ідентифікації потенційних окремих об'єктів [54]. Після сегментації, GEOBIA зазвичай поєднує спектральну та просторову інформацію з інформацією про текстуру та контекст зображення для остаточної класифікації об'єктів [107]. Для реалізації цього останнього етапу у GEE доступний алгоритм матриці відповідності рівнів сірого (Grey Level Co-occurrence Matrix (GLCM)). Це дуже ефективний метод, який дозволяє отримувати 18 текстурних індексів з 8-бітних зображень у відтінках сірого. Подальше застосування аналізу головних компонент дозволяє ефективно зменшити високу розмірність вихідних сигналів GLCM у кількох репрезентативних діапазонах [134].

Етап класифікації, як у піксель-орієнтованих, так і в об'єкт-орієнтованих алгоритмах, можна виконати за допомогою різних рішень. При цьому класифікатори, які базуються на алгоритмах машинного навчання традиційно демонструють вищу продуктивність порівняно з класифікаторами, в основі яких лежить принцип максимальної правдоподібності [121] і не вимагають жодних

припущень щодо розподілу даних. Зокрема, відомо, що непараметричні класифікатори, що базуються на алгоритмах машинного навчання, такі як дерева класифікації та регресії (CART), випадковий ліс (RF) і опорна векторна машина (SVM), забезпечують надзвичайно точні результати класифікації земельного покриття на космічних знімках [121, 178]. CART - це простий бінарний класифікатор дерева рішень, який працює з використанням попередньо визначеного порогу [225], тоді як RF — це ансамблевий класифікатор, заснований на комбінації кількох дерев, подібних до CART. RF є високоефективним і точним і є одним із найбільш уживаних класифікаторів для типів земельного покриття [125, 149], оскільки, як правило, він працює краще, ніж інші популярні класифікатори [195]. SVM є дуже продуктивним класифікатором, але виглядає дещо складнішим, оскільки потребує вибору та налаштування ядер та інших вхідних параметрів [92, 175]. Більшість методів класифікації за алгоритмом SVM потребують високоякісних навчальних даних та правильних комбінацій ознак, які безпосередньо впливають на стабільність результатів класифікації. Вибір і реалізація таких функцій, як правило, займають багато часу та вимагають широких інженерних навичок і технічного досвіду [232, 233].

З іншого боку, у сучасних підходах глибокого навчання (Deep learning (DL)) функції автоматично реалізуються з вхідних даних за допомогою процедур навчання на основі нейронних мереж, які генерують кілька рівнів обробки. Вони забезпечують більш ефективний аналіз параметрів, що дуже ефективно дозволяє виявляти складні структури та дискримінаційну інформацію, приховану в багатовимірних даних [85]. DL моделі також можна використовувати в GEE через платформу TensorFlow [53]; однак їх реалізація не є простою для звичайних користувачів GEE, оскільки ці моделі потрібно розробляти та навчати за межами GEE за допомогою GEE API та платформи Google Colab. Таким чином, застосування звичайних алгоритмів класифікації, в основі яких лежить машинне

навчання, таких як RF і SVM, залишається найбільш зручним варіантом класифікації земельного покриття на космічних знімках у середовищі GEE [220].

GEOBIA, що включає як сегментацію об'єктів, так і аналіз їх текстури, залишається не дуже поширеним алгоритмом у середовищі GEE, ймовірно, через труднощі, що існують у конкатенації відповідних функцій і в налаштуванні різних параметрів для подолання обчислювальних обмежень GEE. Алгоритм SNIC широко використовується в GEE для ідентифікації просторових кластерів і покращення класифікації земельного покриття. Наприклад, при створенні Канадського кадастру водно-болотних угідь [166, 167] було використано об'єкто-орієнтовану класифікацію даних космічних місій Sentinel-2 та Sentinel-1 на основі SNIC і RF, що значно покращило класифікацію на основі пікселів. Джеррірі зі співавторами [98] запропонували об'єктно-орієнтований підхід, заснований на класифікації зображень Sentinel-2 з використанням кластеризації SNIC у поєднанні з RF-класифікатором, що дозволило отримати більш точні результати порівняно з класичним попиксельним підходом. У деяких дослідженнях на основі GEE етап сегментації виконувався поза GEE. Наприклад, Строман зі співавторами [220] розробили алгоритм об'єктно-орієнтованої класифікації земельного покриття на основі алгоритму SVM і даних Sentinel-2 та Sentinel-1. При цьому сегментація зображення попередньо виконувалась у комерційному програмному забезпеченні, а подальша процедура класифікації з використанням алгоритму GLCM виконувалась у GEE.

В останні роки проводиться тестування ефективності різноманітних поєднань розглянутих алгоритмів на наборах даних різної просторової розрізненості. В цьому відношенні заслуговує на увагу робота італійських дослідників [220], спрямована на розробку та тестування підходу до об'єкто-орієнтованої класифікації, що поєднує алгоритми простої неітераційної кластеризації (SNIC) для визначення меж просторових кластерів, матриці відповідності рівнів сірого (GLCM) для розрахунку кластерних текстурних

індексів і двох алгоритмів машинного навчання - Random Forest (RF) та Support Vector Machine (SVM)) для виконання остаточної класифікації. Аналіз основних компонентів (PCA) використовувався авторами до показників GLCM для синтезу в одній смузі текстурної інформації, яка використовується для об'єкто-орієнтованої класифікації. Запропонована методика була протестована авторами на області дослідження площею 154 км², розташованій в районі озера Тразімено (центральна Італія), з використанням космічних знімків Landsat 8 (L8), Sentinel 2 (S2) і PlanetScope (PS). Територія була обрана з огляду на складність її земельного покриття, який включає штучні поверхні, однорічні і постійні культури, невеликі озера і заліснені ділянки. В результаті дослідження було встановлено, що найвища точність класифікації досягається при використанні запропонованого алгоритму об'єкто-орієнтованої класифікації до знімків середньої просторової розрізненості (Sentinel-2). У цьому випадку загальна точність класифікації перевищувала 89 відсотків [220].

Методологія. Загальний робочий процес складається з чотирьох основних кроків, реалізованих у трьох сценаріях GEE: створення початкового набору даних, класифікація земельного покриття, оцінка точності, виявлення змін земельного покриття. Перший крок було реалізовано в окремому сценарії для прискорення процедури класифікації та оцінки точності. Етапи класифікації та оцінки точності були реалізовані в одному сценарії GEE. Перший базується на об'єкто-орієнтованому підході із застосуванням RF - класифікатора. Оцінка точності класифікації проведена на основі матриці помилок з використанням валідаційних наборів даних.

Створення наборів даних. Створення базового набору даних, як правило, є критичним кроком для кожної класифікації земельного покриття. Створення наборів даних для цього дослідження проводилось згідно раніше описаних рекомендацій і алгоритмів [220]. Спочатку колекція гармонізованих зображень Sentinel-2 відфільтровувалась за часовими критеріями та проводилось

маскування захмарених ділянок. Потім для кожного зображення розраховували нормалізований вегетаційний індекс (NDVI) та індекс відкритого ґрунту (BSI). NDVI часто використовується для картографування змін земельного покриття [220] і забезпечує значне підвищення точності класифікації. BSI в основному використовується для підкреслення різниці між сільськогосподарськими та несільськогосподарськими землями завдяки його покращеній здатності ідентифікувати голий ґрунт і перелоги [220]. Ці додаткові індекси зазвичай використовуються для покращення класифікації. Доповнення даних реалізовано за допомогою основних статистик NDVI та BSI (середнє значення, стандартне відхилення та максимум) для створення шести додаткових діапазонів, що містять основні статистичні дані двох спектральних індексів, корисних для врахування сезонної мінливості класів земельного покриття.

Використаний програмний код генерує остаточний складений набір даних, обчислюючи медіанні значення пікселів для вибраних діапазонів і додаючи до композита статистики спектральних індексів. Останнім етапом є експорт набору даних.

Вхідні вимоги, які потрібно встановити для виконання коду:

- `roi` (регіон інтересу), полігон, який використовується для відмежування території дослідження;
- часовий період набору даних: початкова (ММ-ДД-РРРР) і кінцева (ММ'-ДД'-РРРР') дати часового діапазону;
- `inBands` - вхідні смуги знімання Sentinel-2.

Код виконує початковий збір зображень, відфільтрованих за конкретним періодом інтересу, регіоном інтересу (`roi`), максимальним відсотком хмарного покриття (10), і маскою захмареності. В результаті такого відбору для досліджуваної області створено дві колекції зображень (2021 та 2024 роки), з яких обрано «`inBands`» і обчислено медіанні смуги. NDVI та BSI обчислюються для кожного зображення, а відносна статистика спектральних індексів отримується

за допомогою відповідних функцій редукції. Останній етап експорту стосується лише бажаних діапазонів («outBands»), визначених раніше. У цьому дослідженні для створення початкових наборів даних використано смуги Sentinel-2 №2, 3, 4, 6, 8, а також статистики вегетаційних індексів NDVI та BSI.

Класифікація земельного покриття. Для виконання класифікації земельного покриття коду потрібен наступний набір вхідних даних:

- roi: регіон інтересу;
- newfc: набір навчальних даних, позначених кодами, що відповідають класам земельного покриття;
- valpnts: валідаційні точки, які використовуються для оцінки точності моделі (згенеровані випадковим чином і вручну позначені кодами земельного покриття);
- набір даних, згенерований на першому кроці.

Навчальні дані (точки або полігони) можна вводити за допомогою інтерфейсу GEE та додавати стільки колекцій геометрій, скільки є бажаних класів земельного покриття. Щоб збільшити кількість контрольованої інформації, навколо кожної точки створюється буфер із фіксованим радіусом (10 м). Навчальна інформація з поля «LULC» колекції точок «newfc» використовується для навчання вибраного класифікатора. Набір даних, що містить точки валідації, можна створити за допомогою інтерфейсу GEE або середовища настільних ГІС (наприклад, QGIS [187]) та імпортувати у форматі шейп-файлу. Цей набір даних, використовується для оцінки точності класифікації.

Об'єкто-орієнтована класифікація зображення поєднує в собі етап просторової кластеризації, спрямований на групування подібних і суміжних пікселів, подальший розрахунок текстурних індексів на основі кластерів та остаточний етап класифікації. Цей метод базується на двоетапній процедурі, що поєднує алгоритми SNIC і GLCM [220]. SNIC виконується з використанням регулярної сітки початкових значень вхідних даних, згенерованої функцією

«Image.Segmentation.seedGrid», для якої потрібен інтервал розташування початкового елемента суперпікселя (у пікселях). Останнє впливає на розмір кластера, і його можна змінювати, щоб знайти оптимальне значення.

SNIC ідентифікує об'єкти (кластери) відповідно до вхідних параметрів і формує багатоканальний растр, що включає кластери та додаткові шари, що містять середні значення вхідних ознак [220]. SNIC у GEE, вимагає встановлення деяких основних параметрів: «коефіцієнт компактності» впливає на форму кластера (більші значення утворюють більш компактні кластери); «зв'язність» (4 або 8) визначає як враховувати суміжні пікселі при об'єднанні суміжних кластерів; «розмір оточення» - для уникання артефактів меж сегменту. У нашому випадку ці параметри були встановлені таким чином: компактність = 0, зв'язність = 8 і розмір сусідства = 256.

Алгоритм GLCM, як раніше зазначалось, потребує у якості вхідних даних 8-бітових зображень у відтінках сірого. У використаному коді це зображення було створено за допомогою лінійної комбінації бджинної інфрачервоної (NIR), червоної та зеленої смуг початкового набору даних, за такою формулою:

$$\text{Сірий} = (0,3 \times \text{NIR}) + (0,59 \times \text{ЧЕРВОНІЙ}) + (0,11 \times \text{ЗЕЛЕНИЙ})$$

Потім, після відповідної стандартизації, для отримання єдиної репрезентативної смуги (перша головна компонента (PC1), яка зазвичай містить переважну більшість текстурної інформації, проведено аналіз головних компонент (PCA) семи найбільш релевантних метрик GLCM (другий кутовий момент (ASM), контраст, кореляція, ентропія, дисперсія, обернений різницеви момент (IDM), середнє значення (SAVG). Потім середнє значення PC1 обчислюється в окремій смузі для кожного об'єкта, включеного в смугу «кластерів» SNIC. Усереднений за об'єктом діапазон PC1 додається до діапазонів, що виділяються в процесі сегментації SNIC. До цього набору даних застосовується процедура класифікації RF [220].

Остаточне обчислення виконується шляхом підрахунку кількості пікселів, що належать до кожного класу, щоб обчислити загальну площу (км² і відсоток) для кожного класу земельного покриття. Усі ці операції розроблено в растровому домені, щоб пришвидшити виконання коду без застосування перетворень у векторному домені [220].

Оцінка точності класифікації. Точність обох класифікацій земельного покриття оцінюється за допомогою матриці помилок, реалізованої в GEE, у якій земельний покрив, пов'язаний з точками валідації, статистично порівнюється з вихідними класифікаціями.

Матриця помилок дозволяє обчислити загальну точність (OA- overall accuracy) та статистику каппа (K) і показує, де виникають помилки класифікації (помилки пропусків і комісії, кількісно визначені точністю користувача — UA (user accuracy) і точністю виробника — PA (producer accuracy) серед класів земельного покриття.

Точність зазвичай розглядається як ступінь наближеності результатів до значень, прийнятих за істинні [59], тоді як коефіцієнт Каппа виражає пропорційне зменшення помилок, створених процесом класифікації, порівняно з похибкою абсолютно випадкової класифікації [110]. У цьому дослідженні, враховуючи дискусійні питання щодо коефіцієнта Каппа [108,109], аналізувалися лише OA, PA та UA, отримані з матриць помилок.

Визначення часових змін земельного покриття. Оскільки ми маємо справу з багатокласовими зображеннями, корисним показником для виявлення змін буде число пікселів із класу X яке змінилося на клас Y. В GEE це можна зробити за допомогою редуктора `ee.Reducer.frequencyHistogram()`. Для аналізу просторово-часових змін земельного покриття необхідні такі вхідні дані: • `roi`: регіон інтересу; `beforeClasses`: перша класифікація земельного покриття; `afterClasses`: друга класифікація земельного покриття.

1.8. Методика оцінки екологічних збитків екосистем на основі енергетичних показників за даними ДЗЗ.

Для оцінки збитків, завданих війною екосистемам нами використано підхід на основі енергетичних показників, в основі якого лежать розрахунки вмісту карбону в біомасі [32]. Оскільки польові дослідження біомаси займають багато часу і недоступні в зоні бойових дій, у цій роботі проведено апробацію методики розрахунку біомаси в екосистемах за даними дистанційного зондування [245].

Аналіз проведено на основі модифікованого коду Java Script для Google Earth Engine [118]. Використано такі набори даних:

Растр щільності надземної біомаси GEDI L4A: точкові оцінки щільності надземної біомаси, який використовується як еталонні дані та як предиктор в регресійній моделі.

Спектральні дані Sentinel-2: спектральні смуги Sentinel-2 і спектральні індекси використовуються як незалежні змінні в регресійній моделі.

Набір даних Google CloudScore: використовується для маскуванню захмареності знімків Sentinel-2.

Copernicus GLO-30 DEM: смуги висоти над рівнем моря та ухилу, обчислені з GLO30 DEM, використовуються для попередньої обробки даних GEDI та як незалежні змінні в регресійній моделі.

Радарні дані Sentinel-1 використовуються для покращення моделі.

Дуже важливо відфільтрувати недійсні або ненадійні дані GEDI перед їх використанням [245]. Для цього використовують декілька масок, які видаляють потенційно помилкові вимірювання:

- вимірювання, які не відповідають вимогам якості ($l4_quality_flag = 0$ і $degrade_flag > 0$)
- вимірювання з високою відносною похибкою ($\langle agbd_se \rangle / \langle agbd \rangle > 50\%$)
- вимірювання на схилах $> 30\%$

Після завершення підготовки даних ми експортуємо всі отримані зображення у папку ресурсів проекту в Google Earth Engine. Це гарантує, що ми зможемо обробляти великий набір даних, не стикаючись із обмеженнями цього хмарного сервісу.

На другому етапі необхідно побудувати регресійну модель для передбачення значень щільності надземної біомаси для територій, де дані відсутні. Оскільки дані GEDI мають горизонтальну точність ± 9 м, їх проблематично безпосередньо зіставити з пікселями Sentinel-2 (Shendryk Y., 2022). Для вирішення цієї проблеми використовується ресемплінг та об'єднання всіх вхідних зображень у растри із більшими пікселями (у випадку цього дослідження - 25 м), що містять середні значення вихідних пікселів. Це також допомагає усунути шум із даних і побудувати кращу модель машинного навчання.

На наступному кроці смуги та індекси Sentinel-2, смуги висоти та ухилу використовуються в якості залежних змінних (предикторів) а значення щільності надземної біомаси GEDI як незалежна змінна (прогнозована) у регресійній моделі. Після тренування моделі обчислюємо середньоквадратичну помилку (RMSE) і коефіцієнт детермінації r^2 , які дозволяють оцінити продуктивність моделі [245]. Якщо оцінки задовільні, можна використовувати модель для прогнозування щільності надземної біомаси.

З отриманого растру розподілу надземної біомаси методом зональних статистик визначали сумарну надземну біомасу для різних біотопів. Отримані значення використовувались надалі для розрахунків загальної біомаси та енергетичних втрат екосистем внаслідок воєнних дій згідно існуючої методики [32].

Отже, проведений аналіз доводить, що дані дистанційного зондування дозволяють суттєво вдосконалити методологію картування оселищ. При цьому технології дистанційного зондування уже глибоко змінили практику моніторингу

природоохоронних територій. Особливого значення дистанційні методи набувають в умовах воєнних дій та втрати доступу до низки природоохоронних об'єктів.

Воєнні дії мають значний негативний вплив на біорізноманіття. Війна в Україні стала найбільшим збройним конфліктом у світі за останнє десятиліття, завдавши безпрецедентних руйнувань природним ландшафтам країни. Воєнні дії призвели до знищення низки природоохоронних об'єктів. В майбутньому воєнні дії можуть призвести до погіршення навколишнього середовища та мати довгострокові наслідки. Відповідно виникає необхідність моніторингу змін оселищного біорізноманіття як основи територіального рівня охорони природи в межах об'єктів природно-заповідного фонду та Смарагдової мережі, що потребує широкого залучення методів дистанційного зондування Землі.

РОЗДІЛ 2

ФІЗИКОГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОСЛІДЖУВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

2.1. Національний природний парк «Кам'янська Січ».

НПП «Кам'янська Січ» створений у 2019р. в Бериславському районі Херсонської області (рис. 2.1.). Парк займає площу - 12261,14 га, з них 6013,241 надані НПП в постійне користування.

До складу НПП входять Кам'янська та Милівська балки, тераса Дніпра (від с. Червоний до с. Качкарівка), прилеглі плакорні ділянки та частина акваторії Каховського водосховища [38].

Територія парку лежить у степовій зоні (північ Причорноморської низовини) на лесовій рівнині, яка має невеликий південно-західний похил.

Ґрунти на цій території представлені південними чорноземами на лесовому підґрунті.

Клімат - помірно континентальний, посушливий. Середня температура січня - $-2,1^{\circ}\text{C}$, липня - $+22,4^{\circ}\text{C}$. Середня кількість опадів — 380–410 мм/рік. Взимку під час сильних вітрів можливі пилові бурі.

Парк характеризується досить багатою флорою. Тут зустрічається більше 500 видів рослин, 46 видів з яких потребують охорони (19 видів занесені до Червоної книги України).

В складі фауни також наявна суттєва кількість раритетних видів. Тут поширений сліпачок звичайний - типово степовий зникаючий вид (занесений до Червоної книги України). До недавнього часу цей вид був відомий лише з територій Луганської обл. та Криму [38].

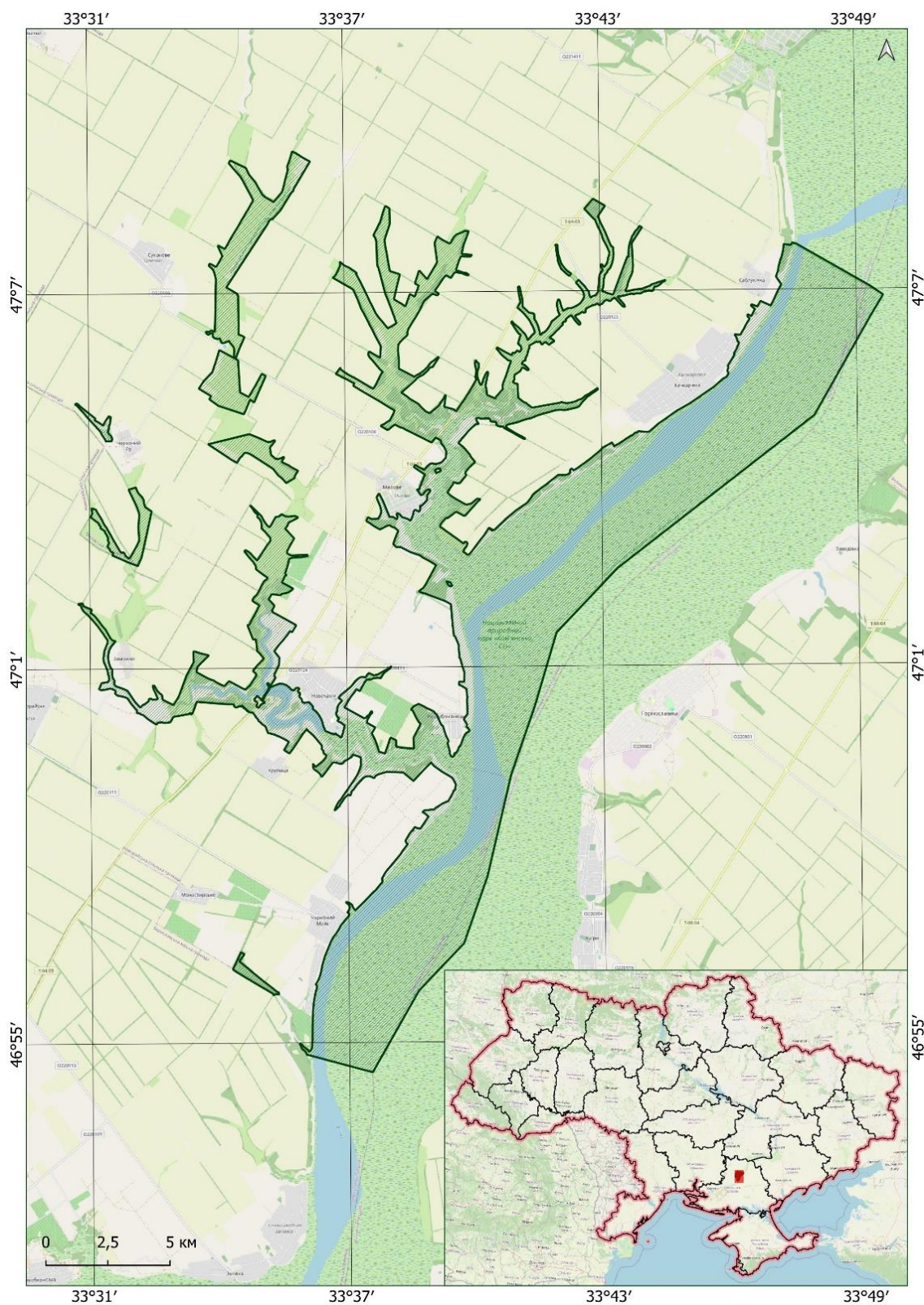


Рис. 2.1. Географічне розташування та межі Національного природного парку «Кам'янська Січ».

2.2. Деснянсько-Старогутський національний природний парк.

НПП «Деснянсько-Старогутський» створений у 1999 році в долині річки Десни на території Шосткинського району (Сумська область) (рис. 2.2.). Загальна площа Парку - 16215,1 га, з них 7272,6 га – в постійному користуванні Парку.

На території Парку можна виділити дві частини: придеснянську і старогутську. Перша розташована в межах заплавної і борової терас Десни. Заплава тут добре виражена і має ширину від двох до чотирьох кілометрів. В р. Десна у межах Парку впадають р. Судость (права притока) та річки Знобівка і Сви́га (ліві притоки). Друга – це практично суцільний лісовий масив, розташований на третій терасі Десни (плоскій з незначними улоговинами). В улоговинах розвинуті мезотрофні та оліготрофні болота. Тут протікають малі річки Уличка та Чернь - притоки Знобівки [37].

Клімат на території НПП порівняно з іншими частинами Українського Полісся більш континентальний і холодний. Середні температури у січні - -7,5 °С, а у липні - +18 °С. Середньорічна кількість опадів - 550 - 590 мм.

В заплавах річок представлені переважно лучні, болотні та дерново-глейові ґрунти. Дерново-підзолисті ґрунти поширені під сосновими лісами. В лісовій частині парку також представлені дерново-підзолисті супіщані та світло-сірі суглинкові ґрунти. В заболочених улоговинах поширені болотні ґрунти та торф'яники [37].

Флора Парку представлена 801 видом рослин (22 занесені до Червоної книги). Близько 53 % території Парку складають ліси, лучна рослинність займає 33 %, 4 % - болотні біотопи, 2 % - водні біотопи та біля 8 % становлять господарські угіддя [48].

У фауні парку представлені 313 видів хребетних тварин (35 з них занесені до Червоної книги України). До Європейського червоного списку включені 11 видів, 67 видів тварин Парку належать до регіонально рідкісних.

Для Парку характерна дуже висока різноманітність орнітофауни (207 видів), а сич волохатий є офіційним символом парку [37].

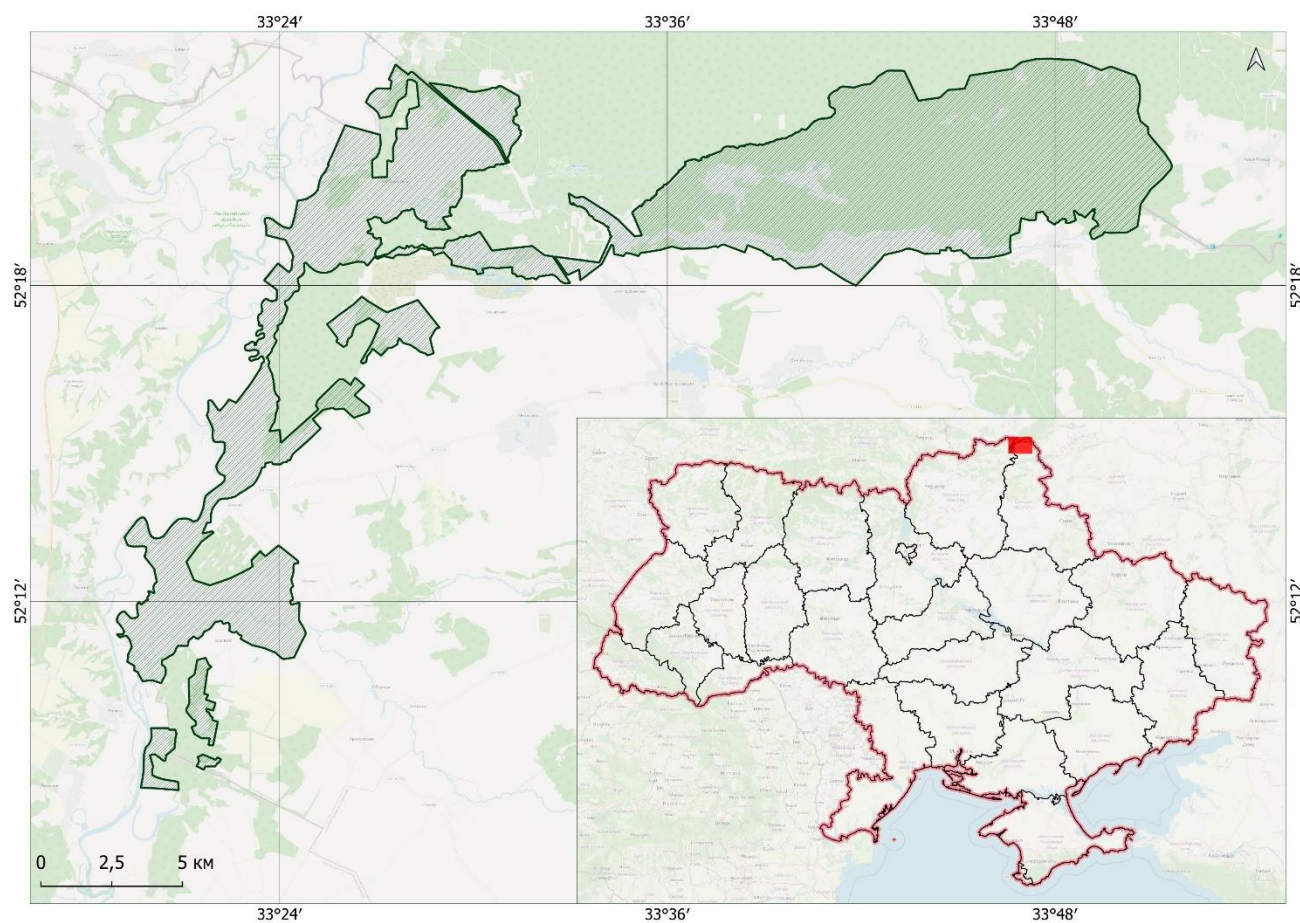


Рис. 2.2. Географічне розташування та межі Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський».

2.3. Національний природний парк «Святі Гори».

НПП «Святі Гори» створений у 1997 році. У 2010 році парку було передано в постійне користування ще 20 га земель і виключено 3,5 га. Внаслідок цього площа парку дещо зросла і зараз становить 40605,5 га. Території парку лежать вздовж русла Сіверського Дінця в Слов'янському, Лиманському і Бахмутському районах Донецької області (рис. 2.3.).

Ґрунти представлені середньо і малогумусними чорноземами. В річкових долинах розповсюджені лучні та лучно-чорноземні типи ґрунту.

Клімат помірно континентальний. Середня температура січня $-4...-7,8^{\circ}\text{C}$, липня $+20,8...+22,8^{\circ}\text{C}$. Середня річна кількість опадів становить - 375—556 мм, випадають вони переважно в теплу пору року.

Територія НПП лежить в зоні степів на території двох північностепових провідцій: Донецької і Задонецько-Донської, межа між якими проходить по Сіверському Дінцю. На цій ділянці долина Сіверського Дінця асиметрична. Правий берег обривистий і крутий, заплава добре обводнена, по лівому берегу переходить у надзаплавні тераси. Максимальна ширина заплави на території Парку - 3 км, хоча на більшості ділянок не перевищує 1 км. На території парку в Сіверський Донець впадають чотири притоки: Нітриус і Чорний Жеребець (ліві) та Казенний Торець і Бахмутка (праві) [39].

На території парку дуже різноманітна рослинність. Понад 90% площі парку становлять ліси, 1,5% - лучна рослинність і 2,5% - болота. Третину площ лісів займають діброви, окремі ділянки яких мають вік до 300 років, а деякі дуби мають вік 400-600 років.

Практично всі ліси з домінуванням сосни звичайної – це штучні насадження, переважно на першій надзаплавній терасі. Найбільш цінними елементами рослинності є крейдяні бори, у яких домінує сосна крейдяна (занесена до Червоної книги України). У парку росте 1008 видів рослин. З них до Червоної книги України занесені 48 видів, 15 – до Європейського Червоного списку, 67 видів – регіонально рідкісні [48].

Різнманітні природні умови роблять територію парку придатною для існування значного числа видів фауни. У водоймах виявлено 40 видів риби (два види – вирезуб і ялець Данилевського занесені до Червоної книги. Поширена тут і мінога українська. Тут поширені 9 видів земноводних та 10 видів рептилій (один вид – мідянка занесений до Червоної книги). Долина Сіверського Дінця -

важливий міграційним коридор для птахів, яких тут зустрічається майже 200 видів. В Парку регулярно гніздяться 10-20 пар сірого журавля (Червона книга України). Фауна ссавців Парку також різноманітні і нараховує 54 види. Тут поширені такі рідкісні види, як видра, горностай та борсук (Червона книга України) [39].

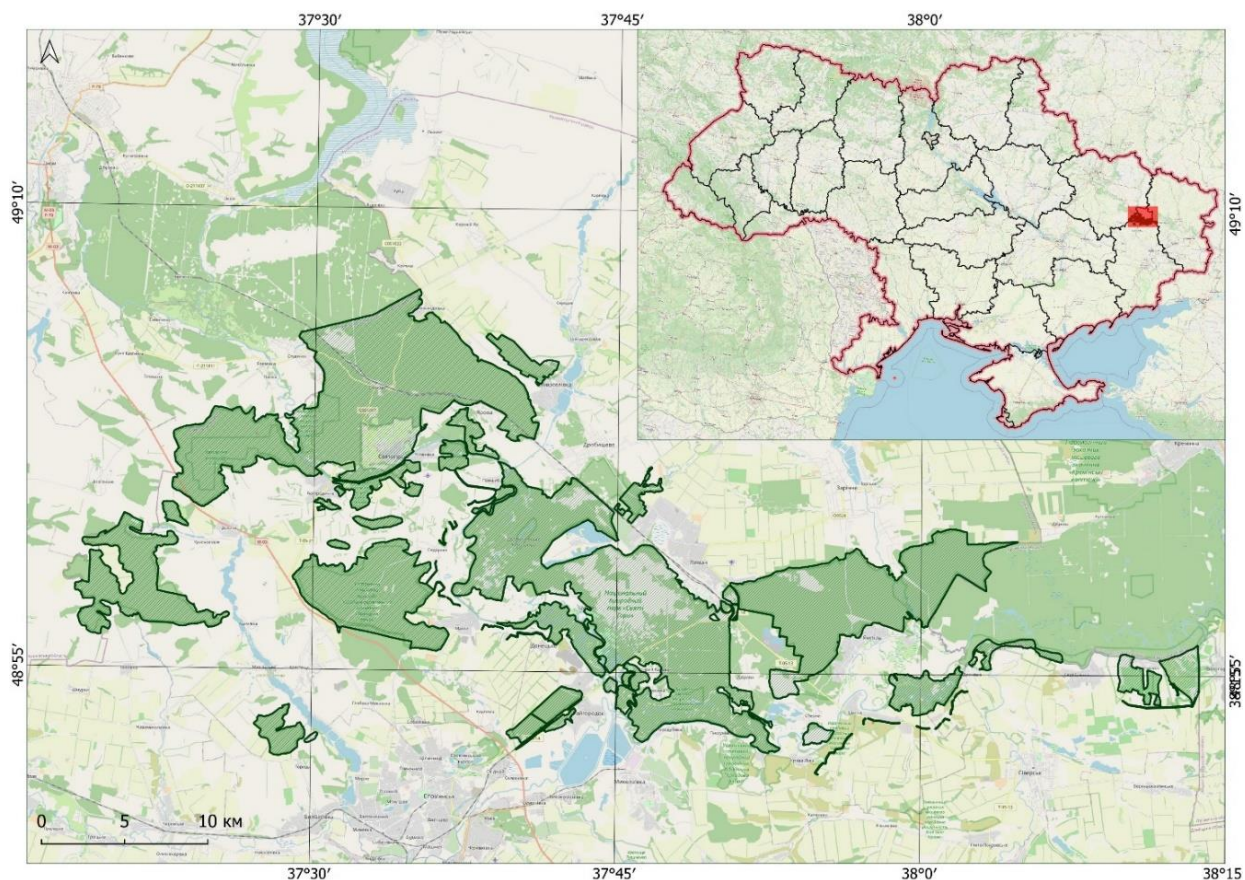


Рис. 2.3. Географічне розташування та межі Національного природного парку «Святі Гори».

РОЗДІЛ 3

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИЙ АНАЛІЗ ЗМІН ОСЕЛИЩ (БІОТОПІВ) МОДЕЛЬНИХ НАЦІОНАЛЬНИХ ПРИРОДНИХ ПАРКІВ ЗА ПЕРІОД АКТИВНИХ ВОЄННИХ ДІЙ

Об'єкти природно-заповідного фонду, значна частина яких знаходиться у прикордонних районах постраждали одними із перших у результаті активних воєнних дій. Внаслідок постійних обстрілів на таких територіях різко зросла частота пожеж, які є найбільш потужним фактором знищення рослинного покриву територій та його тваринного населення, другим за значенням фактором є будівництво укріплень та пов'язане із цим вирубування деревостанів. Значна частина територій природоохоронних об'єктів замінована, що ускладнює доступ до них служби охорони та пожежників. Все це робить дистанційні методи спостереження основним, а часто і єдиним джерелом інформації про стан таких територій.

Для цього дослідження нами обрано три національні природні парки «Кам'янська Січ», «Деснянсько-Старогутський» та «Святі Гори». Ці національні парки знаходяться практично на лінії фронту, а НПП «Кам'янська Січ» навіть перебував певний час в окупації. Тому згубний для природи вплив воєнних дій на цих територіях є максимальним. Разом із цим доступ до значної частини територій цих НПП суттєво ускладнений або й взагалі неможливий, що робить дистанційний моніторинг особливо актуальним.

3.1. Національний природний парк «Кам'янська Січ».

Картування біотопів за даними Sentinel-2. Аналізували знімки до повномасштабного вторгнення (2021 р.) та знімки поточного 2024 р. Основні відмінності між цими різночасовими наборами даних зумовлені підривом гребля

Каховської ГЕМ, внаслідок чого Каховське водосховище практично зникло, а на його місці утворились достатньо специфічні біотопи, які добре ідентифікуються на космічних знімках.

Земельний покрив території достатньо складний і у 2021 р. був представлений 10 класами, які відповідають другому рівню класифікації біотопів згідно Національного каталогу біотопів України [34]: постійні водойми, антропогенні хвойні ліси, антропогенні широколистяні ліси, сухі трав'яні біотопи, мезофітні трав'яні біотопи, вапняки, прибережні біотопи, угіддя культур суцільного посіву, мезофільні степові чагарники, заплавні вербові та тополеві ліси. Після знищення греблі Каховської ГЕС та Каховського водосховища на його осушеному дні розвинулись ще декілька специфічних типів біотопів [154]: черепашкові відклади днищ пересохлих водойм (цей тип за спектральними характеристиками практично не відрізняється від вапняків, тому в подальшому аналізі ці класи об'єднано в один «вапняки та мушлі») та алювіальні ділянки та днища пересохлих водойм.

Для більшої зручності створення навчальних вибірок проведено в середовищі Q-GIS на основі кольорових композитів Sentinel-2 та шару високої роздільної здатності Google Maps.

Навчальна вибірка для набору даних 2021 р. включала 954 точки, розподіл яких по класах представлено в таблиці 1.1. Для набору даних 2024 р. у зв'язку з появою нових класів земельного покриття виникла необхідність у більшій кількості навчальних точок (1218) (табл. 3.1.). Також у 2024 році не реєструється такий клас біотопів, як угіддя культур суцільного посіву. Ймовірно через постійні обстріли та пожежі сільське господарство на цих ділянках в останні роки не велось. Потрібно також відзначити велику кількість масштабних пожеж на території НПП, особливо в посушливий літній період 2024. Внаслідок цього на космічних знімках добре ідентифікуються значні площі вигорілої рослинності.

Таблиця 3.1.

Кількість навчальних (t) та валідаційних (v) точок для виділених класів земельного покриття (біотопів).

№	Біотоп	Кількість точок			
		2021		2024	
		t	v	t	v
1	Постійні водойми	63	322	57	74
2	Антропогенні хвойні ліси	99	11	46	4
3	Антропогенні широколистяні ліси	215	40	166	39
4	Заплавні вербові та тополеві ліси	87	8	139	128
5	Мезофільні степові чагарники	94	10	83	4
6	Прибережні біотопи	56	5	108	81
7	Мезофітні трав'яні біотопи	68	14	49	12
8	Сухі трав'яні біотопи	184	72	145	55
9	Алювіальні ділянки	-	-	74	19
10	Вапняки та мушлі	51	11	66	47
11	Згарища	-	-	285	37
12	Угіддя культур суцільного посіву	37	7	-	-
11	Разом	954	500	1218	500



Рис. 3.1. Ділянки вигорілої рослинності (сіре забарвлення) на кольоровому композиті (інфрачервоний псевдоколір) знімків Sentinel-2 (08.2024).

Для перевірки точності класифікації випадковим чином було згенеровано по 500 точок для кожного набору даних, які були співвіднесені з виділеними типами біотопів шляхом візуальної інтерпретації базових шарів, використаних для створення навчальних вибірок (табл. 3.1). Цей підхід широко використовується в подібних дослідженнях і неодноразово описаний в літературних джерелах [137, 79].

В результаті класифікації набору даних 2021 р. створено карту біотопів національного парку до початку повномасштабного вторгнення (рис. 3.2.). В земельному покритті досліджуваної території виділено 10 класів, які відповідають другому рівню класифікації біотопів за Національним каталогом біотопів [34].

На основі аналізу даних за 2024 р. (рис. 3.3.). в земельному покритті парку виділено 11 типів біотопів на другому рівні класифікації за Національним каталогом біотопів [34].

Порівняння результатів дешифрування космічних знімків за 2023 р. [154] та 2024 р. (описані в цій роботі) свідчить про високу динамічність біотопів, які формуються на осушеному дні Каховського водосховища.

Точність класифікації. Аналіз матриці помилок для класифікації 2021 р. (табл. 3.2.) свідчить про достатньо високу загальну точність класифікації (0,95). Але якщо розглядати точність класифікації окремих класів, то значення показників дещо варіюють. Якщо оцінювати точність класифікації через помилки пропускання (виникають коли пікселі, що насправді належать одному класу, зараховуються до інших класів – user’s accuracy (UA), найкраще класифікуються постійні водойми (1) та антропогенні широколистяні ліси (3) (таблиця 3.2).

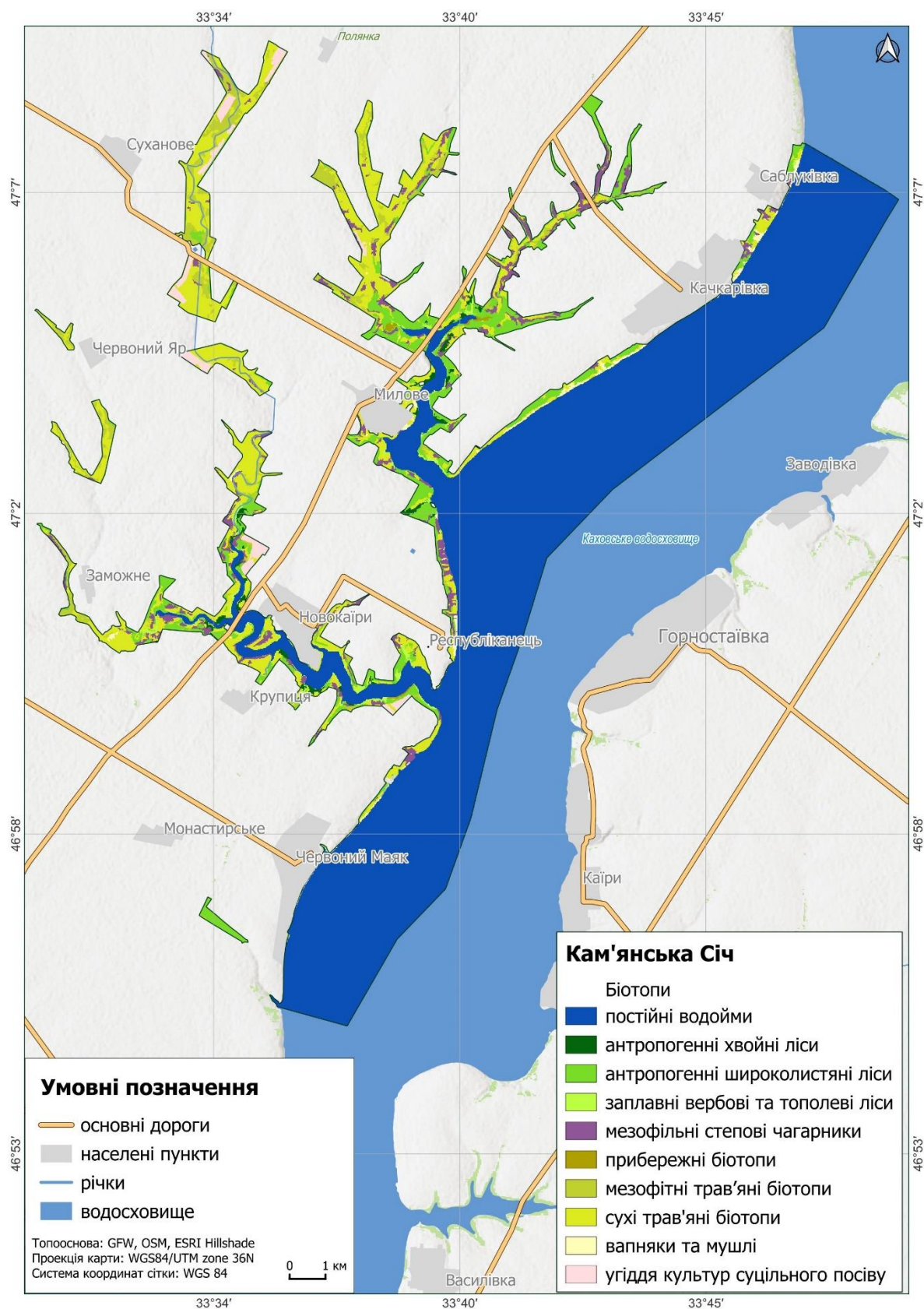


Рис. 3.2. Біотопи національного природного парку Кам'янська Січ (2021 р.).

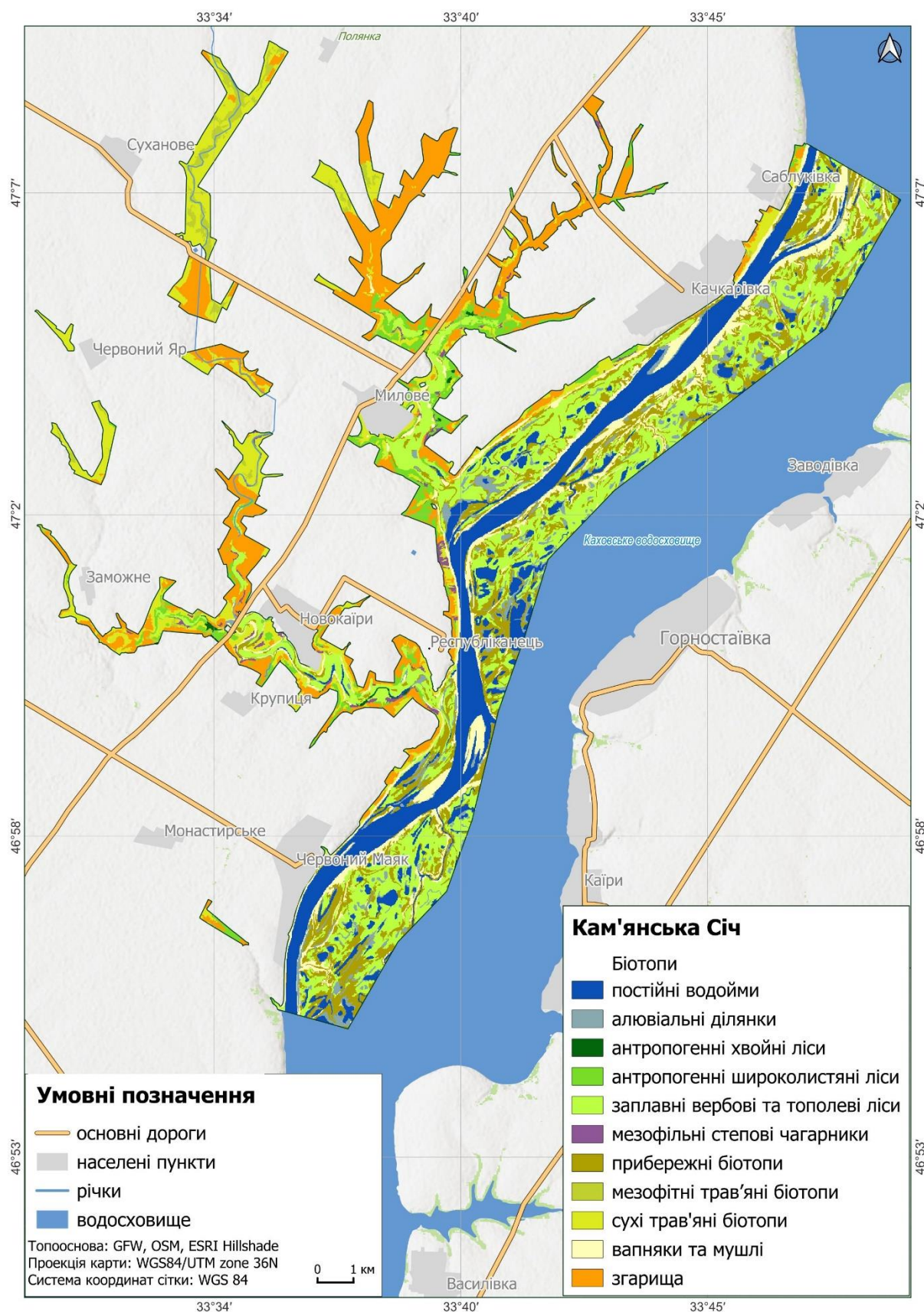


Рис. 3.3. Біотопи національного природного парку Кам'янська Січ (2024 р.).

Точність класифікації інших біотопів дещо нижча, але задовільна. Інший показник (РА – producer's accuracy), який оцінює помилки приписування (коли процедура класифікації зараховує до класу пікселі, що насправді до нього не належать) для показує високий результат для більшої кількості біотопів ($РА \geq 90$). Однак ряд біотопів характеризуються достатньо низькими значеннями цього показника (0,64 – 0,75). Це, як правило, біотопи, що займають незначні за площею території і, відповідно, на них потрапляє невелика кількість згенерованих випадковим чином валідаційних точок, що призводить до зниження оцінок. Певний вплив на цей показник має також подібність спектральних сигнатур виділених класів земельного покриття.

Таблиця 3.2.

Матриця помилок класифікації космічних знімків 2021 р.

Біотопи	Валідаційні точки										UA
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	
1	321	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1,00
2	0	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0,82
3	0	1	36	1	2	0	0	0	0	0	0,90
4	0	0	0	6	0	0	0	2	0	0	0,75
5	0	0	1	0	9	0	0	0	0	0	0,90
6	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0,80
7	0	0	0	0	1	0	11	2	0	0	0,79
8	0	0	1	0	2	0	5	62	0	2	0,86
10	0	0	0	0	0	0	0	2	9	0	0,82
12	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0,86
РА	1,00	0,90	0,90	0,75	0,64	1,00	0,69	0,90	0,90	0,75	0,953

Примітка: 1 - постійні водойми, 2 - антропогенні хвойні ліси, 3 - антропогенні широколистяні ліси, 4 - заплавні вербові та тополеві ліси, 5 - мезофільні степові чагарники, 6 - прибережні біотопи, 7 - мезофітні трав'яні біотопи, 8 - сухі трав'яні біотопи, 10 – вапняки та мушлі, 12 - угіддя культур суцільного посіву.

Загальна точність класифікації набору даних 2024 р. дещо нижча, порівняно із даними 2021 р. (табл. 3.3.) і становить 0,88. Однак, на відміну від попереднього випадку, високою точністю класифікації (UA) характеризується більше класів: постійні водойми (1), антропогенні листяні ліси (3), алювіальні ділянки (9), вапняки та мушлі (10) та згарища (11). Найнижчою точністю класифікації характеризуються мезофітні трав'яні біотопи (6). Що стосується оцінок помилок приписування, то за цим показником низькою точністю характеризуються мезофільні степові чагарники (5), мезофітні трав'яні біотопи (7) та алювіальні ділянки (9). Ймовірно, це зумовлено тими ж причинами, що і для класифікації 2021 р.

Таблиця 3.3.

Матриця помилок класифікації космічних знімків 2024 р.

Біотопи	Валідаційні точки											UA
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
1	70	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0,95
2	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,75
3	0	0	32	4	0	0	0	1	0	0	2	0,82
4	0	0	2	117	0	9	0	0	0	0	0	0,91
5	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0,75
6	0	0	0	7	0	68	0	0	5	1	0	0,84
7	0	0	1	0	0	0	9	2	0	0	0	0,75
8	0	0	1	0	1	0	3	48	0	0	2	0,87
9	2	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0,89
10	0	0	0	0	0	1	0	3	1	42	0	0,89
11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	35	0,95
РА	0,97	1,00	0,89	0,91	0,60	0,85	0,75	0,86	0,68	0,98	0,88	0,88

Примітка: 1 - постійні водойми, 2 - антропогенні хвойні ліси, 3 - антропогенні широколистяні ліси, 4 - заплавні вербові та тополеві ліси, 5 - мезофільні степові чагарники, 6 - прибережні біотопи, 7 - мезофітні трав'яні біотопи, 8 - сухі трав'яні біотопи, 9 - алювіальні ділянки, 10 – вапняки та мушлі, 11 – згарища.

У результаті аналізу змін земельного покриття території Парку встановлено суттєві зміни площ основних біотопів (рис. 3.4 - 3.5). При цьому територію водосховища не враховували, оскільки вона була повністю трансформована внаслідок руйнування греблі Каховської ГЕС. Як видно з графіка, за період активних воєнних дій втрачено понад 50 % лісових біотопів, близько 85% чагарникових та близько 45% найбільш цінних для території цього національного парку трав'яних (степових) біотопів. Прибережні біотопи, які ідентифікувались на знімках 2021 р. у 2024 році ймовірно були повністю втрачені через зниження рівня ґрунтових вод та пожежі. Слід відмітити, що на знімках 2024 року не ідентифікуються угіддя культур суцільного посіву. Ймовірно, ведення сільського та лісового господарства на цих територіях припинено після початку активних бойових дій.

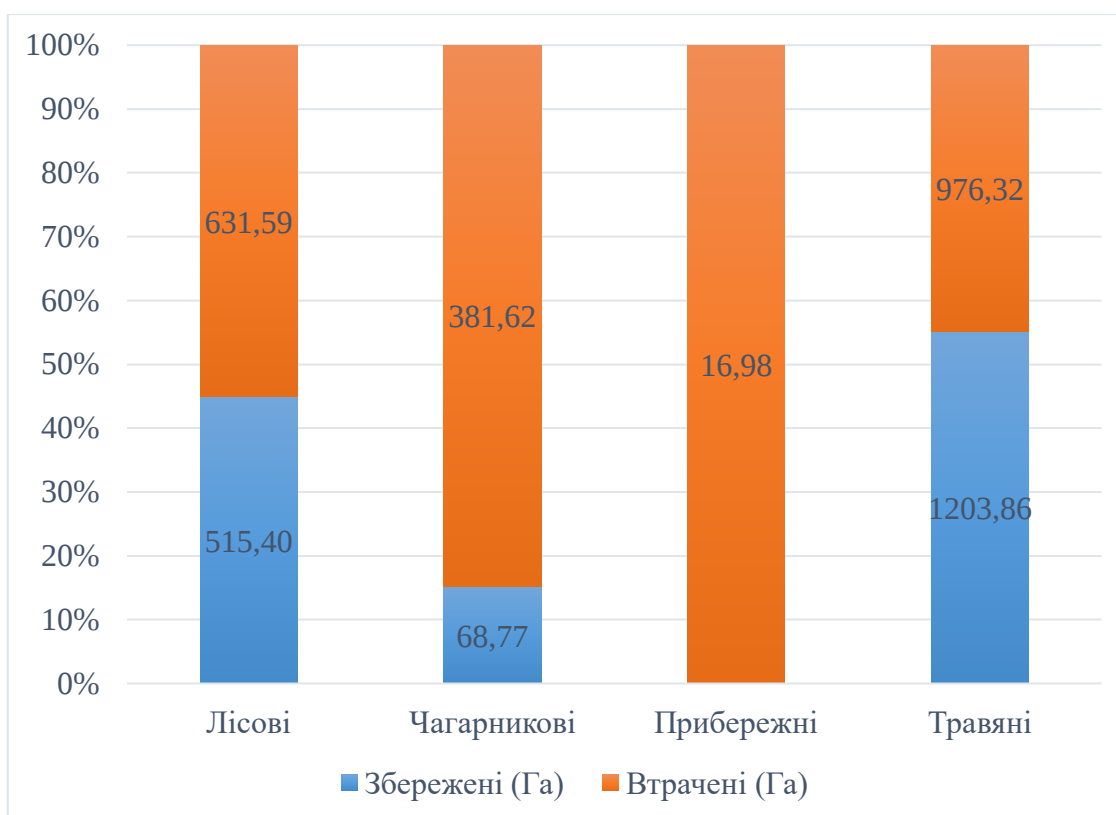


Рис. 3.4. Втрати основних біотопів (Га) національного природного парку Кам'янська Січ (2021 - 2024 р.).

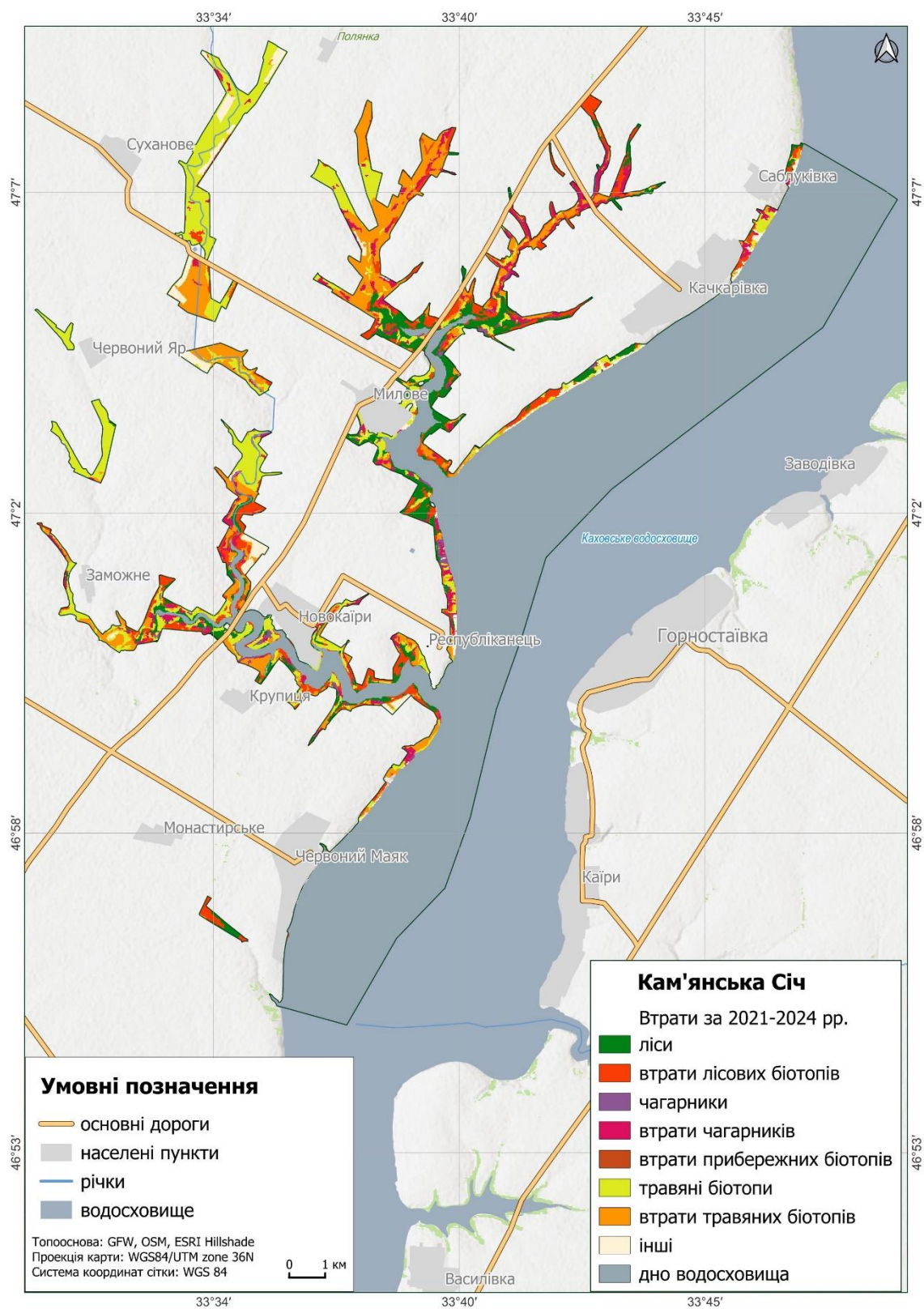


Рис. 3.5. Втрати основних біотопів національного природного парку Кам'янська Січ (2021 - 2024 р.).

Як правило, втрати біотопів виявляються пов'язані з впливом пожеж (рис. 3.1.), частота яких суттєво підвищилась після деокупації Парку у зв'язку з постійними обстрілами. Разом із цим наявні знеліснені ділянки, де пожежі не були зареєстровані. Це може бути пов'язано як з неповнотою даних про пожежі з одного боку так і з втратами деревостанів внаслідок заготівлі деревини для воєнних потреб.

3.2. Національний природний парк «Деснянсько-Старогутський».

За період повномасштабного вторгнення на території НПП «Деснянсько-Старогутський» відбулась низка масштабних пожеж і для оцінки їх наслідків нами використано дані супутникової зйомки місії Sentinel-1. У 2022 р. пожеж на території Парку не зареєстровано, а у 2023 р. сталася одна велика за площею вигорання пожежа у східній частині парку. Найбільше число пожеж сталося у 2024 році. Вони зареєстровані на космічних знімках за травень, серпень та вересень вказаного року (рис. 3.6.).

Для подальшого аналізу площі вигорання були оцифровані (рис. 3.7.) та співставлені з картографічними даними лісовпорядкування території Парку шляхом оверлейного ГІС-аналізу.

У результаті проведеного аналізу для кожної пошкодженої території отримано лісотаксаційні характеристики, які включають приналежність ділянки до лісгосподарського підприємства, лісництва, кварталу та виділу, площу пошкодженої ділянки, склад насаджень першого ярусу, вік головної породи, її висоту та діаметр і запас на виділі. Встановлено, що загальна площа пошкоджень екосистем парку становить 1893,5 га (11,7 % від площі НПП). З них 873,38 га – територія Старогутського лісництва НПП «Деснянсько-Старогутський», 155,36 га – землі Середино-Будського лісгоспу та 864,8 га – нелісові землі.



Рис. 3.6. Пожежі в НПП «Деснянсько-старогутський» за період повномасштабного вторгнення: 1 – 06.2023; 2 – 05.2024; 3 – 08.2024; 4-6 – 09.2024.

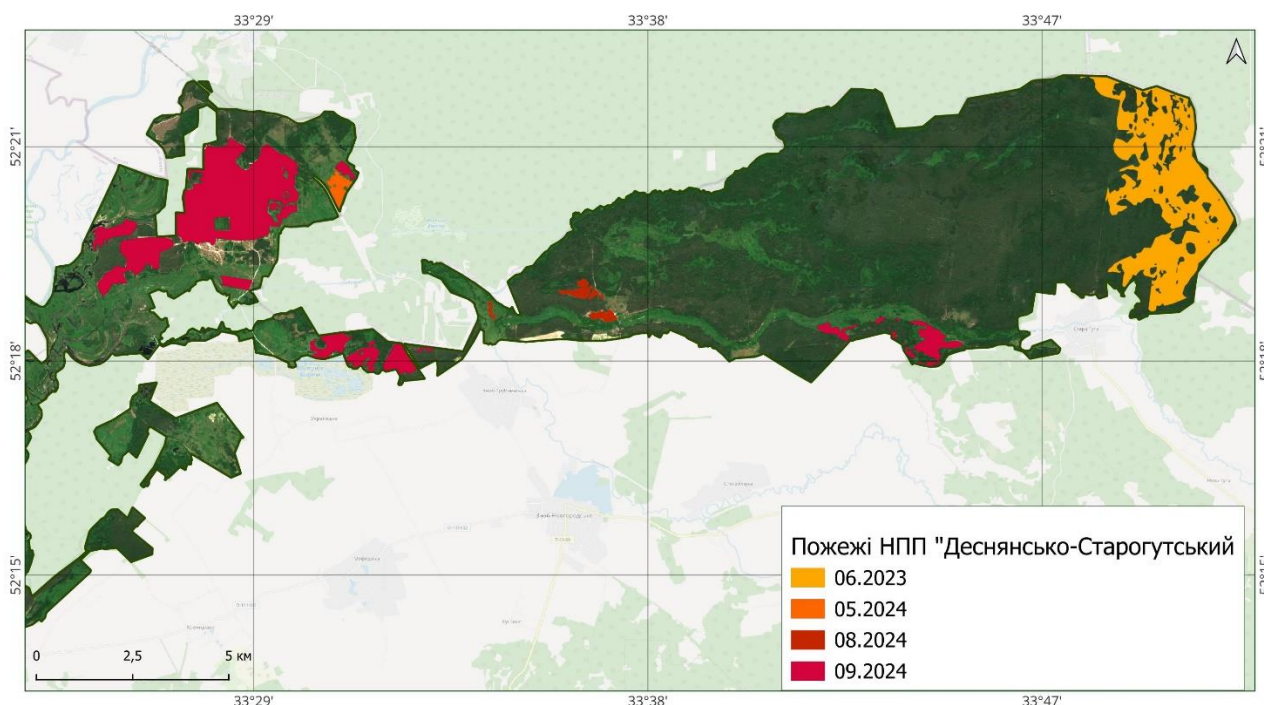


Рис. 3.7. Пожежі на території НПП «Деснянсько-Старогутський» (за період повномасштабного вторгнення).

Більшу частину заліснених площ складають ліси з домінуванням сосни звичайної (810,41 га) та берези повислої (255,54 га). Менші площі пошкоджень виявлені в лісах з домінуванням вільхи чорної (18,38 га), дуба звичайного (4,76 га), осики (4,06 га), ялини європейської (3,44 га) та акації білої (0,25 га).

Отримані дані свідчать також, що під час масштабної пожежі в соснових лісах східної частини парку у червні 2023 р. пошкодження стосувались переважно підліску і трав'яного ярусу, а це означає, що пожежа була низовою. Вже на кінець вегетаційного сезону сліди пожежі на космічних знімках не ідентифікуються, що може свідчити про швидке відновлення екосистеми.

Що стосується пожеж 2024 р., то більша частина пошкоджень виявлена на нелісових землях (луки, пасовища, сільськогосподарські землі). Оскільки більшість цих пожеж сталися в кінці вегетаційного сезону, суттєвого відновлення пошкоджених екосистем поки не відбулося.

3.3. Національний природний парк «Святі Гори».

Дешифрування космічних знімків Sentinel-2 проводили за методикою, описаною для НПП «Кам'янська Січ». В земельному покриві парку виділено 9 типів біотопів, які відповідають 1-2 рівням класифікації за національним каталогом біотопів України [34]. Обсяги навчальних та валідаційних вибірок наведено в таблиці 3.4. Для класифікації знімків за вегетаційний сезон 2021 р. використано 449 навчальних точок, а для знімків 2024 р. – 456 точок. Для обох наборів даних випадковим чином було згенеровано по 500 валідаційних точок, фотоінтерпретацію яких проведено на основі використаних космічних знімків та кольорового композиту Google satellite.

Таблиця 3.4.

Кількість навчальних (t) та валідаційних (v) точок для виділених класів земельного покриву (біотопів).

№	Біотоп	Кількість точок			
		2021		2024	
		t	v	t	v
1	Постійні водойми та водотоки	37	9	37	9
2	Хвойні ліси	98	194	40	41
3	Листяні ліси	126	225	125	222
4	Прибережні біотопи	23	6	23	6
5	Вологі трав'яні біотопи	24	5	23	4
6	Мезофітні трав'яні біотопи	26	11	20	10
7	Псамофітні трав'яні біотопи	43	34	31	29
8	Місця позбавлені рослинності	40	7	40	7
9	Чагарники	32	9	25	7
10	Згарища	-	-	92	165
11	Разом	449	500	456	500

Оскільки окремі виділені біотопи займають незначну площу, на них потрапило обмежене число валідаційних точок. У зв'язку із цим обсяги валідаційних вибірок для таких біотопів суттєво нижчі порівняно із навчальними вибірками.

У результаті напівавтоматичної класифікації космічних знімків за 2021 р. отримано карту основних біотопів НПП «Святі Гори» (рис. 3.8). Як видно з наведеної карти основну площу Парку займають біотопи листяних та хвойних лісів. Оцінку точності класифікації проведено на основі матриці помилок (табл. 3.5.). Загальна точність класифікації достатньо висока і становить 92%. Що стосується точності класифікації окремих класів біотопів, то для більшості з них отримано достатньо високі показники (80-100%). Лише два класи характеризуються достньо низькою точністю класифікації (мезофітні трав'яні біотопи та чагарники), що зумовлено їх незначною площею та подібністю спектральних характеристик з іншими класами.

Таблиця 3.5.

Матриця помилок класифікації космічних знімків 2021 р.

Біотопи	Валідаційні точки									UA
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1,00
2	0	175	8	0	0	3	1	0	7	0,90
3	0	0	221	0	0	3	0	0	1	0,98
4	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0,83
5	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0,80
6	0	0	0	0	2	7	0	0	2	0,64
7	0	1	0	0	0	0	28	0	5	0,82
8	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0,86
9	0	1	0	0	0	1	1	0	6	0,67
РА	1,00	0,99	0,96	1,00	0,67	0,47	0,93	1,00	0,27	0,92

Примітка: 1 - постійні водойми та водотоки, 2 - хвойні ліси, 3 - листяні ліси, 4 - прибережні біотопи, 5 - вологі трав'яні біотопи, 6 - мезофітні трав'яні біотопи, 7 - псамофітні трав'яні біотопи, 8 – місця позбавлені рослинності, 9 - чагарники.

На космічних знімках 2024 р. спостерігаються значні за площею згарища. Це вносить суттєві корективи в точність класифікації, оскільки на вигорілих ділянках часто буває знищена не вся рослинність, а островці, що залишились, мають незначну площу. Це ускладнює коректну ідентифікацію біотопів на територіях пошкоджених пожежами. Внаслідок цього точність класифікації ряду біотопів суттєво знижується (табл. 3.6.).

З отриманої карти (рис. 3.9.) видно, що від пожеж постраждала переважно північносхідна частина Парку, розташована на лівому березі р. Сіверський Донець. Для цієї території характерні великі масиви насаджень сосни звичайної на пісчаних ґрунтах.

Таблиця 3.6.

Матриця помилок класифікації космічних знімків 2024 р.

Біотопи	Валідаційні точки										UA
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,00
2	0	21	6	0	0	1	1	0	1	11	0,51
3	0	0	216	1	1	1	0	1	0	3	0,97
4	0	0	2	3	1	0	0	0	0	0	0,50
5	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1,00
6	0	0	0	0	2	5	0	1	1	1	0,50
7	0	0	0	0	0	0	17	2	0	10	0,59
8	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0,83
9	0	0	0	0	0	1	0	1	4	1	0,57
10	0	13	1	0	0	0	2	2	3	144	0,87
РА	1,00	0,62	0,96	0,75	0,50	0,56	0,85	0,42	0,44	0,85	0,86

Примітка: 1 - постійні водойми та водотоки, 2 - хвойні ліси, 3 - листяні ліси, 4 - прибережні біотопи, 5 - вологі трав'яні біотопи, 6 - мезофітні трав'яні біотопи, 7 - псамофітні трав'яні біотопи, 8 – місця позбавлені рослинності, 9 – чагарники, 10 – згарища.

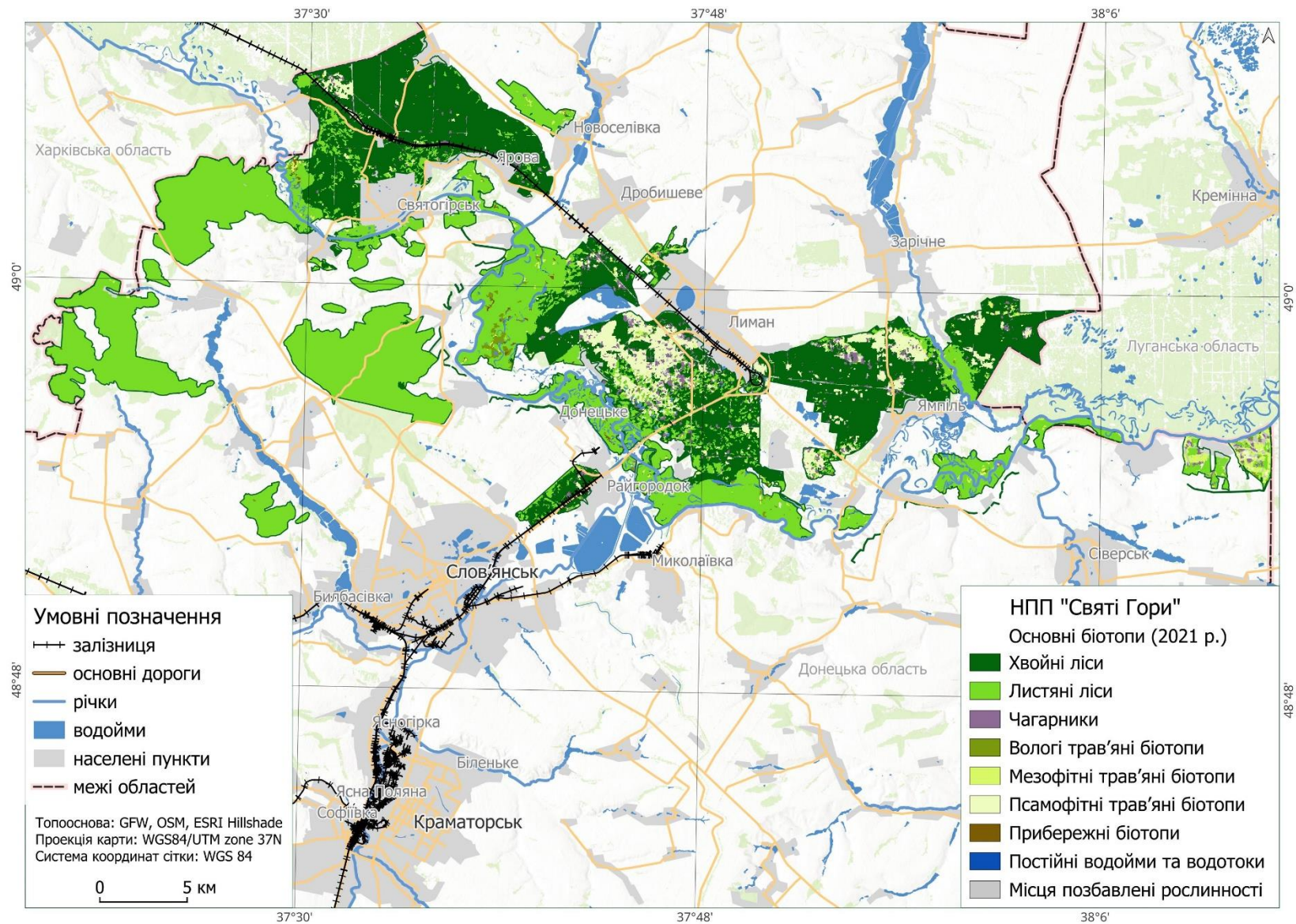


Рис. 3.8. Основні біотопи НПП «Святі Гори» (2021 р.).

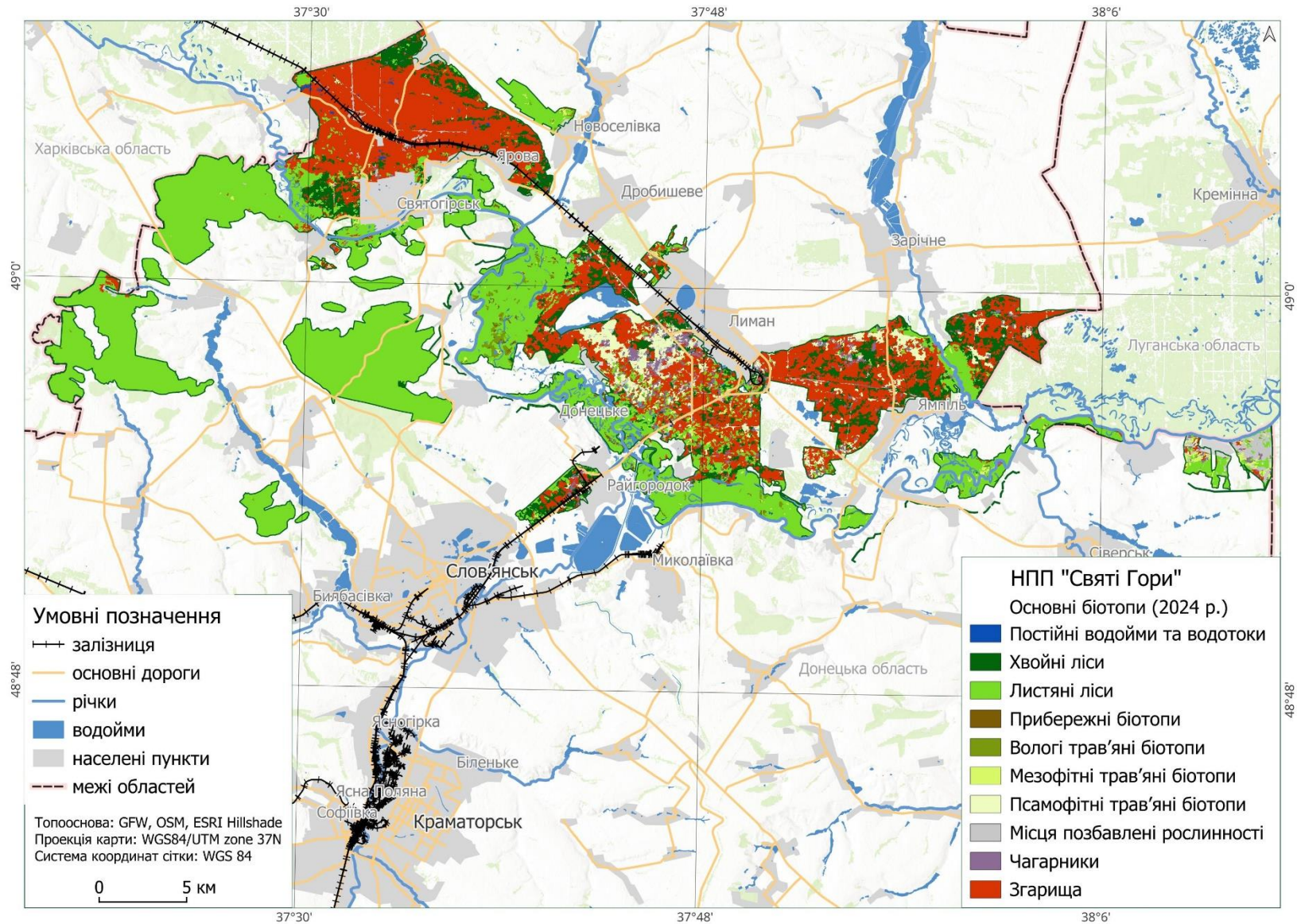


Рис. 3.9. Основні біотопи НПП «Святі Гори» (2024 р.).

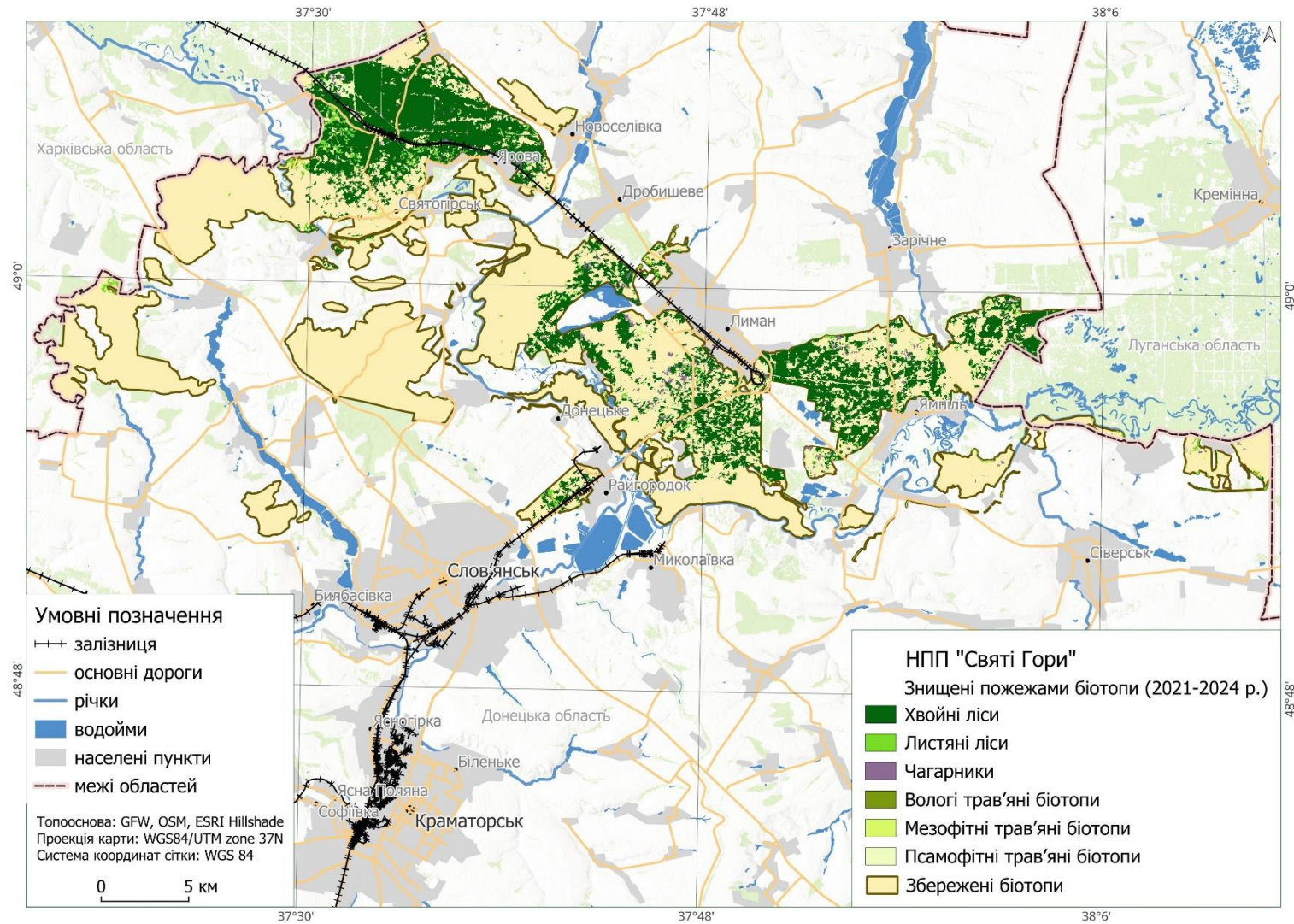


Рис. 3.10. Знищені за період повномасштабного вторгнення (2021-2024 р.) біотопи національного природного парку «Святі Гори».

Власне ця деревна порода не характерна для регіону і висаджена вона була по псамофітних степах, які утворилися на пісчаних наносах річки. Невеликі за площею залишки цієї степової рослинності подекуди збереглись посеред соснових насаджень. Для виділення постраждалих територій та подальшого аналізу втрат біотопів створено векторну маску згарищ, за якою з карти біотопів 2021 р. виділені території, що частково або повністю втратили рослинність за досліджуваний період. На основі статистики растру встановлено загальні площі біотопів у 2021 р. та їх втрати станом на жовтень 2024 р. (рис. 3.11.).

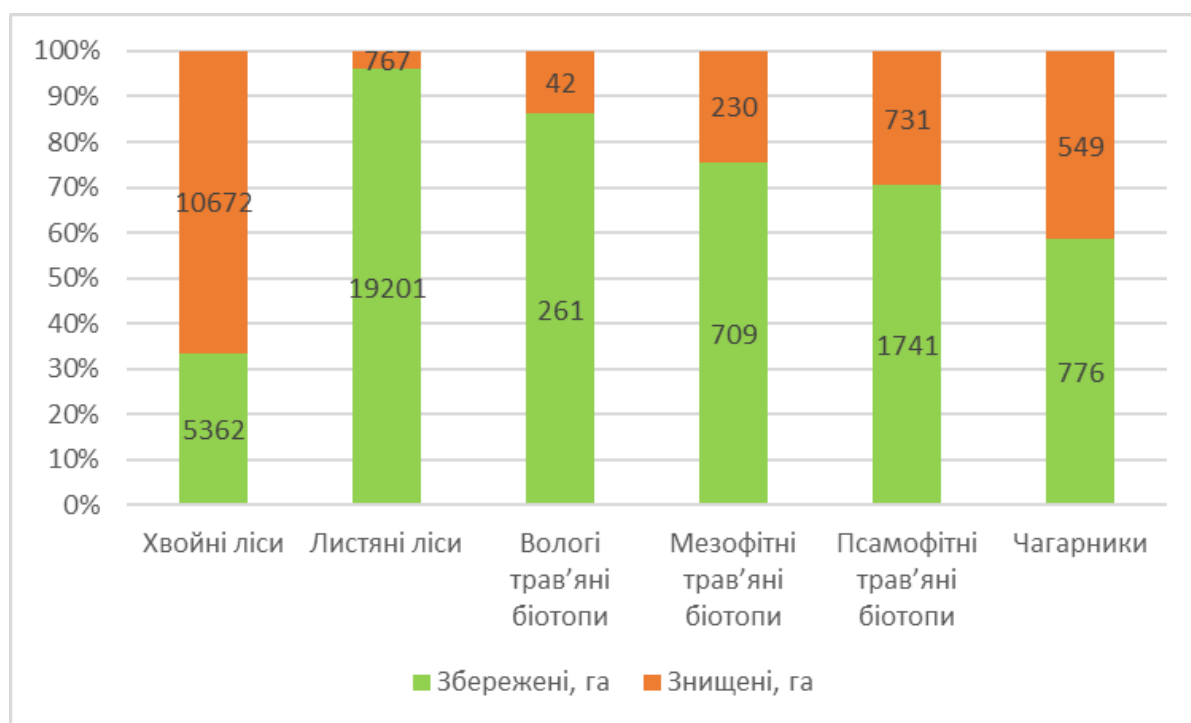


Рис. 3.11. Відносні (%) та абсолютні (га) площі біотопів, знищених за період активних воєнних дій.

Як видно з отриманого графіка за період активних воєнних дій втрачено майже 70% хвойних лісів. Слід зазначити, що сюди окрім насаджень сосни звичайної входять площі, зайняті зникаючим видом сосною крейдяною (*Pinus sylvestris* var. *cretacea* Kalenich.). Цей вид занесений до Червоної книги України

та Червоного списку МСОП, а його оселища внесені у 2018 р. до Резолюції 4 Бернської конвенції. Нажаль, внаслідок воєнних дій популяція цього виду на території парку практично повністю знищена.

Другими за обсягами втрат є чагарникові біотопи, куди окрім власне листопадних чагарників, потрапили і молоді низькорослі насадження сосни звичайної. Внаслідок пожеж знищено понад 40% цих біотопів.

Найменше постраждали листяні ліси, яких втрачено манше 5%. Не останню роль в цьому відіграло їх розташування, а також те, що вони зростають переважно у більш вологих місцях по заплаві Сіверського Дінця.

Отже, проведений аналіз свідчить, що розглянуті національні парки різною мірою постраждали від воєнних дій. Основним фактором втрати біотопічного різноманіття у всіх випадках були пожежі. Масштаби втрат біотопів, викликані іншими факторами (вирубання лісів для будівництва фортифікацій, будівництво фортифікацій та ін) незначні і на космічних знімках практично не реєструються. Найбільш катастрофічними пожежі виявились для антропогенних хвойних лісів. І в НПП «Кам'янська Січ» і в НПП «Святі гори» втрачено більшу частину цих біотопів. У НПП «Деснянсько-Старогутський» пожежі в соснових лісах теж відбувались, але втрати від них суттєво менші. Так вже через кілька місяців після пожежі у східній частині Старогутського лісництва на космічних знімках її сліди не реєструються. Це означає, що пожежа не завдала суттєвої шкоди лісу і екосистема швидко відновила. В усіх трьох національних парках інтенсивно піддаються вигоранню трав'яні біотопи. Однак вони швидко відновлюються, що пов'язано з коротким життєвим циклом такої рослинності. Щоправда не зрозуміло поки чи відбувається відновлення раритетних компонентів екосистеми та як впливає на здатність цих екосистем до відновлення багатократне вигорання.

Отримані у результаті дослідження дані щодо втрат біотопів на територіях національних парків можуть бути покладені в основу розрахунків збитків

завданих природним екосистемам воєнними діями. Матеріали щодо НПП «Деснянсько-Старогутський» уже передані в дирекцію парку та ДЕІ Сумської області для нарахування збитків, завданих довкіллю. Дані щодо НПП «Кам'янська Січ» послужили основою для розробки методики оцінки екосистемних втрат за відкритими даними дистанційного зондування Землі, описаної в наступному розділі.

РОЗДІЛ 4

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ ЗБИТКІВ ЕКОСИСТЕМ НА ОСНОВІ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ТА ДАНИХ ДЗЗ НА ПРИКЛАДІ НПП «КАМ'ЯНСЬКА СІЧ»

4.1. Моделювання щільності надземної біомаси території дослідження.

Війна з самого її початку спричиняє величезні збитки для природи, і після її закінчення обов'язково постане питання їх компенсації. Це потребуватиме всебічної науково обгрунтованої оцінки збитків із залученням фахівців з різних галузей. Серед усієї різноманітності методологічних підходів до вартісної оцінки збитків, завданих природним екосистемам, найбільш раціональним є підхід на основі енергетичних показників. В основі цієї методології лежать розрахунки вмісту карбону в біомасі, які легко трансформуються в енергетичні одиниці ($1 \text{ кг C} = 28,2 \text{ МДж}$) [32]. Ключовим показником для розрахунку збитків при цьому є щільність біомаси в екосистемі. Загальна біомаса рослин включає надземну і підземну її частини. Часто, оцінюється лише перша через складність вимірювання підземної біомаси в польових умовах [161].

Існує кілька підходів до оцінки надземної біомаси, включаючи польові методи та методи дистанційного зондування. Найбільш точним, хоча і трудомістким методом оцінки надземної біомаси є польовий метод [152], який базується на вимірюваннях діаметра, висоти та розрахунку об'єму деревини. Трудомісткість методу зумовлює неможливість охоплення дослідженням значних територій. На противагу цьому методу, використання дистанційного зондування може забезпечити великомасштабні оцінки надземної фітомаси. Ця група методів базується як на пасивних (наприклад, мультиспектральні), так і активних (радар із синтетичною апертурою (SAR), лазерне сканування (LiDAR)) способах реєстрації [161].

Дистанційне зондування на сьогодні є найбільш практичним інструментом для просторового моніторингу надземної біомаси на великих територіях [152, 196]. Ці методи суттєво розвинулися за останні десятиліття. Однак відсутність польових даних і алометричних моделей для калібрування та перевірки, обмежене охоплення, а також низька часова та просторова роздільна здатність перешкождали їх застосуванню [152,196].

Останнім часом моніторинг надземної біомаси та її змін за допомогою космічного дистанційного зондування стає все більш доступним на великих територіях з високою деталізацією [138, 199]. Головним чином це зумовлено великою кількістю та відкритим доступом до супутникових зображень високої роздільної здатності. Прогрес в методах оцінки надземної біомаси з використанням даних дистанційного зондування був би неможливий без відповідних алометричних моделей і польових вимірювань, на які вони спираються. Біомаса, виміряна в польових умовах, є невід'ємним компонентом, який дозволяє перетворювати дані дистанційного зондування в абсолютні показники біомаси (в тонах або мегаграмах) та її щільності (наприклад, т/га). На жаль, польові дослідження займають багато часу.

Для вирішення цієї проблеми, на Міжнародній космічній станції було встановлено і запущено датчик Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI), який збирає дані LiDAR, що дозволяють отримувати точні оцінки щільності надземної біомаси в майже глобальному масштабі [100, 102]. На основі даних GEDI нами побудовано растр просторового розподілу надземної біомаси в регіоні розташування НПП Кам'янська Січ з просторовою розрізненістю 30 X 30 м (рис. 4.1. – 4.2.). Для збільшення обсягу і репрезентативності вибірки даних GEDI територію, включену в аналіз розширено і на прилеглі території. Пов'язано це з тим, що територія Парку має складну конфігурацію, внаслідок чого недостатньо охоплена даними GEDI.

Моделювання щільності надземної біомаси. Для моделювання використано дані GEDI за вегетаційний сезон 2021 р. (рис. 4.1. – 4.2.). Коефіцієнт детермінації для отриманої регресійної моделі $r^2 = 0,874$. Цей показник оцінює частину мінливості ознаки, яка знаходиться під впливом досліджуваних факторів, тобто встановлює частку мінливості, яка врахована в моделі. Отримане значення коефіцієнта детермінації свідчить про достатньо високу якість моделі (рис. 4.1.).

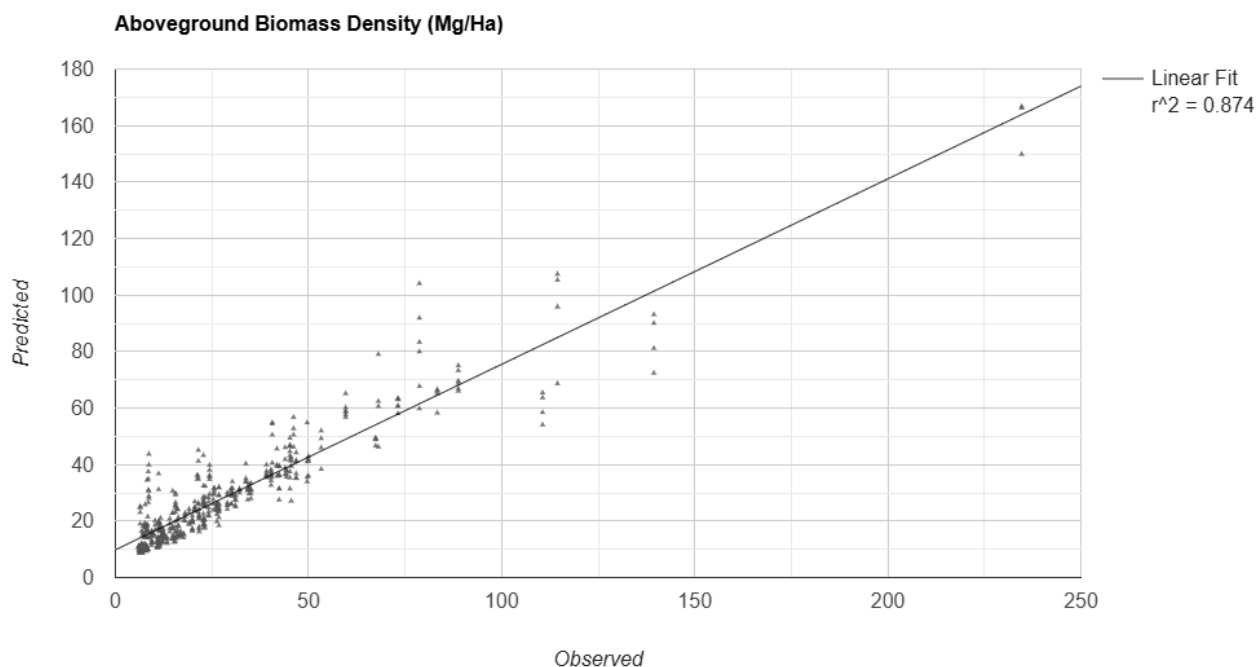


Рис. 4.1. Кореляційне поле спостережуваних та прогнозованих значень щільності надземної біомаси для отриманої регресійної моделі.

Ще одна важлива оцінка моделі – корінь із середньоквадратичної похибки (Root Mean Square Error (RMSE)). Вона розраховується як корінь квадратний з середньоквадратичної різниці між прогнозованими та спостережуваними значеннями.

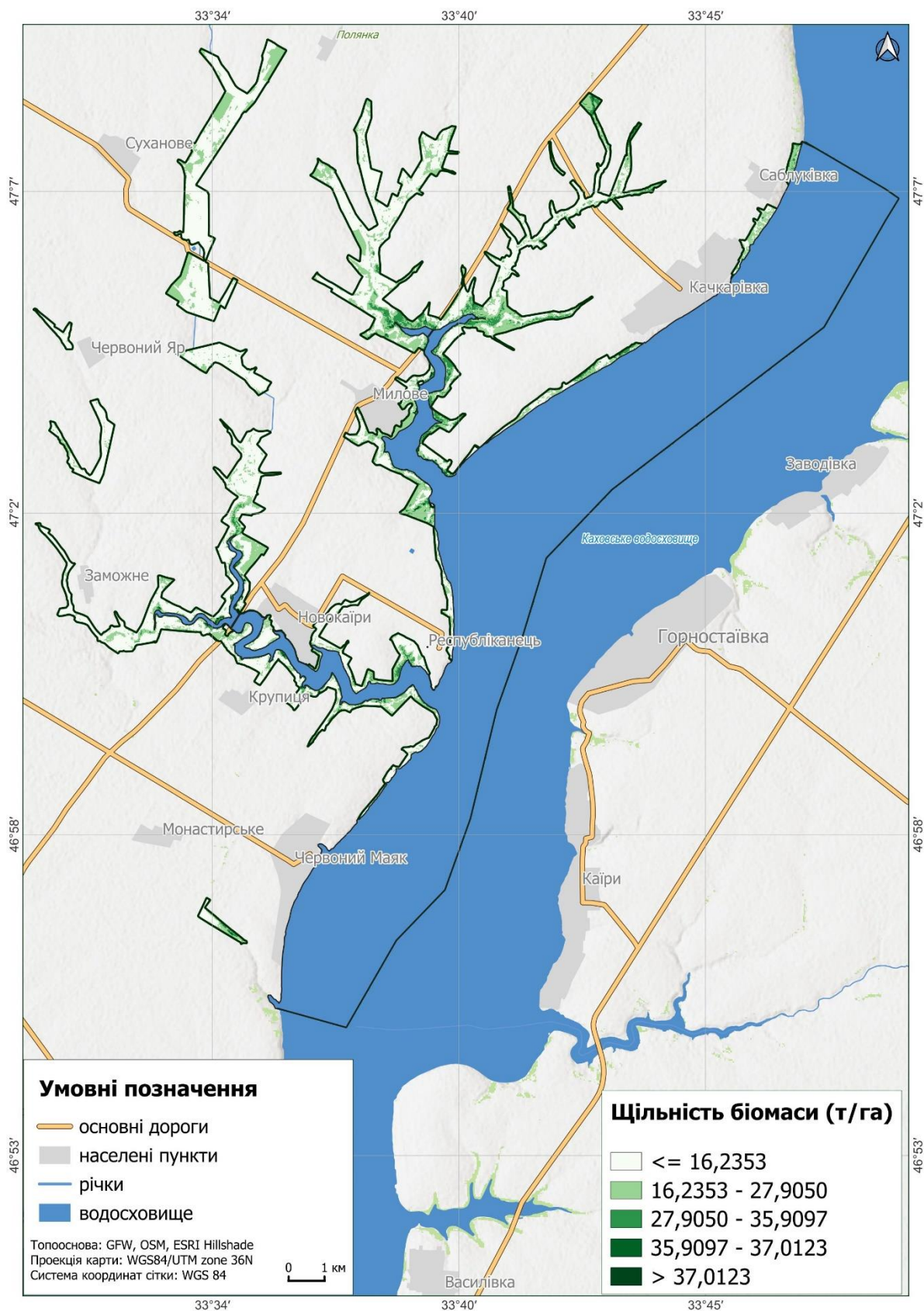


Рис. 4.2. Розподіл щільності надземної біомаси на досліджуваній території.

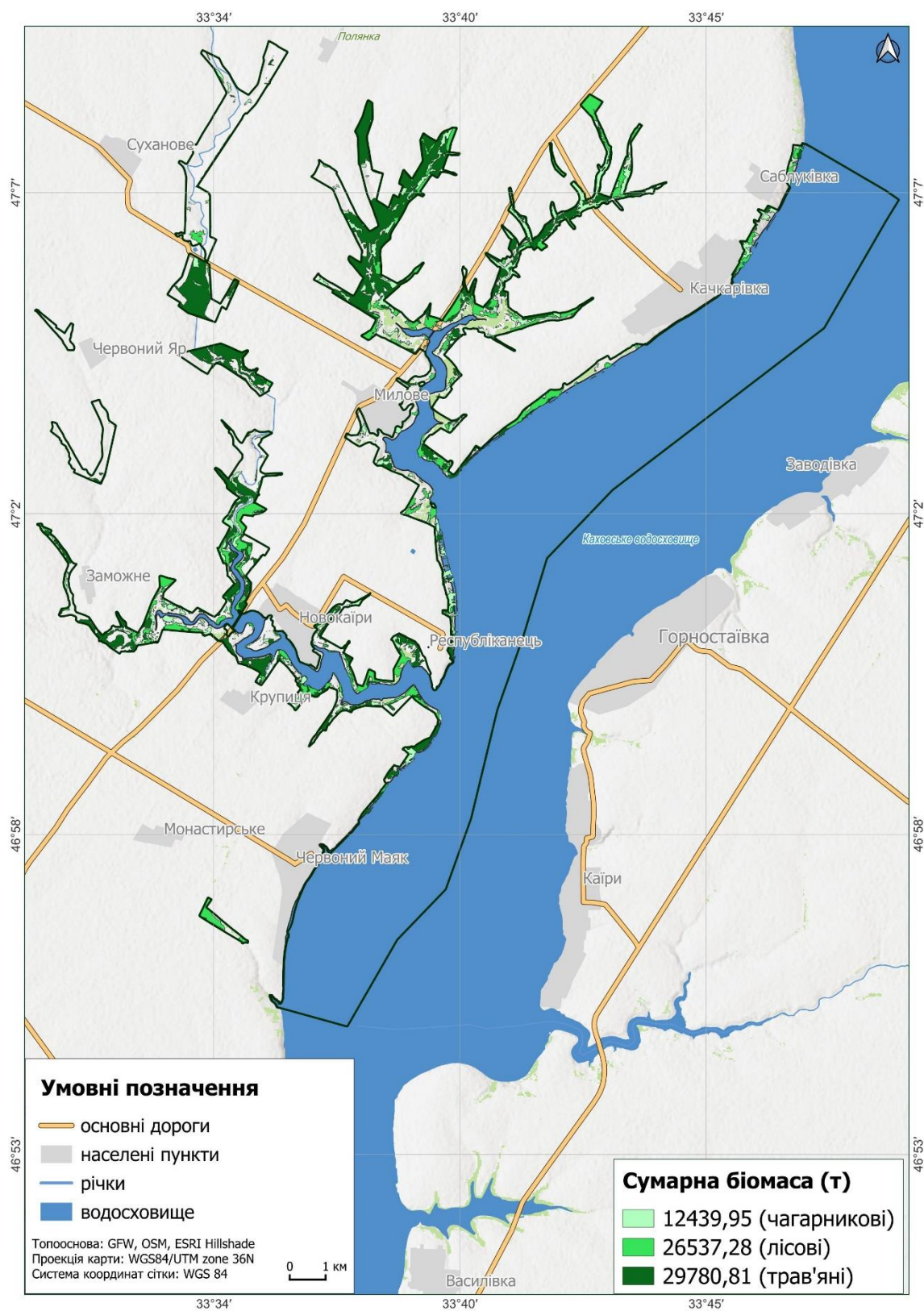


Рис. 4.3. Сумарна надземна біомаса у основних групах біотопів НПП Кам'янська Січ, знищена внаслідок воєнних дій.

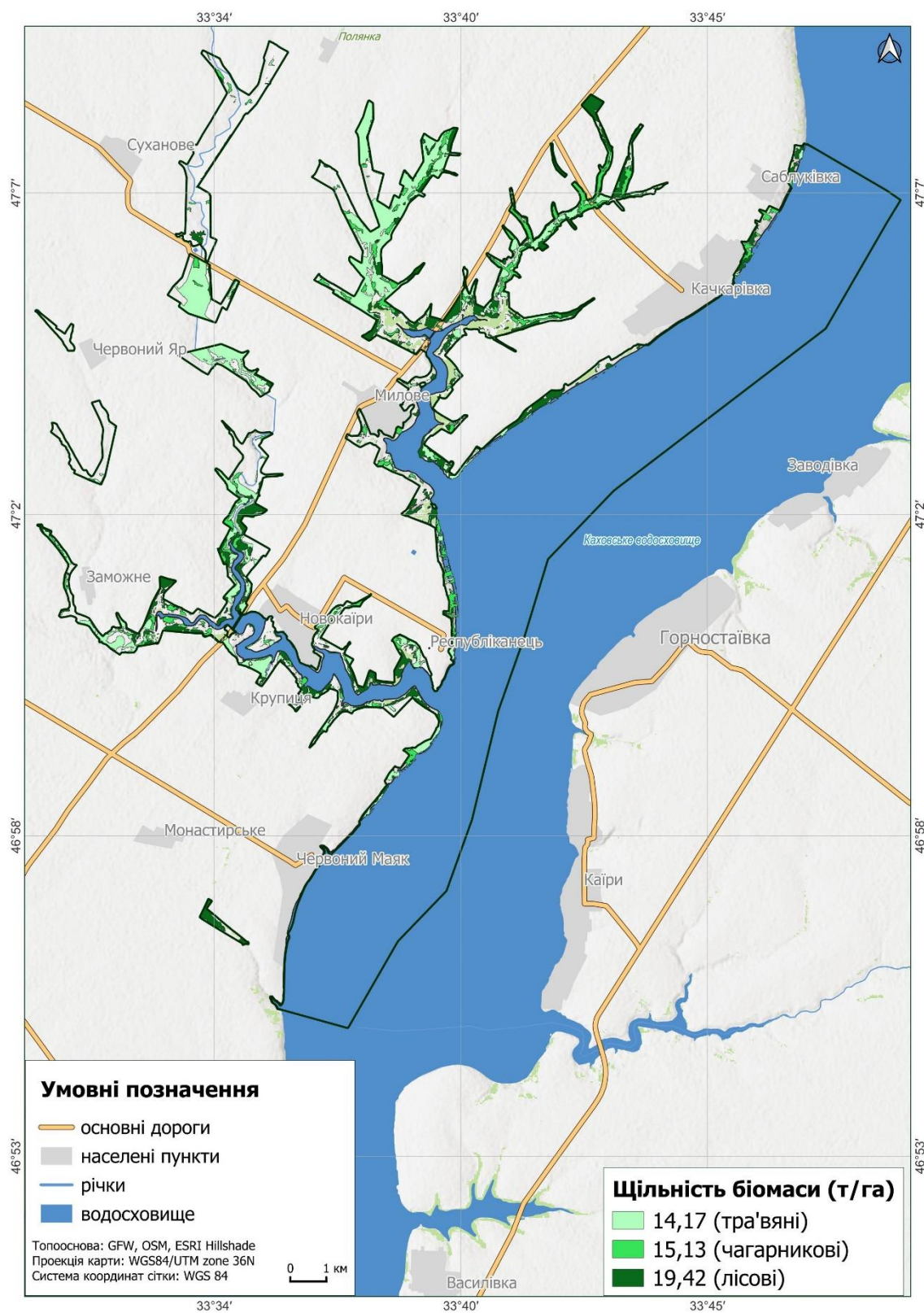


Рис. 4.4. Середня щільність біомаси у основних групах біотопів НПП Кам'янська Січ, знищених внаслідок воєнних дій.

Чим нижче значення цього показника, тим точніший прогноз здатна зробити модель. У цьому дослідженні $RMSE = 12,12$. Абсолютне значення $RMSE$ – показник малоінформативний, оскільки виражається в одиницях модельованої величини. У зв'язку із цим його прийнято нормалізувати шляхом ділення на середнє значення прогнозованого показника і переведення у відсотки. У випадку цієї моделі $RMSE\% = 12,12/28,09 = 43,15\%$. Для порівняння - у роботі, де була описана застосована методика [245] цей показник коливався від 41 – 77%. Тому отримане у цій роботі значення може свідчити про достатню надійність моделі.

Для подальшого аналізу та оцінки втрат екосистем внаслідок воєнних дій на енергетичному рівні ідентифіковані біотопи об'єднано в три базові групи: лісові, чагарникові та трав'яні біотопи. При цьому сумарна надземна біомаса найбільша у трав'яних біотопах, а найменша у чагарникових (рис. 4.3).

4.2. Оцінка екологічних збитків природних екосистем з урахуванням затрат на їх відновлення.

При визначенні запасів біомаси в польових умовах зазвичай обирають невелику однорідну еталонну ділянку, в межах якої проводяться розрахунки, а потім результат інтерполюється на всю територію [32]. Пов'язано це з тим, що такі польові роботи потребують значних витрат часу і, відповідно, охоплення значних територій проблематичне. Визначення запасів біомаси за даними дистанційного зондування позбавлене цього недоліку і дозволяє визначати запас надземної біомаси безпосередньо для всієї території. Тому у випадку використання даних ДЗЗ доцільно вести розрахунки одразу на всю площу за сумарним запасом біомаси на території інт ересу.

Лісові екосистеми (біотопи). Згідно оцінки, отриманої на основі моделювання, надземна біомаса в лісових екосистемах НПП Кам'янська Січ складає 19,42 т/га. Лісова рослинність знищена на території 631,79 га. Це достатньо низьке значення показника, яке пов'язано з тим, що лісові насадження

тут часто є розрідженими і деградованими. З цим пов'язані невисокі середні оцінки біомаси, які можуть бути порівняні із біомасою деревостанів в екосистемах боліт. Цей результат достатньо очікуваний, оскільки в обох випадках деревні породи зростають у нетипових і несприятливих умовах та перебувають у пригніченому стані, що не дозволяє швидко нарощувати біомасу.

Підземна фітомаса дерев та підліску становить 25% від надземної фітомаси [32]. Оскільки окремо диференціювати фітомасу трав'яного ярусу та підліску у лісових екосистемах на основі отриманих даних неможливо в подальшому розрахунки проводимо за методикою визначення енергетичних втрат деревостанів. Отже, підземна фітомаса автотрофного блоку буде складати 25% надземної біомаси, тобто $26537,28 \cdot 0,25 = 6634,32$ т, а загальна біомаса - 33171,6 т.

Відомо, що у відпад йде приблизно 3 % всієї біомаси [32], тому маса опаду для лісових екосистем буде складати $33171,6 \cdot 0,03 = 995,15$ т.

Біомаса, яку засвоюють консументи складає приблизно 10 % від приросту, маса якого дорівнює масі опаду [32]. Отже, біомаса, яку засвоюють консументи складе $995,15 \cdot 0,1 = 99,52$ т.

Згідно наявних даних маса виділеного вуглекислого газу складає приблизно 65 % від приросту фітомаси [32]. Отже, маса виділеного вуглекислого газу для лісових екосистем НПП Кам'янська Січ складе $995,15 \cdot 0,65 = 646,85$ т.

Оскільки для синтезу 1 т сухої органічної речовини деревини рослини виділяють 1,32 т кисню [32], втрати кисню складуть $995,15 \cdot 1,32 = 1313,6$ т.

Отже, сумарна біомаса втраченої лісової екосистеми Парку, яка включає всі її функціональні компоненти становитиме:

$$33171,6 + 995,15 + 99,52 + 646,85 + 1313,6 = 36226,72 \text{ т.}$$

Енергетичний запас екосистеми оцінюється за двома показниками - масою сухої речовини компоненту та його коефіцієнта калорійності. При цьому енергетичні втрати розраховуються з врахуванням часу, необхідного для їх

відновлення (за виключенням втрат консументів, для відновлення яких потрібен час, рівний віку фітоценозу.

Отже, запас енергії автотрофного блоку складе:

$$33171,6 * 18,06 = 599079,1 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Запас енергії опаду: } 995,15 * 18,06 = 17972,41 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Запас енергії, спожитої консументами: } 99,52 * 18,06 = 1797,33 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енергія вуглекислого газу: } 646,85 * 7,1 = 4592,64 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енергозапас кисню: } 1313,6 * 14,7 = 19309,92 \text{ ГДж.}$$

На наступному етапі враховуємо час, необхідний для відновлення компонентів екосистеми та розраховуємо енергетичні втрати. На досліджуваній території представлені молоді, середньовікові та пристигаючі лісові насадження. Для розрахунків використаємо усереднені дані, і приймемо середній вік деревних порід 50 років.

Отже, енерговтрати фітомаси з урахуванням віку фітоценозу 50 р. становитимуть: $599079,1 * 50 = 29953955 \text{ ГДж.}$

Енерговтрати опаду з урахуванням віку фітоценозу 50 р. становитимуть:

$$17972,41 * 50 = 898620,5 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енерговтрати маси, спожитої консументами: } 1797,33 * 50 = 8966,5 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енерговтрати вуглекислого газу: } 4592,64 * 20 = 91852,8 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енерговтрати кисню: } 19309,92 * 20 = 386198,4 \text{ ГДж.}$$

Енергетичні втрати лісової екосистеми з урахуванням функціональних енергетичних витрат на дихання та фотосинтез становлять:

$$29953955 + 898620,5 + 8966,5 + 91852,8 + 386198,4 = 31339593,2 \text{ ГДж.}$$

Ціна одиниці енергії екосистеми розраховується на основі ціни енергії умовного палива [32]: *Ціна одиниці енергії = вартість 1 т. умовного палива в у.о./енергетичний еквівалент 1 т. умовного палива (29,3 МДж)* курс НБУ гривні до у.о.*

$$\text{Отже } Ц_{о.е.} = 142,9 / 29,3 * 41,4375 = 202,1 \text{ грн.}$$

Враховуючи обчислені показники, екологічний збитки, завдані знищенням лісових біотопів на території НПП складуть:

$$31339593,2 * 202,1 = 6333731785,72 \text{ грн.}, \text{ або } 6333731,79 \text{ тис. грн.}$$

Чагарникові екосистеми (біотопи). Середня щільність біомаси чагарникових біотопів згідно результатів моделювання становить 15,13 т/га., площа знищених біотопів –381,66 га., обсяг знищеної біомаси - 12439,95 т. Потрібно враховувати, що окрім власне чагарникових біотопів у цю категорію потрапляють і молоді лісові насадження та сильно деградовані ліси, які на космічних знімках не відрізняються за своїми спектральними характеристиками. Щодо чагарників застосовується методологічний підхід до розрахунків енергетичних втрат аналогічний лісовим екосистемам.

$$\text{Отже, підземна фітомаса автотрофного блоку: } 12439,95 * 0,25 = 3109,99 \text{ т.}$$

$$\text{Загальна біомаса автотрофного блоку - } 15549,94 \text{ т.}$$

$$\text{Маса опаду: } 15549,94 * 0,03 = 466,5 \text{ т.}$$

$$\text{Біомаса, яку засвоюють консументи: } 15549,94 * 0,1 = 1555 \text{ т.}$$

$$\text{Маса виділеного вуглекислого газу: } 466,5 * 0,65 = 303,23 \text{ т.}$$

$$\text{Втрати кисню: } 466,5 * 1,32 = 615,78 \text{ т.}$$

$$\text{Отже, сумарна біомаса втраченої чагарникові екосистеми становитиме:}$$

$$15549,94 + 466,5 + 1555 + 303,23 + 615,78 = 18\,490,45 \text{ т.}$$

На основі цих даних розраховуємо запас енергії усіх компонентів екосистеми.

$$\text{Запас енергії автотрофного блоку складе: } 15549,94 * 18,06 = 280831,92 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Запас енергії опаду: } 466,5 * 18,06 = 8424,99 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Запас енергії, спожитої консументами: } 1555 * 18,06 = 28083,3 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енергія вуглекислого газу: } 303,23 * 7,1 = 2152,93 \text{ ГДж.}$$

$$\text{Енергозапас кисню: } 615,78 * 14,7 = 9051,97 \text{ ГДж.}$$

З метою врахування часу, необхідного для відновлення середній вік чагарників приймемо за 25 років.

Отже, енерговтрати фітомаси з урахуванням віку фітоценозу 25 р. становитимуть: $280831,92 \cdot 25 = 7020798$ ГДж.

Енерговтрати опаду: $8424,99 \cdot 25 = 210624,75$ ГДж.

Енерговтрати маси, спожитої консументами: $28083,3 \cdot 25 = 702082,5$ ГДж.

Енерговтрати вуглекислого газу: $2152,93 \cdot 20 = 43058,6$ ГДж.

Енерговтрати кисню: $9051,97 \cdot 20 = 181039,4$ ГДж.

Отже, енергетичні втрати чагарникової екосистеми з урахуванням функціональних енергетичних витрат на дихання та фотосинтез становлять:

$7020798 + 210624,75 + 702082,5 + 43058,6 + 181039,4 = 8157603,25$ ГДж.

Враховуючи обчислені показники, екологічний збитки, завдані знищенням чагарників на території НПП складуть: $8157603,25 \cdot 202,1 = 1648651616,83$ грн., або 1648651,62 тис. грн.

Трав'яні екосистеми (біотопи). Середня щільність біомаси трав'яних біотопів згідно результатів моделювання становить 14,17 т/га., площа знищених біотопів – 976,37 га. Таке значення щільності біомаси занадто високе і для степових екосистем не характерне. Це зумовлено ймовірно спотворенням оцінки біомаси позбавленими рослинності субстратами (рис. 4.5.). Як видно з наведених ілюстрацій на цьому фрагменті території добре помітні ґрунтова дорога (в лівій частині) та кар'єр. Аналогічні спектральні характеристики мають виходи вапняків, поширені на цих територіях. Ті ділянки, що на кольоровому композиті легко ідентифікуються як позбавлені рослинності території показують не адекватні оцінки біомаси згідно результатів моделювання. Так оцінка щільності надземної біомаси на території кар'єру становить понад 20 т/га. Оцінка цього показника для дороги також наближається до 20 т/га. Все це призводить до суттєвого спотворення результатів моделювання для цього типу біотопів. Якщо водні об'єкти, які дають подібний ефект можна досить легко виключити з моделі, то з дрібними фрагментами території позбавленими рослинності зробити це коректно практично не можливо.

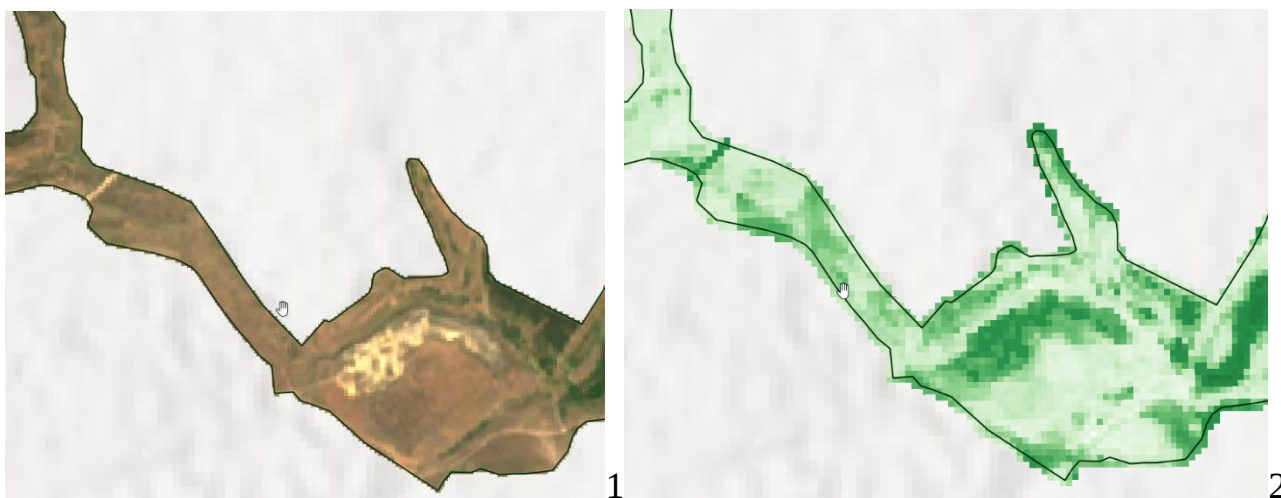


Рис. 4.5. Вплив позбавлених рослинності субстратів на прогнозоване значення щільності біомаси степових біотопів: 1 - композит в природних кольорах 2021 р. (Sentinel-2); 2 – модель розподілу щільності надземної біомаси.

У зв'язку із цим для оцінки щільності надземної біомаси трав'яних біотопів доцільно використовувати підхід, подібний до того, що використовується в польових дослідженнях. Обрано низку еталонних полігонів, для яких методом зональних статистик зроблено оцінку середньої щільності біомаси. Для аналізу відібрано 175 пікселів (загальна площа майже 16 га.). Отримане значення середньої щільності надземної біомаси становить 10,5 т/га, що наближається до оцінок для трав'яних біотопів, зроблених в польових умовах [32]. Надалі ця оцінка використана для розрахунку енергетичних втрат степових біотопів внаслідок воєнних дій.

Розрахунок біомаси трав'яного покриву у степових екосистемах проводиться згідно з прийнятою методикою [32]. Підземна фітомаса степової трав'яної рослинності у тричі перевищує надземну – $10,5 \cdot 3 = 31,5$ т/га. Відповідно, сумарна біомаса автотрофного блоку становить $10,5 + 31,5 = 42$ т/га.

У степовій екосистемі, яка не викошувалась та не випасалась більше року, опад складає приблизно 70 % надземної біомаси. Отже маса опадів:

$$42 * 0,7 = 29,4 \text{ т/га.}$$

Маса, яку споживають консументи складає 10 % від маси приросту:

$$29,4 * 0,1 = 2,94 \text{ т/га.}$$

У степових екосистемах маса виділеного вуглекислого газу складає 90 % приросту: $29,4 * 0,9 = 26,46 \text{ т/га.}$

Маса кисню становить 132 % від маси приросту: $29,4 * 1,32 = 38,8 \text{ т/га.}$

Отже, загальна біомаса степової екосистеми:

$$42 + 29,4 + 2,94 + 26,46 + 38,8 = 139,6 \text{ т/га.}$$

Запас енергії автотрофного блоку становить: $42 * 18,06 = 781,2 \text{ ГДж/га.}$

Запас енергії опаду: $29,4 * 18,06 = 546,84 \text{ ГДж/га.}$

Енергія, спожита консументами: $2,94 * 18,06 = 54,68 \text{ ГДж/га.}$

Енергопотенціал вуглекислого газу: $26,46 * 7,14 = 188,92 \text{ ГДж.}$

Енергопотенціал кисню: $38,8 * 14,7 = 570,36 \text{ ГДж.}$

Енерговтрати розраховуємо з урахуванням періоду 50 років, необхідного для відновлення степової екосистеми.

Енерговтрати автотрофного блоку: $781,2 * 50 = 39060 \text{ ГДж/га.}$

Енерговтрати опаду: $546,84 * 50 = 27342 \text{ ГДж/га.}$

Енерговтрати маси, спожитої консументами: $54,68 * 50 = 2734 \text{ ГДж/га.}$

Енерговтрати вуглекислого газу: $188,92 * 10 = 1889,2 \text{ ГДж/га.}$

Енерговтрати кисню: $570,36 * 10 = 5703,6 \text{ ГДж/га.}$

Отже, енергетичні втрати від знищення 1 га степу становитимуть:

$$39060 + 27342 + 2734 + 1889,2 + 5703,6 = 76728,8 \text{ ГДж/га.}$$

Враховуючи обчислені показники, екологічний збитки, завдані знищенням 1 га степу на території НПП складуть: $76728,8 * 202,1 = 15506890,48 \text{ грн./га.}$ Оскільки площа знищених степових біотопів становить 976,37 га, сумарні їх втрати оцінюються в 15140462,66 тис. грн.

Сумарні втрати НПП Кам'янська Січ, викликані знищенням біотопів внаслідок воєнних дій становлять:

$$6333731,79 + 1648651,62 + 15140462,66 = 23122846,07 \text{ тис. грн.}$$

Отже, використаний підхід до оцінки збитків, завданих природним екосистемам внаслідок воєнних дій, дозволяє отримати достатньо адекватні оцінки розподілу надземної біомаси на основі алгоритмів машинного навчання та даних дистанційного зондування. Отримані значенні середньої щільності надземної біомаси для основних наземних екосистем НПП Кам'янська Січ співставні з результатами польових досліджень для екосистем подібного типу [32], за виключенням стапових біотопів. У цьому випадку щільність надземної біомаси невисока, що призводить до суттєвих похибок. Окрім цього дані частково можуть спотворюватись позбавленими рослинності субстратами, які демонструють високі значення показника за практичної відсутності надземної біомаси. Також вплив на величину оцінок мають, ймовірно, поодинокі дерева та чагарники, які на знімках з середньою просторовою розрізненістю не ідентифікуються, однак можуть суттєво впливати на результати моделювання. Не дивлячись на виявлені недоліки описаний алгоритм після широкої апробації та корегування у разі необхідності може бути покладений в основу оцінки втрат екосистем в грошовому еквіваленті для територій, які постраждали внаслідок воєнних дій або господарської діяльності. Особливо актуальною ця методика може бути для територій, до яких доступ ускладнений або і повністю втрачений через неможливість проведення польових досліджень.

ВИСНОВКИ

1. Аналіз існуючих підходів до картування біотопів за даними дистанційного зондування Землі свідчить, що оптимальні результати досягаються на основі об'єктоорієнтованого аналізу космічних знімків місії Sentinel-2 (Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA) в поєднанні з алгоритмами машинного навчання (Random Forest (RF) на базі онлайн ГІС-сервісу Google Earth Engine (GEE). Застосування цього алгоритму дозволило провести картування основних біотопів НПП «Кам'янська Січ» та «Святі Гори».

2. У земельному покриві НПП «Кам'янська Січ» у 2021 р. виділено 10 класів біотопів: постійні водойми, антропогенні хвойні ліси, антропогенні широколистяні ліси, сухі трав'яні біотопи, мезофітні трав'яні біотопи, вапняки, прибережні біотопи, угіддя культур суцільного посіву, мезофільні степові чагарники, заплавні вербові та тополеві ліси. Після знищення греблі Каховської ГЕС на його осушеному дні розвинулись ще декілька специфічних типів біотопів: черепашкові відклади днищ пересохлих водойм і алювіальні ділянки та днища пересохлих водойм. У земельному покриві НПП «Святі Гори» виділено 8 типів біотопів: постійні водойми та водотоки, хвойні ліси, листяні ліси, чагарники, прибережні біотопи, вологі трав'яні біотопи, мезофітні трав'яні біотопи, псамофітні трав'яні біотопи.

3. Порівняльний аналіз карт біотопів та космічних знімків за 2021 та 2024 роки дозволив встановити, що на території НПП «Кам'янська Січ» за цей період втрачено понад 50 % лісових біотопів, близько 85% чагарникових та 45% трав'яних (степових) біотопів. У НПП «Деснянсько-Старогутський» загальна площа пошкоджень екосистем парку становить 1893,5 га (11,7 %). Найбільші за площею втрати спостерігаються у НПП «Святі Гори», де постраждали майже 70% хвойних лісів та 40% чагарникових біотопів. Практично повністю знищено

популяцію сосни крейдяної (*Pinus sylvestris* var. *cretacea* Kalenich.) - зникаючого виду, занесеного у вітчизняні та міжнародні природоохоронні переліки.

4. Проведений аналіз доводить, що основним фактором втрати біотопічного різноманіття у всіх НПП є пожежі. Найбільш катастрофічними вони виявились для антропогенних хвойних лісів. І в НПП «Кам'янська Січ», і в НПП «Святі гори» втрачено більшу частину цих біотопів. У НПП «Деснянсько-Старогутський» пожежі в соснових лісах теж відбувались, але втрати від них суттєво менші, а у деяких випадках навіть спостерігається швидке відновлення. В усіх трьох національних парках інтенсивно підаються вигоранню трав'яні біотопи.

5. Згідно оцінки, отриманої на основі моделювання встановлено, що середня щільність надземної біомаси в лісових екосистемах НПП «Кам'янська Січ» складає 19,42 т/га, у чагарникових - 15,13 т/га та у трав'яних - 10,5 т/га. Використання цих оцінок дозволило обчислити екологічні збитки в грошовому еквіваленті з врахуванням часу, необхідного на відновлення екосистем. Для лісових біотопів вони склали 6333731,79, для чагарникових - 1648651,62 і для трав'яних - 15140462,66 тис. грн. Отже сумарна шкода, завдана екосистемам цього НПП оцінюється в 23122846,07 тис. грн.

6. Використаний підхід дозволяє отримати достатньо адекватні оцінки розподілу надземної біомаси на основі алгоритмів машинного навчання та даних дистанційного зондування. Значення середньої щільності надземної біомаси для основних наземних біотопів в більшості випадків співставні з результатами польових досліджень для екосистем подібного типу. Виявлена неузгодженість показників у випадку трав'яних біотопів потребує додаткових досліджень. Описаний алгоритм після ширшої апробації та корегування за її результатами може бути покладений в основу оцінки екологічних збитків для територій, які постраждали внаслідок воєнних дій або господарської діяльності.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Балюк С. А., Кучер А. В., Солоха М. О., Соловей В. Б., Смірнова К. Б., Момот Г. Ф., Левін А. Я. Вплив збройної агресії та воєнних дій на сучасний стан ґрунтового покриву, оцінка шкоди та збитків, заходи з відновлення: наук. доп. Харків: ФОП Бровін О. В., 2022. 102 с.
2. Бернська конвенція та оселищна концепція збереження біорізноманіття: майбутнє для України. На підтримку Директиви Європейського Союзу про збереження природних оселищ та видів природної фауни і флори в Україні. URL: http://awsassets.panda.org/downloads/bern_convention.pdf. (дата звернення: 15.05.2024).
3. На межі виживання: знищення довкілля під час збройного конфлікту на сході України. / Біда О. та ін. ; під ред. А. П. Бущенко. Київ: КИТ, 2017. 88. с.
4. Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації. (Матеріали робочого семінару. Київ, 21-22 березня 2012 року.) /За редакцією Я.П. Дідуха, О.О. Кагала, Б.Г. Проця. Київ-Львів, 2012. 194 с.
5. Біотопи Гірського Криму / під ред. Я.П. Дідуха. Київ: Інтерсервіс, 2016. 292 с.
6. Біотопи лісової та лісостепової зони України / під ред. Я. П. Дідуха. Київ: ТОВ «Макрос», 2011. 288 с.
7. Бондар О.І., Улицький О.А., Єрмаков В.М. Звіт про результати вивчення екологічної ситуації на території Донецької та Луганської областей. Міністерство з питань тимчасово окупованих територій та внутрішньо переміщених осіб України. Київ, 2018. 70 с.
8. Василюк О. Як захистити в Україні території, потреба охороняти які визнана на міжнародному рівні? Екологія-Право-Людина, Вип. 31, №71.

2018. URL: http://epl.org.ua/wp-content/uploads/2016/12/EPL_Journal-31_71_2018_NET.pdf. (дата звернення: 15.06.2024).
9. Василюк О.В. Стан відображення в програмних документах України та статус реалізації положень Конвенції ООН про охорону біологічного різноманіття: аналітичний звіт. ПРООН, 2017. 86 с.
 10. Вишневецький В.І. Ріка Дніпро. Київ : Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.
 11. Війна між Росією та Україною – екологічна катастрофа. URL: <https://www.iucn.org/news/> (дата звернення: 15.09.2024).
 12. Воєнні дії на сході України – цивілізаційні виклики людству. Львів: ЕПЛ, 2015. 136 с.
 13. Гарбар О., Гарбар Д., Борисов Я. Дистанційний моніторинг змін рослинного покриву Чорнобильської зони відчуження в умовах військових дій. *Екологія та раціональне природокористування: освіта, наука і практика*. 2023. С. 108-113.
 14. Дайджест ключових наслідків російської агресії для українського довкілля 20 травня 2022 р. Офіційний портал Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України 2022 р. URL: <https://mepr.gov.ua/news/39218.html> (дата звернення: 15.09.2024).
 15. Директива Ради 92/43/ЄЕС від 21 травня 1992 року про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни (ОВ L 206, 22.07.1992, С. 7). URL: <https://ips.ligazakon.net/document/EU920074> (дата звернення: 15.09.2024).
 16. Дідух Я.П., Вакаренко Л.П. Кадастр біотопів як основа збереження землі при ринкових відносинах. *Вісник НАН України*. 2019. №9. С. 70-80.
 17. Кравченко О., Василюк О., Войціховська А., Норенко К. Дослідження впливу воєнних дій на довкілля на Сході України. *Схід*. 2015. № 2. С. 118-123.

- 18.Ємельянова С.М., Куземко А.А. Національна фітосоціологічна база даних рослинності України (UKRVEG): актуальність створення та проблеми розбудови. *Класифікація рослинності та біотопів України як наукова основа збереження біорізноманіття: матеріали другої науково-теоретичної конференції* (Київ, 14–15 березня 2016 року). Київ, 2017. С. 24–37.
- 19.Зайцев Ю.О., Грищенко О.М., Романова С.А., Зайцева І.О. Вплив бойових дій на вміст валових форм важких металів у ґрунтах Сумського та Охтирського районів Сумської області. *Агроекологічний журнал*. 2022. №3. С. 136–149.
- 20.Зібцев С. В., Лакида П. І., Яворовський П. П. Комплексний моніторинг лісових насаджень в зонах радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС: монографія. Нац. ун-т біоресурсів і природокористування України. Київ : Наукова столиця, 2017. 463 с.
- 21.Зібцев С. В., Миронюк В. В., Гілітуха Д. В. Динаміка лісового покриву Чорнобильської зони відчуження за даними глобальної карти лісових екосистем високого розрізнення. *Лісове і садово-паркове господарство*. 2015. № 6. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/licgoc_2015_6_4 (дата звернення: 15.09.2024).
- 22.Зібцев С.В., Миронюк В.В. Аналіз просторово-часових особливостей кількості та площ природних пожеж на території Східної України (окупованих територій). Київ : Регіональний Східноєвропейський центр моніторингу пожеж (REEFMC), 2018. 18 с.
- 23.Конвенція про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовище існування водоплавних птахів, від 02.02.1971 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_031#Text. (дата звернення: 15.09.2024).

24. Конвенція про охорону біологічного різноманіття від 05.06.1992 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_030#Text. (дата звернення: 15.09.2024).
25. Конвенція про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі від 19.09.1979 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_032#Text. (дата звернення: 15.09.2024).
26. Воєнні дії на сході України — цивілізаційні виклики людству / під ред. О.М. Кравченко. Львів: ЕПЛ, 2015. 136 с.
27. Куземко А.А. Види та біотопи з додатків Оселищної Директиви в Україні. *Мережа NATURA 2000 як інноваційна система охорони рідкісних видів та оселищ в Україні: матеріали науково-практичного семінару* (м. Київ, 15 лютого 2017 р.). Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Вип. 1, Київ, 2017. С.64-70.
28. Куземко А.А. Інвентаризація біотопів (оселищ) України в рамках міжнародних зобов'язань: досягнення та виклики. *Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні: Прикладні аспекти моніторингу та охорони біорізноманіття*. Серія: «Conservation Biology in Ukraine». 2020. Вип. 16. Т. 3. С. 70-76.
29. Куземко А.А., Борсукевич Л.М., Гарбар О., Кіш Р.Я., Мойсієнко І.І., Мочан В.І., Струс Ю.М., Чорней І.І. Досвід картування біотопів для цілей планів управління природно-заповідними територіями в Карпатському регіоні. *Рослинність та біотопи України: матеріали п'ятої науково-практичної конференції* (Київ, 18-19 квітня 2024 р.) / За ред. акад. НАН України Я.П. Дідуха. Київ, 2024. С. 9.
30. Купрійчук Є. Оцінка наслідків пожеж на південному заході Чорнобильського радіаційно-екологічного заповідника. *Ліс, наука, молодь*:

- IX Всеукр. наук.-практ. конф. Житомир: Поліський національний університет, 2021. С. 122 - 123.
- 31.Ласак Р., Шеффер Я., Куземко А. Методологія польового картування оселищ. *Національний каталог біотопів України* / [під ред. А.А. Куземко, Я.П. Дідуха, В.А. Онищенко, Я. Шеффера]. Київ: ФОП Клименко Ю.Я., 2018. С. 405-411.
- 32.Методика розрахунку екологічних збитків природних екосистем та їхніх компонентів: посібник / Я. П. Дідух, У. М. Соколенко, В. В. Расевич, С. О. Гаврилов [за заг. ред. та упор. О. В. Кравченко]. Львів–Київ : Видавництво «Компанія “Манускрипт”», 2024. 68 с.
- 33.Настасенко О.Г., Бондар О.І., Машков О.А. Системний підхід щодо ліквідації загроз екологічної катастрофи у зоні антитерористичної операції. *Екологічні науки*. 2014. № 6. С. 5-20
- 34.Національний каталог біотопів України / за ред. А.А. Куземко, Я.П. Дідуха, В.А. Онищенко, Я. Шеффера. Київ: ФОП Клименко Ю.Я., 2018. 442 р.
- 35.Онищенко В.А. Оселища України за класифікацією EUNIS. Київ: Фітосоціоцентр, 2016. 56 с.
- 36.Оселищна концепція збереження біорізноманіття: базові документи Європейського Союзу / за ред. О.О. Кагало, Б.Г. Проць. Львів: ЗУКЦ, 2012. 278 с.
- 37.Офіційний веб-сайт НПП «Деснянсько-Старогутський» URL: <http://www.nppds.inf.ua/nature.html> (дата звернення: 15.10.2024).
- 38.Офіційний веб-сайт НПП «Кам'янська Січ». URL: <https://www.npp-sich.org.ua/pro-nas/> (дата звернення: 15.10.2024).
- 39.Офіційний веб-сайт НПП «Святі Гори» - URL: <https://npp-svyatygory.com.ua/basic.html> (дата звернення: 15.10.2024).
- 40.Пєрегрім М.М., Куземко А.А. Проект Національної стратегії збереження рослин в Україні. *Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження*

- Глобальної стратегії збереження рослин: матеріали III Міжнародної наукової конференції (4-7 червня 2014 р., м. Львів). Львів, 2014. С. 58-64.*
- 41.Побережна Л. Я. Станецький А. І. Оцінка потенційних екологічних ризиків внаслідок проведення антитерористичної операції. *Техногенно-екологічна безпека*. 2017. Вип. 2. С. 45–52.
 - 42.Солоха М. О. Смірнова К. Б., Винокурова Н. В., Семенцова К. О. Варіабельність геохімічного та гранулометричного складу ґрунтів лісостепу України під впливом бойових дій. *Аграрні інновації*. 2022. № 14. С. 109-116.
 - 43.Сплодитель С., Голубцов О., Сорокіна Л., Чумаченко С. Вплив війни росії проти України на стан українських ґрунтів. Результати аналізу. Київ: ГО “Центр екологічних ініціатив «Екодія», 2023. 32 с.
 - 44.Супрунова І.А. Історико-правові засади формування оселищної концепції збереження біорізноманіття. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Право*, 2023. Том 1, № 79. С. 369-376
 - 45.Території, що пропонуються до включення у мережу Емеральд (Смарагдову мережу) України («тіньовий список», частина 2) / під ред. К.А. Борисенко, А.А. Куземко. Київ: LAT & K, 2019. 234 с.
 - 46.Тлумачний посібник оселищ Резолюції 4 Бернської конвенції, що знаходяться під загрозою і потребують спеціальних заходів охорони. Перша версія адаптованого неофіційного перекладу з англійської (третього проекту офіційної версії 2015 року) / під ред. А. Куземко, С. Садогурська, О. Василюк. Київ, 2017. 124 с.
 - 47.Трофимчук, О., Загородня С., Вишняков В., Клименко В., Шевякіна Н., Радчук І., Томченко О., Сластін С.. Космічний моніторинг порушення стану екосистеми Чорноморського біосферного заповідника внаслідок військових дій. *Екологічна безпека та природокористування*. 2023. т. 47. вип. 3. С. 94-112.

48. Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України.
Ч.1. Біосферні заповідники. Природні заповідники / під ред. В.А. Онищенко і Т.Л. Андрієнко. Київ: Фітосоціоцентр, 2012. 406 с.
49. Чернявський М.В., Шукель І.В. Пожежі в лісах і збитки завдані ними внаслідок воєнних дій. Відновлення довкілля України внаслідок збройної агресії росії : Круглий стіл. Львів: ЛДУ БЖД, 2023. 120 с.
50. Шкода довкіллю від війни. URL: <https://mepr.gov.ua/topics/novyny/zbytky-dovkilliyu-vidvijny/> (дата звернення 3.03.24).
51. Шостий національний звіт про виконання Україною Конвенції ООН про охорону біологічного різноманіття. Українська версія грудень 2018 р. URL: https://menr.gov.ua/files/images/news_2019/31102019/CBD_all_UKR-fin.pdf (дата звернення 3.03.24).
52. A Sustainable Future for Europe. the European Strategy for Plant Conservation 2008–2014. Planta Europa and the Council of Europe. Salisbury, Strasbourg, 2008. 63 p.
53. Abadi M., Barham P., Chen J., Chen Z., Davis A., Dean J., Devin M., Ghemawat S., Irving G., Isard M., et al. TensorFlow: A system for large-scale machine learning. *Proceedings of the 12th USENIX Symposium on Operating Systems Design and Implementation*, OSDI 2016, Savannah, GA, USA, 2–4 November 2016. P. 265-283.
54. Achanta R., Süssstrunk S. Superpixels and polygons using simple non-iterative clustering. *Proceedings of the 30th IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition*, CVPR 2017, Honolulu, HI, USA, 21–26 July 2017. P. 4651-4660.
55. Agrillo E., Filipponi F., Pezzarossa A., Casella L., Smiraglia D., Orasi A., Attorre F., Taramelli A. Earth observation and biodiversity big data for forest habitat types classification and mapping. *Remote Sensing*. 2021. Vol. 13, №7. P. 1231-1259.

56. Al-doski J., Mansor S.B., Shafri H.Z.M. War impacts studies using remote sensing. *J. Appl. Geophy.* 2013. №2. P. 11–15.
57. Alexandridis T. K., Lazaridou E., Tsirika A., Zalidis G. C. Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece. *Journal of Environmental Management.* 2009. Vol. 90, №7. P. 2243-2251.
58. Al-Khudhairy D., Caravaggi I., Glada S., Structural damage assessments from Ikonos data using change detection, objectoriented segmentation, and classification techniques. *Photogramm. Eng. Remote Sensing.* 2005. Vol. 71, P. 825.
59. Al-Saady Y., Merkel B., Al-Tawash B., Al-Suhail Q. Land use and land cover (LULC) mapping and change detection in the Little Zab River Basin (LZRB), Kurdistan Region, NE Iraq and NW Iran. *Freib. Online Geosci.* 2015. Vol. 43. P. 1–32.
60. Althoff P. S., Thien, S. J. Impact of M1A1 main battle tank disturbance on soil quality, invertebrates, and vegetation characteristics. *Journal of Terramechanics.* 2005. Vol. 42. P. 159–176.
61. Althoff P. S., Thien S. J., Todd T. C. Primary and Residual Effects of Abrams Tank Traffic on Prairie Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal.* 2010. Vol. 74, №6. P. 2151–2161.
62. Assessment of military destruction in Ukraine and its consequences using remote sensing / Kholoshyn I.V. et all. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.* 2023. Vol. 1254, №1. P. 12-32.
63. Ayebare S., Moyer D., Plumtre A.J., Wang Y. Remote sensing for biodiversity conservation of the Albertine Rift in Eastern Africa. *Remote Sensing of Protected Lands.* CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2011. P. 183–201.
64. Babushka A., Babiy L., Chetverikov B., Sevruk A. Research of forest fires using remote sensing data (on the example of the Chornobyl Exclusion Zone). *Geodesy, cartography and aerial photography.* 2021. Vol. 94. P35–43.

65. Bagour M., Al-Mahlafe S., Jacob A., Fahsi A., Ghabour T. Remote Sensing To Assess Changes In Land Vegetative Cover In Saudi Arabia Due To The Second Gulf War. URL: <https://www.researchgate.net/publication/267557610> (дата звернення: 20.10.2024).
66. Bally P., J. Bequignon O. Arino, Briggs S., Remote Sensing and Humanitarian Aid- A life-saving combination. *E.S.A.Bulletin*. 2005. P. 36-41.
67. Baumann M., Kuemmerlea N. The impacts of warfare and armed conflict on land systems. *J. Land Use Sci.* 2016. Vol. 11, №6. P. 672–688.
68. Bausinger T., Bonnaire, E. Preuss, J. Exposure assessment of a burning ground for chemical ammunition on the Great War battlefields of Verdun. *The Science of the Total Environment*. 2007. Vol. 382, №2–3. P. 259–271.
69. Belenok V., Hebryn-Baidy L., Bielousova N., Gladilin V., Kryachok S., Tereshchenko A., Alpert S., Bodnar S. Machine Learning Based Combinatorial Analysis for Land Use and Land Cover Assessment in Kyiv City (Ukraine). *Journal of Applied Remote Sensing*. 2023. Vol. 17, №1. P. 14506.
70. Birkett C. Synergistic remote sensing of Lake Chad: Variability of basin inundation. *Remote Sens. Environ.* 2000, Vol. 72. P. 218–236.
71. Bjorgo E. Using very high spatial resolution multispectral satellite sensor imagery to monitor refugee camps. *Int. J. Remote Sens.* 2000. Vol. 21. P. 611-616.
72. Blaschke T. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS. J. Photogramm. Remote Sens.* 2010. Vol. 65. P. 2–16.
73. Bock M., G. Rossner M. Wissen K. Remm T. Langanke S. Lang H. Klug T. Blaschke, B. Vrščaj. Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators*, 2005. №4. P. 322-338.
74. Bonchkovskyi, O., Ostapenko P., Shvaiko V., Bonchkovskyi A. Remote sensing as a key tool for assessing war-induced damage to soil cover in Ukraine (the case

- study of Kyinska territorial hromada). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2023. Vol. 32, №3. P. 474-487.
75. Brasington J. Monitoring marshland degradation using multispectral remote sensed imagery. *The Iraqi Marshlands: A Human and Environmental Study*. London: Politico's. 2002. P. 151-168.
76. Buck O., Peter B., Völker A., Donning A. Object based image analysis to support environmental monitoring under the european habitat directive: a case study from decover. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, 2011. Vol. 19. P. 63–68.
77. Buck O., Rühl J., Schroiff A., Münch D., Wiede S., Bicsan A., Müller S., Klink A., Hinterlang D., Mütterthies A. Remote sensing for habitat mapping-The example of the FELM application. *Natur und Landschaft*. 2018. Vol. 93, №5. P. 215-223.
78. Buck O., Millán V. E., Klink A., Pakzad K. Using information layers for mapping grassland habitat distribution at local to regional scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 2015. Vol. 37. P. 83-89.
79. Bwangoy J.R.B., Hansen M.C., Roy D.P., De Grandi G., Justice C.O. Wetland mapping in the Congo Basin using optical and radar remotely sensed data and derived topographical indices. *Remote Sens. Environ.* 2010. Vol. 114, №1. P. 114.
80. Calleja F., Ondiviela B., Galván C., Recio M., Juanes J. A. Mapping estuarine vegetation using satellite imagery: The case of the invasive species *Baccharis halimifolia* at a Natura 2000 site. *Continental Shelf Research*. 2019. Vol. 174. P. 35-47.
81. Campbell A., Wang, Y. Assessment of salt marsh change on Assateague Island National Seashore between 1962 and 2016. *Photogram. Eng. Remote Sens.* 2020. Vol. 86. P. 187–194.

- 82.Campbell A., Wang Y., Christiano M., Stevens S. Salt Marsh Monitoring in Jamaica Bay, New York from 2003 to 2013: A Decade of Change from Restoration to Hurricane Sandy. *Remote Sens.* 2017. №9. P. 131.
- 83.Chan J. C.-W., Spanhove T., Ma J., Vanden Borre J., Paelinckx D., Canters F. Natura 2000 habitat identification and conservation status assessment with superresolution enhanced hyperspectral (CHRIS/Proba) imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences.* 2010. Vol. 38, №4. P. 1-6.
- 84.Chen L., Ren C., Li L., Wang Y., Zhang B., Wang Z., Li L. A Comparative Assessment of Geostatistical, Machine Learning, and Hybrid Approaches for Mapping Topsoil Organic Carbon Content. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 2019. №8. P. 174.
- 85.Cheng G., Han J., Lu X. Remote Sensing Image Scene Classification: Benchmark and State of the Art. *Proc. IEEE.* 2017. Vol. 105. P. 1865–1883.
- 86.Chi H., Sun G., Huang J., Li R., Ren X., Ni W., Fu A. Estimation of Forest Aboveground Biomass in Changbai Mountain Region Using ICESat/GLAS and Landsat/TM Data. *Remote Sens.* 2017. №9. P. 707.
- 87.Clark J., Wang Y., August P. Assessing current and projected suitable habitats for tree-of-heaven along the Appalachian Trail, *Philos. Trans. R. Soc. B.* 2012. Vol. 369. P. 20130192.
- 88.Congedo L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software.* 2021. Vol. 6, №64. P. 3172.
- 89.Corson M. W. and E. J. Palka. Geotechnology, the US military, and war. *Geography and Technology.* 2004. №18. P. 401-427.
- 90.Crabtree R., Sheldon J. Monitoring and modeling environmental change in protected areas: Integration of focal species populations and remote sensing.

- Remote Sensing of Protected Lands*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 2011. P. 495–524.
91. Crabtree R.L., Potter C.S., Mullen R.S., Sheldon, J.W., Huang S., Harmsen J.A. A modeling and spatiotemporal analysis framework for monitoring environmental change using NPP as an ecosystem indicator. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1486–1496.
 92. De Luca, G.N., Silva, J.M., Cerasoli, S., Araújo, J., Campos, J., Di Fazio, S., Modica, G. Object-Based Land Cover Classification of Cork Oak Woodlands using UAV Imagery and Orfeo ToolBox. *Remote Sens.* 2019. №11. P. 1238.
 93. De Sherbinin A., Balk D., Yager K., Jaiteh M., Pozzi F., Giri C., Wannedo A. A CIESIN thematic guide to social science applications of remote sensing. CIESIN Thematic Guide, 2002. 45 p.
 94. Denisov N., Simonett O., Averin D. The Ukraine conflict's legacy of environmental damage and pollutants. *Sustainable Security*. URL: <http://sustainablesecurity.org/2015/04/21/the-ukraine-conflicts-legacy-of-environmental-damage-and-pollutants-2/> (дата звернення: 10.10.2024).
 95. Denisov N., Simonett O., Weir D., Averin D. Ukraine war leaves a long shadow of pollution, ill-health and ravaged industries. *The Ecologist*. URL: http://www.theecologist.org/News/news_analysis/2849409/ (дата звернення: 10.10.2024).
 96. Dennis R.L.H., Shreeve T.G., Van Dyck H. Towards a functional resource – based concept for habitat: butterfly biology viewpoint. *Oikos*. 2003. Vol. 102. P. 417–426.
 97. Dennison P.E., Nagler P.L., Hultine K.R., Glenn E.P., Ehleringer J.R. Remote monitoring of tamarisk defoliation and evapotranspiration following saltcedar leaf beetle attack. *Remote Sens. Environ.* 2009. №13. P. 1462–1472.
 98. Djerriri K., Safia A., Adjoudj R. Object-Based Classification of Sentinel-2 Imagery Using Compact Texture Unit Descriptors Through Google Earth

- Engine. *Proceedings of the 2020 Mediterranean and Middle-East Geoscience and Remote Sensing Symposium*. Tunis, Tunisia, 9–11 March 2020. P.87-91.
99. Donbas environment: invisible front. Environmental consequences of the war in the East of Ukraine in the context of international humanitarian law and in the practical dimension. The report by the NGO Truth Hounds, 2021. URL: <https://truth-hounds.org/wp-content/uploads/> (дата звернення: 15.09.2024).
100. Dubayah R., Blair J.B., Goetz S., Fatoyinbo L., Hansen M., Healey S., Hofton M., Hurtt G., Kellner J., Luthcke S., Armston J., Tang H., Duncanson L., Hancock S., Jantz P., Marselis S., Patterson P.L., Qi W., Silva C. The global ecosystem dynamics investigation: high-resolution laser ranging of the earth's forests and topography. *Sci. Remote Sens.* 2020. №1. P. 100002.
101. Dudley J.P., Ginsberg J.R., Plumptre A.J., Hart J.A., Campos L.C. Effects of war and civil strife on wildlife and habitats. *Conserv. Biol.* 2002. Vol. 16, №2. P. 319–329.
102. Duncanson L., Kellner J.R., Armston J., Dubayah R., Minor D.M., Hancock S., Healey S.P. et al. Aboveground biomass density models for NASA's Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) lidar mission. *Remote Sens. Environ.* 2022. Vol. 27. P. 112845.
103. El-Gamily H. I. Utilization of multi- dates LANDSAT_TM data to detect and quantify the environmental damages in the southeastern region of Kuwait from 1990 to 1991. *Int. J. Remote Sens.* 2007. Vol. 28. P. 1773-1788.
104. El-Baz F., *Gulf War and the Environment*. Routledge: Taylor & Francis, 1994. 206 p.
105. Fakhri F., Gkanatsios I. Integration of Sentinel-1 and Sentinel-2 data for change detection: A case study in a war conflict area of Mosul city. *Remote Sens. Appl: Soc. Environ.* 2021. №22. P. 100505.
106. Fenrick W.J. Targeting and Proportionality during the NATO Bombing Campaign against Yugoslavia. *EJIL*. 2001. Vol. 12, №3. P. 489–502.

107. Flanders D. Hall-Beyer M. Pereverzoff J. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. *Can. J. Remote Sens.* 2003. Vol. 29, №4. P. 441–452.
108. Foody G.M. Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sens. Environ.* 2020. Vol. 239. P. 111630.
109. Foody G.M. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* 2002. Vol. 80. P. 185–201.
110. Forghani A. Cechet B. Nadimpalli K. Object-based classification of multi-sensor optical imagery to generate terrain surface roughness information for input to wind risk simulation. *Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*. Barcelona, Spain, 23–27 July 2007. P. 3090-3095.
111. Förster M., Frick A., Schuster C., Kleinschmit B. Object-based change detection analysis for the monitoring of habitats in the framework of the NATURA 2000 directive with multi-temporal satellite data, *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. 2010. Vol. XXXVIII-4/C7. P. 1-5.
112. Förster M., Frick A., Walentowski H., Kleinschmit B. Approaches to utilising QuickBird data for the monitoring of NATURA 2000 habitats. *Community Ecology*. 2008. Vol. 9, №2. P. 155-168.
113. Franke J., V. Keuck, F. Siegert. Assessment of grassland use intensity by remote sensing to support conservation schemes. *Journal for Nature Conservation*. 2012. Vol. 20, №3. P. 125-134.
114. Fraser R., Olthof I., Pouliot D. Monitoring land cover change and ecological integrity in Canada's national parks. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1397–1409.

115. Friedlander A.M., Brown E.K., Monaco M.E. Coupling ecology and GIS to evaluate efficacy of maine protected areas in Hawaii. *Ecol. Appl.* 2007. №17. P. 715–730.
116. Friedlander A.M., Wedding L.M., Caselle J.E., Costa B.M. Integration of remote sensing and in situ ecology for the design and evaluation of marine protected areas: Examples from tropical and temperate ecosystems. *Remote Sensing of Protected Lands*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 2011. P. 245–280.
117. Fu B., Li Y., Wang Y., Campbell A., Zhang B., Yin S., Zhu H., Xing Z., Jin X. Evaluation of riparian condition of Songhua River by integration of remote sensing and field measurements. *Sci. Rep.* 2017. №7. P. 2565.
118. Gandhi U. Estimating Above Ground Biomass using Random Forest Regression in GEE. <https://spatialthoughts.com/2024/02/07/agb-regression-gee/> (дата звернення: 15.10.2024).
119. GAO (U.S. General Accounting Office). Activities Outside Park Borders Have Caused Damage to Resources and Will Likely Cause More, U.S. Government Printing Office GAO/RCED-94-59, GAO: Washington, DC, USA, 1994. 32p.
120. Garzon F.A.M., Valanszki I. Environmental Armed Conflict Assessment Using Satellite Imagery. *J. Environ. Geogr.* 2020. Vol. 13, №3–4. P. 1–14.
121. Ghimire B., Rogan J., Galiano V., Panday P., Neeti N. An evaluation of bagging, boosting, and random forests for land-cover classification in Cape Cod, Massachusetts, USA. *GIScience Remote Sens.* 2012. Vol. 49, №5. P. 623–643.
122. Giada S., T. De Groeve, D. Ehrlich and P. Soille. Information extraction from very high resolution satellite imagery over Lukole refugee camp, Tanzania. *Int. J. Remote Sens.* 2003. Vol. 24. P. 4251-4266,

123. Gibson G. R., Campbell J., Randolph W. Three Decades of War and Food Insecurity in Iraq. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 2012. Vol. 78. P. 885-895.
124. Gillespie T.W., Madson A., Cusack C.F., Xue Y. Changes in NDVI and human population in protected areas on the Tibetan Plateau. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 2019. Vol. 51. P. 428–439.
125. Gislason P.O., Benediktsson J.A., Sveinsson J.R. Random forests for land cover classification. *Pattern Recognit. Lett.* 2006. Vol. 27. P. 294–300.
126. Gleick P.H. The world's water 2008–2009. The biennial report on freshwater resources. Washington D.C.: Island Press, 2010. 402 p.
127. Global Strategy for Plant Conservation. A guide to the GSPC: all the targets, objectives and facts / Completed by S. Sharrock. Richmond: BGCI, 2012. 36 p.
128. Goetz S.J., Jantz P., Jantz C.A. Connectivity of core habitat in the northeastern United States: Parks and protected areas in a landscape context. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1421–1429.
129. Gonçalves J., R. Henriques P. Alves R. Sousa-Silva A., Monteiro T., Lomba A., Marcos B., Honrado J. Evaluating an unmanned aerial vehicle-based approach for assessing habitat extent and condition in fine-scale early successional mountain mosaics. *Applied Vegetation Science*. 2016. Vol.19, №1. P. 132-146.
130. Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D., Moore R. Google Earth Engine: Planetaryscale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* 2016. Vol. 202. P. 18–27.
131. Gross J.E., Nemani R.R., Turner W., Melton F. Remote sensing for the national parks. *Park Sci.* 2006. №24. P. 30–36.

132. Guo X., Zhang H., Wang Y., Clark J. Mapping and assessing typhoon-induced forest disturbance in Changbai Mountain National Nature Reserve using time series Landsat imagery. *J. Mt. Sci.* 2015. №12. P. 404–416.
133. Haest B., Borre J. V., Spanhove T., Thoonen G., Delalieux S., Kooistra L., Mùcher C. A., Paelinckx D., Scheunders P., Kempeneers P. Habitat mapping and quality assessment of NATURA 2000 heathland using airborne imaging spectroscopy. *Remote Sensing*. 2017. Vol.9, №3. P. 266 - 291
134. Hall-Beyer M. Practical guidelines for choosing GLCM textures to use in landscape classification tasks over a range of moderate spatial scales. *Int. J. Remote Sens.* 2017. Vol. 38. P. 1312–1338.
135. Hansen A.J., DeFries R. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecol. Appl.* 2007. №17. P. 974–988.
136. Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S.V., Goetz S.J., Loveland T.R., et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. 2013. Vol. 342. P. 850–853.
137. Hansen M.C., Roy D.P., Lindquist E., Adusei B., Justice C.O., Altstatt A. A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin. *Remote Sens. Environ.* 2008. Vol. 112. P. 2495-2513
138. Harris N.L., Gibbs D.A., Baccini A., Birdsey R.A., de Bruin S., Farina M., Fatoyinbo L., Hansen M.C., Herold M., Houghton R.A., Potapov P.V., Suarez D.R., Roman-Cuesta R.M., Saatchi S.S., Slay C.M., Turubanova S.A., Tyukavina A. Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nat. Clim. Change*. 2021. Vol.11, №3. P. 234–240.
139. Hart Liddell B.H. A History of the Second World War. Old Saybrook: Konecky & Konecky (Eds.). 2015. 848 p.

140. Huang C., Davis L.S., Townshend J.R.G. An Assessment of Support Vector Machines for Land Cover Classification. *International Journal of Remote Sensing*. 2002. №23. P. 725-749.
141. Huang C., Goward S.N., Schleeweis K., Thomas N., Masek J.G., Zhu Z. Dynamics of national forests assessed using the Landsat record: Case studies in eastern United States. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1430–1442.
142. Huang C., Schleerweis K., Thomas N., Goward S.N. Forest Dynamics within and around Olympic National Park Assessed Using Time Series Landsat Observations. *Remote Sensing of Protected Lands*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 2011. P. 75–94.
143. Hufkens K., G. Thoonen J. Vanden Borre Scheunders P., Ceulemans R. Habitat reporting of a heathland site: Classification probabilities as additional information, a case study. *Ecological Informatics*. 2010. Vol.5, №4. P. 248-255.
144. Hupy J. P., Koehler T. Modern warfare as a significant form of zoogeomorphic disturbance upon the landscape. *Geomorphology*. 2012. Vol. 157–158. P. 169–182.
145. Hurteau M.D., Bradford J.B., Fule P.Z., Taylor A.H., Martin K.L. Climate change, fire management, and ecological services in the southwestern US. *Forest Ecol. Manag.* 2014. Vol. 327. P. 280–289.
146. Husain T., Kuwaiti oil fires—Source estimates and plume characterization. *Atmos. Environ.* 1994. Vol. 28. P. 2149-2158.
147. European Environment Agency, Richard, D., Spyropoulou, R., Poncet, L., Evans, D. et al., Terrestrial habitat mapping in Europe – An overview, Spyropoulou, R.(editor) and Poncet, L.(editor), Publications Office, 2014. URL: <https://data.europa.eu/doi/10.2800/11055> (дата звернення: 10.10.2023).
148. Jalali N., Noroozi A., Abkar A., Tracking of Oil Spills and Smoke Plumes of Kuwait's Oil Well Fires to the Coast and Territory of IR of Iran as a Result of the 1991 Arabian Gulf War. *Isbn*. 1998. Vol. 90. P. 1489.

149. Jin Y., Liu X., Chen Y., Liang X. Land-cover mapping using Random Forest classification and incorporating NDVI time-series and texture: A case study of central Shandong. *Int. J. Remote Sens.* 2018. Vol. 39, №23. P. 8703–8723.
150. Jones D.A., Hansen A.J., Bly K., Doherty K., Verschuyt J.P., Paugh J.I., Carle R., Story S.J. Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1346–1356.
151. Kellner J. R., Armston J., Duncanson L. Algorithm theoretical basis document for GEDI footprint aboveground biomass density. *Earth and Space Science*. 2023. №10. P. 1-20.
152. Kumar L., Mutanga O. Remote sensing of above-ground biomass. *Remote Sensing*. 2017. Vol. 9, №9. P. 1–8.
153. Kuzemko A.A., Didukh Ya.P., Onyshchenko V.A., Kish R.Ya., Chorney I.I., Moysienko I.I., Vynokurov D.S. Habitats of Ukraine offered for inclusion in Resolution 4 of the Bern Convention. *Save Plants for Earth's Future. Book of abstracts: 8th Planta Europa Conference* (Kyiv, Ukraine, May 22-26, 2017). Eds.: Philippe Bardin, Erika Péntzesné Kónya & Mykyta Peregrym. Kyiv: Publisher Palyvoda A. V. 2017. P. 61.
154. Kuzemko A., Prylutskyi O., Kolomytsev G., Didukh Y., Moysiienko I., Borsukevych L., Chusova O., Splodytel A., Khodosovtsev, A. Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. 2024. URL: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs4137799/v1> (дата звернення: 15.09.2024).
155. Kwarteng A.Y. Multitemporal Remote Sensing Data Analysis of Kuwait's Oil Lakes. *Environ. Int.* 2009. Vol. 24, №1/2. P. 121–137.
156. Lawrence M.J., Stemberger H.L.J., Zolderdo A.J., Struthers D.P., Cooke S.J. The effects of modern war and military activities on biodiversity and the environment. *Environ. Rev.* 2015. Vol. 23, №4. P. 443–460.

157. Lempinen E. Pioneering AAAS project finds strong evidence of Zimbabwe repression. American Association for the Advancement of Science (AAAS). URL: <http://www.Aaas.org/news/releases/2006/0530zim.Shtml> (дата звернення: 15.06.2024).
158. Lewis J., Sjöström J., Skyllberg U., Hägglund L. Distribution, chemical speciation, and mobility of lead and antimony originating from small arms ammunition in a coarse-grained unsaturated surface sand. *Journal of Environmental Quality*. 2010. Vol. 39, №3. P. 863–870.
159. Li X., Cheng X., Gong P., Yan K. Design and Implementation of a Wireless Sensor Network-Based Remote Water-Level Monitoring System. *Sensors*. 2011. №11. P. 1706–1720.
160. Lodhi M. A., Echavarria F. R., C. Keithley, Using remote sensing data to monitor land cover changes near Afghan refugee camps in northern Pakistan. *Geocarto Int.* 1998. Vol. 13. P. 33-39,
161. Lu D., Chen Q., Wang G., Liu L., Li G., Moran E. A survey of remote sensingbased aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. *Int. J. Digital Earth*. 2016. Vol. 9, №1. P. 63–105.
162. Lu X., Zhou Y., Liu Y., Yannick L.P. The role of protected areas in land use/land cover change and the carbon cycle in the conterminous United States. *Glob. Chang. Biol.* 2017. Vol. 24, №2. P. 617-630.
163. Lu Z., Zhang L. Frontiers of Radar Remote Sensing. *Photogram. Eng. Remote Sens.* 2014. Vol. 80. P. 5–13.
164. Ma Y., Lyu D., Sun K., Li S., Zhu B., Zhao R., Zheng M., Song, K. Spatiotemporal Analysis and War Impact Assessment of Agricultural Land in Ukraine Using RS and GIS Technology. *Land*. 2022. Vol. 11, №10. P. 1810.
165. Maathuis B. Remote sensing based detection of minefields. *Geocarto Int.* 2003. Vol. 18. P. 51-60.

166. Mahdianpari M., Salehi B., Mohammadimanesh F., Brisco B., Homayouni S., Gill E., DeLancey E.R., Bourgeau-Chavez L. Big Data for a Big Country: The First Generation of Canadian Wetland Inventory Map at a Spatial Resolution of 10-m Using Sentinel-1 and Sentinel-2 Data on the Google Earth Engine Cloud Computing Platform. *Can. J. Remote Sens.* 2020. Vol. 46. P. 15–33.
167. Mahdianpari M., Salehi B., Mohammadimanesh F., Homayouni S., Gill E. The first wetland inventory map of newfoundland at a spatial resolution of 10 m using sentinel-1 and sentinel-2 data on the Google Earth Engine cloud computing platform. *Remote Sens.* 2019. №11. P. 43.
168. Mannion A.M. The environmental impact of war and terrorism. The University of Reading, Whiteknights. 2003. 22 p.
169. Matsala M., Bilous A., Myroniuk V., Holiaka D., Schepaschenko D., See L. The return of nature to the Chernobyl Exclusion Zone: increases in forest cover of 1.5 times since the 1986 disaster. *Forests.* 2021. Vol.12. №8. P. 1024.
170. Matta E., Giardino C., Boggero A., Bresciani M. Use of satellite and in situ reflectance data for lake water color characterization in the Everest Himalayan region. *Mt. Res. Dev.* 2017. Vol. 37. P. 16–23.
171. Meerschman E., Cockx L., Islam M. M., Meeuws F., Van Meirvenne M. Geostatistical assessment of the impact of World War I on the spatial occurrence of soil heavy metals. *Ambio.* 2011. Vol.40. №4. P. 417–424.
172. Messina G., Peña J.M., Vizzari M., Modica G. A Comparison of UAV and Satellites Multispectral Imagery in Monitoring Onion Crop. An Application in the ‘Cipolla Rossa di Tropea’ (Italy). *Remote Sens.* 2020. №12. P. 3424.
173. Mikula K, Šibíková M, Ambroz M, Kollár M, Ožvat AA, Urbán J, Jarolínek I, Šibík J. NaturaSat—A Software Tool for Identification, Monitoring and Evaluation of Habitats by Remote Sensing Techniques. *Remote Sensing.* 2021. Vol.13. №17. P. 3381.

174. Modica G., F. Solano A. Merlino S. Di Fazio F. Barreca Laudari L. Fichera C. R. Using landsat 8 imagery in detecting cork oak (*Quercus suber* L.) Woodlands: A case study in Calabria (Italy). *Journal of Agricultural Engineering*. 2016. Vol.47. №4. P. 205-215.
175. Mountrakis G., Im J., Ogole C. Support vector machines in remote sensing: A review. *J. Photogramm. Remote Sens.* 2011. Vol. 66. P. 247–259.
176. Múcher C.A., Los S., Kramer H., Janssen J., Roerink G.J. Remote sensing for nature monitoring. *Environmental Research, Report*. 2023. Vol. 3271. 70 p.
177. Nagler P.L., Glenn E.P., Hinojosa-Huerta O. Synthesis of ground and remote sensing data for monitoring ecosystem functions in the Colorado River Delta, Mexico. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1473–1485.
178. Nery T., Sadler R., Solis-Aulestia M., White B., Polyakov M., Chalak M. Comparing supervised algorithms in Land Use and Land Cover classification of a Landsat time-series. *Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, Beijing, China, 10–15 July 2016. P. 5165-5168.
179. Nieland S., Moran N., Kleinschmit B., Förster M. Using semantic-based spatial reclassification for interoperable data management in Natura 2000 monitoring. *International Congress on Environmental Modelling and Software*. 2014. P. 17.
180. O’Loughlin J., Witmer F. D. The localized geographies of violence in the North Caucasus of Russia, 1999–2007. *Ann.Assoc. Am. Geogr.* 2011. Vol. 101. P. 178-201.
181. Osińska-Skotak K., Radecka A., Ostrowski W., Michalska-hejduk D., Charyton J., Bakula K., Piórkowski H. The methodology for identifying secondary succession in non-forest natura 2000 habitats using multi-source airborne remote sensing data. *Remote Sensing*. 2021. №14. P. 2803.

182. Pekel J.-F., Cottam A., Gorelick N., Belward A.S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*. 2016. Vol. 540. P. 418–422.
183. Pesaresi S., Mancini A., Quattrini G., Casavecchia S. Functional Analysis for Habitat Mapping in a Special Area of Conservation Using Sentinel-2 Time-Series Data. *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14. №5. P. 1179.
184. Pfeifer M., Disney M., Quaife T., Marchant R. Terrestrial ecosystems from space: A review of earth observation products for macroecology applications. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 2012. Vol. 21. №6. P. 603–624
185. Platsuk L. Ibragim A. N. Recovering of the destroyed soils after the Iraq war. *Ecological Safety*. 2012. Vol. 2. №14. P. 37–40.
186. Prose D. V. Persisting effects of armored military maneuvers on some soils of the Mojave Desert. *Environmental Geology and Water Sciences*. 1985. Vol. 7. №3. P. 163–170.
187. QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2020. URL: <http://qgis.osgeo.org> (accessed on 10.06.2024).
188. Raab C., Stroh H. G., Tonn B., Meißner M., Rohwer N., Balkenhol N. Isselstein J. Mapping semi- natural grassland communities using multi-temporal RapidEye remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*. 2018. Vol. 39. №17. P. 5638-5659.
189. Rapinel S., Clément B., Magnanon S., Sellin V., Hubert-Moy L. Identification and mapping of natural vegetation on a coastal site using a Worldview-2 satellite image. *Journal of Environmental Management*. 2014. Vol. 144. P. 236-246.
190. Rawtani D., Gunjan G., Nitasha K., Piyush K. Environmental Damages Due to War in Ukraine: A Perspective. *The Science of the Total Environment* 2022. Vol. 850. P. 157932.

191. Reed B., Budde M., Spencer P., Miller A.E. Integration of MODIS-derived metrics to assess interannual variability in snowpack, lake ice, and NDVI in southwest Alaska. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1443–1452.
192. Regos A., Domínguez J. The contribution of Earth observation technologies to the reporting obligations of the Habitats Directive and Natura 2000 network in a protected wetland. *PeerJ*. 2018. №3. P. 6.
193. Ressler R., Lopez G., Cruz I., Ressler S., Schmidt M.I., Jiménez R. Operational active fire mapping and burnt area identification applicable to Mexican nature protection areas using MODIS-DB data. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1113–1126.
194. Rocca M.E., Brown P.M., MacDonald L.H., Carrico, C.M. Climate change impacts on fire regimes and key ecosystem services in Rocky Mountain forests. *For. Ecol. Manag.* 2014. Vol. 327. P. 290–305.
195. Rodríguez-Galiano V.F., Chica-Rivas M. Evaluation of different machine learning methods for land cover mapping of a Mediterranean area using multi-seasonal Landsat images and Digital Terrain Models. *Int. J. Digit. Earth*. 2014. Vol. 7, №6. P. 492–509.
196. Rodríguez-Veiga P., Wheeler J., Louis V., Tansey K., Balzter H. Quantifying forest biomass carbon stocks from space. *Current Forestry Reports*. 2017. Vol. 3, №1. P. 1–18.
197. Sadiq M., AlThagafi K. M., Mian A. A. Preliminary evaluation of metal contamination of soils from the Gulf War activities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 1992. Vol. 49, №5. P. 633–639.
198. San-Miguel-Ayanz J., Durrant T., Boca R., Maiani P., Libertá G., Oom D., Branco A., de Rigo D., Ferrari D., Roglia E., Scionti N. Advance report on Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2022, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023. 47 p.

199. Santoro M., Kay H., Lucas R., Quegan S. CCI Biomass product user guide (year 3, version 3.0). URL: <https://climate.esa.int/media/documents/> (дата звернення: 15.09.2024).
200. Schlaffer S., Matgen P., Hollaus M., Wagner W. Flood detection from multi-temporal SAR data using harmonic analysis and change detection. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 2015. Vol. 38. P. 15–24.
201. Schuster C., T. Schmidt C. Conrad Kleinschmit B., Förster M. Grassland habitat mapping by intra-annual time series analysis -Comparison of RapidEye and TerraSAR-X satellite data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 2015. Vol. 34, №1. P. 25-34.
202. Sengupta D., Chen R., Meadows M.E., Choi Y.R., Banerjee A., Zilong X. Mapping Trajectories of Coastal Land Reclamation in Nine Deltaic Megacities using Google Earth Engine. *Remote Sens.* 2019. №11. P. 2621.
203. Sheng Y., Alsdorf D. Automated ortho-rectification of Amazon basin-wide SAR mosaics using SRTM DEM data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 2005. Vol. 43. P. 1929–1940.
204. Shevchuk S., A., Vyshnevskyi V. I., Bilous O. P. The Use of Remote Sensing Data for Investigation of Environmental Consequences of Russia-Ukraine War. *Journal of Landscape Ecology*. 2022. Vol. 15, №3. P.36-53.
205. Sippel S., Hamilton S., Melack J. Inundation area and morphometry of lakes on the Amazon river floodplain, Brazil. *Arch. Fur Hydrobiol. Stuttg.* 1992. Vol. 123. P. 385–400.
206. Sittaro F., C. Hutengs Semella S., Vohland M. A Machine Learning Framework for the Classification of Natura 2000 Habitat Types at Large Spatial Scales Using MODIS Surface Reflectance Data. *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14, №4. P. 823.
207. Smith L.C., Sheng Y., MacDonald G.M. A first pan-arctic assessment of the influence of glaciation, permafrost, topography and peatlands on northern

- hemisphere lake distribution. *Permafr. Periglac. Process.* 2007. №18. P. 201–208.
208. Solano F., Di Fazio S., Modica G. A methodology based on GEOBIA and WorldView-3 imagery to derive vegetation indices at tree crown detail in olive orchards. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 2019. Vol. 83. P. 101912.
209. Souvent P., Pirc, S. Pollution caused by metallic fragments introduced into soils because of World War I activities. *Environmental Geology.* 2001. Vol. 40, №3. P. 317–323.
210. Stabach J.A., Dabek L., Jensen R., Wang Y.Q. Discrimination of dominant forest types for Matschie's tree kangaroo conservation in Papua New Guinea using high-resolution remote sensing data. *Int. J. Remote Sens.* 2009. Vol. 30. P. 405–422.
211. Startsev O. (Ed.). Environmental Assessment and Recovery Priorities for Eastern Ukraine. Kyiv: VAITE, 2017. 88 p.
212. Stephens G., Matson M., Monitoring the Persian Gulf war with NOAA AVHRR data. *Int. J. Remote Sens.* 1993. №14. P. 1423-1429.
213. Stromann O., Nascetti A., Yousif O., Ban Y. Dimensionality Reduction and Feature Selection for Object-Based Land Cover Classification based on Sentinel-1 and Sentinel-2 Time Series Using Google Earth Engine. *Remote Sens.* 2020. №12. P. 76.
214. Stromann O., Gharaee Z, Kowshik S., Felsberg M. Graph representation learning for road type classification. *Pattern Recognition.* 2021. Vol. 120. P. 108174.
215. Sulik J. J., Edwards S., Feature extraction for Darfur: geospatial applications in the documentation of human rights abuses. *Int. J. Remote Sens.* 2010. Vol. 31. P. 2521-2533.

216. Suthakar K., Bui E. N. Land use/cover changes in the war- ravaged Jaffna Peninsula, Sri Lanka, 1984–early 2004. *Singapore Journal of Tropical Geography*. 2008. Vol. 29. P. 205-220.
217. Svancara. L., Scott J.M., Loveland T.R., Pidgorma A.B. Assessing the landscape context and conversion risk of protected areas using remote-sensing derived data. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1357–1369.
218. Szpakowski D.M., Jensen J.L.R. A review of the applications of remote sensing in fire ecology. *Remote Sens.* 2019. Vol. 11, №22. P. 2638.
219. Szporak-Wasilewska S., Piórkowski H., Ciężkowski W., Jarzombkowski F., Sławik Ł., Kopec D. Mapping alkaline fens, transition mires and quaking bogs using airborne hyperspectral and laser scanning data. *Remote Sensing*. 2021. Vol. 13, №8. P. 1504.
220. Tassi A., Vizzari M. Object-Oriented LULC Classification in Google Earth Engine Combining SNIC, GLCM, and Machine Learning Algorithms. *Remote Sensing*. 2020. №12. 3776.
221. Tešan Tomić N., Smiljanić S., Jović M., Gligorić M., Povrenović D., Došić, A. Examining the Effects of the Destroying Ammunition, Mines, and Explosive Devices on the Presence of Heavy Metals in Soil of Open Detonation Pit: Part 1-Pseudototal Concentration. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2018. Vol. 229. №9. P. 301.
222. The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss. Excellence in Ecology, Vol. 14. By Ilkka Hanski, Introduction by, Otto Kinne, Laudatio by, Fakhri A Bazzaz. Oldendorf / Luhe (Germany): International Ecology Institute, 2005. 307 p.
223. Thoonen G., K. Hufkens J. V. Borre T. Spanhove, Scheunders P. Accuracy assessment of contextual classification results for vegetation mapping. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 2012. Vol. 15, №1. P. 7-15.

224. Trofymchuk O., Vishnyakov V., Sheviakina N., Klymenko V., Tomchenko O. Detection of thermal anomalies as a result of military actions in Ukraine by remote sensing methods. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM 22.2*. 2022. P. 303-313.
225. Tso B., Mather P.M. Classification Methods for Remotely Sensed Data. CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2001. 352 p.
226. United Nations (UN), Oil-for-Food fact sheet. 2023. URL: <http://www.un.org/Depts/oip/background/fact-sheet.html> (дата звернення: 20.09.2024).
227. Vanden Borre J., Haest B., Lang S., Spanhove T., Förster M., Sifakis N. I. Towards a wider uptake of remote sensing in Natura 2000 monitoring: Streamlining remote sensing products with users' needs and expectations. *2011 2nd International Conference on Space Technology*, Athens, Greece. 2011. P 1-4.
228. Vanden Borre J., Paelinckx D., Múcher C. A., Kooistra L., Haest B., De Blust G., Schmidt A. M. Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation* 2011. Vol. 19, №2. P. 116-125.
229. Vasarevičius S., Greičiūte K. Investigation of soil pollution with heavy metals in Lithuanian military grounds. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 2004. Vol. 12, №4. P. 132–137.
230. Veerabuthiran S., Razdan A. LIDAR for Detection of Chemical and Biological Warfare Agents. *Def. Sci. J.* 2011. Vol. 61. P. 241- 250.
231. Vidosavljević D., Puntarić D., Gvozdić V., Jergović M., Miškulin M., Puntarić I., Puntarić E., Šijanović S. Soil contamination as a possible long-term consequence of war in Croatia. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*. 2013. Vol. 63, №4. P. 322–329.

232. Wang Y., Li Z., Zeng C., Xia G.-S., Shen H. An Urban Water Extraction Method Combining Deep Learning and Google Earth Engine. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 2020. №13. P. 769–782.
233. Wang Y., Lu Z., Sheng Y., Zhou Y. Remote Sensing Applications in Monitoring of Protected Areas. *Remote Sens.* 2020. №12. P. 1370.
234. Wang Y., Mitchell B.R., Nugranad-Marzilli J., Bonyng G., Zhou Y., Shriver G.W. Remote sensing of land-cover change and landscape context of the national parks: A case study of the Northeast Temperate Network. *Remote Sens. Environ.* 2009. Vol. 113. P. 1453–1461.
235. Wang Y., Moskovits D.K. Tracking Fragmentation of Natural Communities and Changes in Land Cover: Applications of Landsat Data for Conservation in an Urban Landscape (Chicago Wilderness). *Conserv. Biol.* 2001. №15. P. 835–843.
236. Wang Y., Tobey J., Bonyng G., Nugranad J., Makota V., Ngusaru N., Traber M. Involving Geospatial Information in the Analysis of Land Cover Change along Tanzania Coast. *Coast. Manag.* 2005. Vol. 33. P. 89–101.
237. Wang Y., Traber M., Milestead B., Stevens, S. Terrestrial and submerged aquatic vegetation mapping in Fire Island National Seashore using high spatial resolution remote sensing data. *Mar. Geod.* 2007. Vol. 30. P. 77–95.
238. Williams O. H., Rintoul-Hynes N. L. J. Legacy of war: Pedogenesis divergence and heavy metal contamination on the WWI front line a century after battle. *European Journal of Soil Science.* 2022. Vol. 73, №4. P.1-8.
239. Witmer F. D. W., O'Loughlin J. Detecting the Effects of Wars in the Caucasus Regions of Russia and Georgia Using Radiometrically Normalized DMSP-OLS Nighttime Lights Imagery. *GIScience& Remote Sensing.* 2011. Vol. 48. P. 478-500.

240. Witmer F. D. W. Detecting war- induced abandoned agricultural land in northeast Bosnia using multispectral, multitemporal Landsat TM imagery. *Int. J. Remote Sens.* 2008. Vol. 29. P. 3805-3831.
241. Witmer, F.D.W. Remote sensing of violent conflict: eyes from above. *Int. J. Remote Sens.* 2015. Vol. 36, №9. 2326–2352.
242. Wittemyer G., Elsen P., Bean W.T., Burton A.C.O., Brashares J.S. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science.* 2008. Vol. 321. P. 123–126.
243. Xian D., Sun A., Zheng X., Analyzing the dust storm in iraq using meteorological satellite data during the iraq war. *Proceedings of SPIE.* 2006. Vol. 62. P. 10-15.
244. Yelistratova L.O., Apostolov O.A., Khodorovskyi A.Ya., Khyzhniak A.V., Tomchenko O.V., Lialko V.I. Use of satellite information for evaluation of socioeconomic consequences of the war in Ukraine. *Ukrainian Geographical Journal.* 2022. №2. P. 11-18.
245. Shendryk Y., Fusing GEDI with earth observation data for large area aboveground biomass mapping. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.* 2022. Vol. 115. P. 103108.
246. Zhang J., Xu K., Yang Y., Qi L., Hayashi S., Watanabe M. Measuring water storage fluctuations in lake Dongting, China, by topeX/poseidon satellite altimetry. *Environ. Monit. Assess.* 2006. Vol. 115. P. 23–37.
247. Zhang K., Dong X., Liu Z., Gao W., Hu Z., Wu G. Mapping Tidal Flats with Landsat 8 Images and Google Earth Engine: A Case Study of the China ‘s Eastern Coastal Zone circa 2015. *Remote Sens.* 2019. №11. P. 924.
248. Zlinszky A., Deák B., Kania A., Schroiff A., Pfeifer N.. Biodiversity mapping via natura 2000 conservation status and EBV assessment using airborne laser scanning in alkali grasslands. *ISPRS International Archives of the*

Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. 2016. XLI-B8. P.1293-1299.

249. Zorn P., Ure D., Sharma R., O'Grady S. Using earth observation to monitor species-specific habitat change in the Greater Kejimikujik National Park Region of Canada. *Remote Sensing of Protected Lands*, CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2011. P. 95–110.