



<https://doi.org/10.15407/ukrbotj82.04.367>

RESEARCH ARTICLE

Еколого-флористичний аналіз впливу розбудови польових фортифікацій на лісові фітосистеми

Іван І. МОЙСІЄНКО ^{1,2,3} , Яків П. ДІДУХ ² , Людмила В. ЗАВ'ЯЛОВА ² ,
Оксана О. КУЧЕР ^{2*} , Віктор В. ШАПОВАЛ ³ , Ольга О. ЧУСОВА ² ,
Олександр Є. ХОДОСОВЦЕВ ^{1,2,3} , Юлія А. ГРАД ¹ , Ніна В. ДИРЕНКО ³ 

¹ Херсонський державний університет,

вул. Шевченка 14, Івано-Франківськ 76018, Україна

² Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,

вул. Терещенківська 2, Київ 01601, Україна

³ Біосферний заповідник "Асканія-Нова" імені Ф.Е. Фальц-Фейна НААН,

вул. Паркова 15, селище Асканія-Нова 75230, Каховський р-н, Херсонська обл., Україна

* Автор для листування: kucher.oksana29@gmail.com

Реферат. Лісові екосистеми в Україні зазнають руйнівного впливу бойових дій після вторгнення російської армії, зокрема внаслідок розбудови польових фортифікацій. Досліджено флористичний склад, специфіку зміни та кореляційні зв'язки показників екофакторів рослинних угруповань 20 тупикових окопів для броньованої військової техніки (по 10 у сосновому і дубовому лісах). За флористичним складом у сосновому лісі найбільше схожі угруповання котлованів окопів і контрольних лісових ділянок, у дубовому — відвалів окопів і контрольних ділянок. Угруповання порушених лісових ділянок загалом (котлованів і відвалів окопів між собою в обох лісах) також досить подібні за цим показником. На третій рік після пошкодження на порушених ділянках апофітизація переважає над адвентизацією, що свідчить про позитивні тенденції у відновленні рослинності. Синфітоіндикаційний аналіз показав, що угруповання, які формуються на відвалах окопів за більшістю екологічних показників ближчі між собою, ніж з угрупованнями відповідних контрольних лісових ділянок у обох типах лісів, що підтверджує масштабність трансформації природних екосистем. Пошкоджені лісові екосистеми потребуватимуть тривалого відновлення до вихідного стану.

Ключові слова: адвентизація, біорізноманіття, геоботанічні описи, рослинний покрив, синантропізація, синфітоіндикація, фортифікації

Вступ

Російська збройна агресія проти України завдає

небаченої шкоди природі. Одним із руйнівних видів негативного впливу війни на рослинний покрив є будівництво різних типів

ARTICLE HISTORY. Submitted 27 April 2025. Revised 24 July 2025. Published 31 August 2025

CITATION. Moysiyenko I.I., Didukh Ya.P., Zavialova L.V., Kucher O.O., Shapoval V.V., Chusova O.O., Khodosovtsev O.Ye., Hrad Yu.A., Dyrenko N.V. 2025. Ecological-floristic analysis of the impact of field fortification constructions on forest phytosystems. *Ukrainian Botanical Journal*, 82(3): 367–383. [In Ukrainian]. <https://doi.org/10.15407/ukrbotj82.04.367>

© M.G. Kholodny Institute of Botany, NAS of Ukraine, 2025

© Publisher PH "Akadempriodyka" of the NAS of Ukraine, 2025

This is an open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

фортифікацій. Навіть поодинокі порушення супроводжуються фрагментацією рослинного покриву та пошкодженням ґрунтового покриву, переміщенням значних об'ємів ґрунту, а численні, із застосуванням інженерної техніки, — ще й материнської породи та поверхневих відкладів геологічних пластів. Наслідками облаштування фортифікаційних споруд є не лише порушення, але й пряме локальне знищення ґрунтів і біорізноманіття. Будівництво мереж фортифікацій завдає найбільшої шкоди природним ділянкам: схилам терас річок і балок, узбережжям водойм (озер, морів та ін.), лісовим масивам, лукам, степам тощо. Негативний вплив фортифікаційного будівництва на лісові екосистеми, як і на інші природні території, — це не лише прямі наслідки, зумовлені пошкодженням або знищенням, а ще й незворотні зміни, які відбудуться із цими екосистемами. Завдана шкода спричиняє трансформацію флористичного складу та структури рослинності, зміну екологічних і мікрокліматичних особливостей лісових угруповань.

Особливо суттєвого багатопланового впливу війни ліси України зазнають там, де відбулися або відбуваються бої. Лісові масиви та лісосмуги часто є місцями безпосередніх бойових зіткнень, розбудови ліній оборони або прихистком для військових, унаслідок чого відбувається часткове або повне знищення лісових екосистем. Дослідження впливу війни на лісові екосистеми в Україні розпочалися у 2014 р., проте в другій половині 2022 р., коли певна частина заліснених територій була деокупована, значно активізувалися та масштабувалися. Найбільш вивченим на сьогодні є вплив пожеж (Kuzyk, Tovarianskyi, 2023; Kasyanov et al., 2024; https://epl.org.ua/wp-content/uploads/2023/08/Vplyv-vijny-na-lisy_21-08-2023_clean.pdf; <https://uwecworkgroup.info/flames-of-war-how-ukraine-lost-over-1000-square-kilometers-of-forest/>). Серед інших видів впливу війни на лісові екосистеми досліджують також вирубування дерев (<https://uwecworkgroup.info/wars-invisible-consequences-for-ukrainian-forests/>), забруднення вибухонебезпечними предметами та екологічно обґрунтоване лісоуправління такими територіями в повоєнний час (Zibitsev et al., 2022), рівень порушеності лісів (Matsala et al., 2024). Оцінюють втрати лісу на природоохоронних територіях Смарагдової мережі

Луганської обл. (Shumilo et al., 2023), вплив війни на заповідні об'єкти (Shumilo et al., 2023; Kletionkin, 2024; Kolomiychuk, Vyshnevskiy, 2024; Kolomiychuk, Zymarioeva, 2024; Kvarta, 2024; Smagol et al., 2024), шкоду, заподіяну лісозахисним насадженням (Matsala et al., 2025), збитки, завдані лісовим екосистемам внаслідок їхнього знищення та пошкодження (Didukh et al., 2025). Вивчають відновлення рослинного покриву після спричинених війною пожеж (Zymarioeva et al., 2023), прямого впливу воєнних дій, включно з територіями об'єктів природно-заповідного фонду України (Kolomiychuk, Zymarioeva, 2024; Zavialova et al., 2024), формування лісових біотопів на місці колишнього Каховського водосховища (Didukh et al., 2024; Kuzemko et al., 2024; Prylutskyi et al., 2024), наслідки впливу війни для глобального зростання емісії вуглекислого газу (Sasmoko et al., 2023) та для розвитку лісової галузі загалом (Myroniuk et al., 2024).

Унаслідок широкомасштабного вторгнення російських військ у лютому — березні 2022 р. лісові масиви Київської області зазнали значних порушень. Незважаючи на короткотривалість окупації, перебування російської армії завдало суттєвої шкоди довкіллю, включно з лісовими екосистемами. Зокрема, на території Клавдієвського лісництва ДП "Клавдієвська лісова навуково-дослідна станція" зафіксовані сотні польових фортифікаційних споруд, облаштованих російськими військовими 76-ї гвардійської десантно-штурмової дивізії ("Псковська десантна дивізія", військова частина № 07264). Серед цих фортифікацій найбільше відкритих споруд: окопів, траншей та ходів сполучення, щілин, укриттів для техніки, бліндажів.

Станом на 2024 р. точна кількість і загальна площа таких об'єктів невідомі, оскільки значна частина території лісництва досі замінована і недоступна для повного обстеження. Відповідно, головною метою нашого дослідження була не оцінка масштабів цього впливу, а відпрацювання методики його аналізу та безпосередньо встановлення наслідків облаштування фортифікацій для біотопів листяних (дубових) і хвойних (соснових) лісів, зокрема виявлення змін ценотичної структури, флористичного складу та видового багатства, екологічних показників рослинних угруповань на модельних ділянках.

Матеріали та методи

Для з'ясування впливу облаштування польових фортифікацій на рослинний покрив лісових фітосистем було проведено дослідження лісів Клавдієвського лісництва ДП "Клавдієвська лісова науково-дослідна станція" в серпні — листопаді 2024 р. Модельними територіями для вивчення було обрано виділи соснового (30-й квартал, 8 виділ площею 8,1 га та 9 виділ площею 7 га) і дубового (20-й квартал, 9 виділ площею 14,6 га) лісів, які характеризуються значною кількістю пошкоджень відповідного типу. Сосновий ліс у досліджених виділах представлений штучними насадженнями *Pinus sylvestris* L. За даними лісовпорядкування на 2014 р. у 8-му виділі ці штучні насадження мали наступні характеристики: вік 63 роки (на 2024 р. — 73 роки, відповідно), висота 23,6 м, діаметр стовбурів 29 см, породний склад: *Pinus sylvestris* — 5, *Betula pendula* Roth — 5, *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. +, *Quercus robur* L. +, запас деревини — 295 м³/га. Подібні характеристики властиві також сосновим насадженням 9-го виділу: вік 64 роки (тепер 74), висота 22,6 м, діаметр стовбурів 28,2 см, породний склад: *Pinus sylvestris* — 7, *Betula pendula* — 3, *Populus tremula* L. +, *Quercus robur* +, запас деревини — 302 м³/га. На модельній території дубового лісу, за даними лісовпорядкування на 2014 р., вік *Quercus robur* становив 113 років (тепер 123, відповідно), висота 26,2 м, діаметр стовбурів 36,4 см, породний склад: *Quercus robur* — 8, *Betula pendula* — 2, *Pinus sylvestris* +, *Populus tremula* +, запас деревини — 447 м³/га.

Польові дослідження проведено на доступній (безпечній) території лісництва із розбудованою російськими військовими протягом лютого — березня 2022 р. розгалуженою мережею різних типів польових фортифікацій. Відповідно до візуального обстеження фортифікацій за кількістю і загальною площею серед них переважають тупикові окопи для броньованої військової техніки (танків, БТР, БМП), оригінальна схема яких опублікована раніше (Didukh et al., 2025). На відміну від інших фортифікаційних споруд (окопів, бліндажів, укриттів різного типу тощо) окопи для броньованої військової техніки досить великі та здебільшого однакові за розмірами (рис. 5). Усього нами було досліджено 20 таких споруд: по 10 у сосновому і дубовому лісах, де зроблено 60 геоботанічних описів.

Із них по 10 геоботанічних описів здійснено в котлованах окопів без включення апарелі, по 10 — на відвалах окопів додатково не укріплених по периметру котловану, та по 10 — на контрольних ділянках. Вільні від фортифікацій та непошкоджені в інший спосіб ділянки лісу, здебільшого розташовані між дослідженими окопами або поряд із ними, орієнтовною площею 50 м² (загалом відповідає площі одного окопу), було обрано як контрольні для порівняння видового складу рослинних угруповань із рослинним покривом, що формується на окопах. З метою ідентифікації лісових рослинних угруповань також було виконано 14 геоботанічних описів на ділянках лісу без антропогенних порушень площею 625 м² (стандартна для вивчення лісових екосистем). Загалом було зроблено 74 геоботанічних описи та виділено шість типів модельних ділянок: PF — контрольні ділянки соснового лісу, PV — відвали окопів у сосновому лісі, PT — котловани окопів у сосновому лісі, QF — контрольні ділянки дубового лісу, QV — відвали окопів у дубовому лісі, QT — котловани окопів у дубовому лісі.

Камеральна обробка матеріалів польових досліджень включала створення геоботанічної бази даних у програмі TURBOVEG (Hennekens, Schaminée, 2001) та її опрацювання за допомогою модифікованої версії алгоритму TWISPAN, програми JUICE (Tichý, 2002). За результатами опрацювання даних було розроблено класифікаційну схему рослинності. На основі базового статистичного аналізу в програмі STATISTICA 6.0. та за методикою синфітоіндикації (Didukh, 2011; Didukh, Budzhak, 2020) було розраховано показники провідних екофакторів (середні бальні значення та стандартне відхилення). Візуалізацію даних екологічного аналізу проведено за допомогою пакетів *vegan* v. 2.6-4 (Oksanen, 2022) і *ggplot2* (Wickham, 2016) мовою програмування R у додатку R-studio (<https://www.R-project.org/>). Для визначення ступеня антропогенної трансформації досліджених лісових екосистем проведено фракційний аналіз видового складу рослин за В.В. Протопоповою (Protopopova, 1991) та обраховано індекси синантропізації, апофітізації та антропофітізації, запропоновані В. Jaskowiak (1990). Флористичну подібність рослинних угруповань досліджених модельних ділянок встановлено за допомогою обчислення коефіцієнта Стюдента та побудови

на його основі кореляційної матриці згідно з традиційними підходами до статистичного аналізу (Biostatystyka..., 2023). Латинські назви видів судинних рослин та мохоподібних наведені за Д.С. Винокуровим зі співавторами (Vynokurov et al., 2025).

Результати та обговорення

Характеристика рослинного покриву

У сосновому лісовому масиві із досить щільною мережею фортифікаційних об'єктів чітко простежуються ряди *Pinus sylvestris*, що підтверджує штучне походження цього насадження. Крім *P. sylvestris* (0,7–0,9), який домінує, у складі деревостану відмічені *Betula pendula*, *Malus sylvestris* (L.) Mill., *Populus tremula*, *Pyrus communis* L., *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia* L., *Acer pseudoplatanus* L., а також чужорідні рослини *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. та *Quercus rubra* L. Найімовірніше *A. pseudoplatanus* підсаджували до *P. sylvestris*, оскільки на Київському Поліссі в природних соснових лісах він не росте. Інші види дерев, окрім *B. pendula*, представлені підростом або формують третій чи другий деревні яруси. Чагарниковий ярус розвинений слабо, представлений *Frangula alnus* Mill., *Rosa villosa* L., *Rubus nessensis* W. Hall, *Sambucus racemosa* L., а також чужорідним видом *Physocarpus opulifolius* (L.) Maxim. Незважаючи на штучне походження, ці соснові ліси можна ідентифікувати як ас. *Vaccinio-Pinetum* (*Pinion sylvestris*, *Vaccinio-Pinetea*). Видовий склад відносно бідний, проте наявні типові бореальні елементи: *Vaccinium myrtillus* L., *V. vitis-idea* L., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn s. l., *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Lycopodium clavatum* L., *Viola reichenbachiana* Jord. ex Boreau тощо. У складі досліджених соснових насаджень відмічені два рідкісні види судинних рослин, що охороняються в Київській обл. на регіональному рівні (*Lycopodium clavatum* та *Digitalis grandiflora* Mill.).

Стиглий дубовий ліс представлений ас. *Betunico-Quercetum* (*Quercion roboris*). Крім *Quercus robur* у деревостані відмічені *Acer platanoides* L., *Betula pendula*, *Cerasus avium* (L.) Moench, *Malus sylvestris*, *Pinus sylvestris*, *Populus tremula*, *Pyrus communis*, *Sorbus aucuparia*, а також чужорідний вид *Padus serotina*. Чагарниковий ярус розріджений, сформований *Cornus sanguinea* L., *Crataegus*

monogyna Jacq., *C. rhipidophylla* Gand., *Euonymus verrucosus* Scop., *Frangula alnus*, *Sambucus racemosa* та *Viburnum opulus* L. Ліс характеризується високим флористичним різноманіттям (у геоботанічному описі понад 50 видів), у його складі відмічені такі властиві світлим дібровам види рослин, як *Allium senescens* subsp. *montanum* (Fr.) Holub, *Anthericum ramosum* L., *Asperula cynanchica* L., *Astragalus glycyphyllos* L., *Betonica officinalis* L., *Brachypodium sylvaticum* (Huds.) P. Beauv., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Campanula persicifolia* L., *Carex montana* L., *Clinopodium vulgare* L., *Convallaria majalis* L., *Cruciata glabra* (L.) Ehrend., *Dactylis glomerata* L., *Dianthus pineticola* Kleopow, *Festuca ovina* L., *Filipendula vulgaris* Moench, *Fragaria vesca* L., *Lamium galeobdolon* (L.) L., *Galeopsis bifida* Boenn., *Galium intermedium* Schult., *G. verum* L., *Geranium sanguineum* L., *Hylotelephium maximum* (L.) Holub, *Hypericum maculatum* Crantz, *H. perforatum* L., *Inula hirta* L., *Lathyrus niger* (L.) Bernh., *Lithospermum officinale* L., *Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt, *Melampyrum pratense* L., *M. nemorosum* L., *Melica nutans* L., *Origanum vulgare* L., *Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench, *Polygonatum multiflorum* (L.) All., *P. odoratum* (Mill.) Druce, *Potentilla alba* L., *Pulmonaria angustifolia* L., *Ranunculus polyanthemus* L., *Securigera varia* (L.) Lassen, *Serratula tinctoria* L., *Silene nutans* L., *Trifolium alpestre* L., *T. montanum* L., *Veronica chamaedrys* L., *Vincetoxicum hircundinaria* Medik. тощо. Тут також зростають п'ять рідкісних видів рослин, занесених до переліків різного рівня охорони: *Agrimonia pilosa* Ledeb., *Iris aphylla* L. (Резолюція № 6 Бернської конвенції (Vascular plants..., 2016)), *Lilium martagon* L., *Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch, *Platanthera bifolia* (L.) Rich. (Red Data Book..., 2009), *Digitalis grandiflora* (Andrienko, Peregrym, 2012).

Попередньо, на основі оцінки підтримувальних та регулювальних екосистемних послуг, було розраховано збитки, завдані лісовим екосистемам із урахуванням витрат на їх відновлення (Didukh et al., 2025). Проте, для загального розуміння масштабів впливу необхідно з'ясувати флористичні, ценотичні та екологічні зміни, які відбуваються внаслідок антропогенного втручання такого типу (рис. 1). Ці зміни з одного боку відображають характер та глибину порушень екосистем, а з іншого — є основою розуміння тих процесів, які відбуватимуться під час їх відновлення до природного стану.



Рис. 1. Модельні ділянки в сосновому та дубовому лісах. А: окоп для танків із відвалами в сосновому лісі; В: контрольна ділянка соснового лісу; С: окоп для танків із відвалами в дубовому лісі; D: контрольна ділянка дубового лісу. Фото: О. Кучер, Л. Зав'ялова, І. Мойсієнко, Я. Дідух

Fig. 1. Model plots in pine and oak forests. A: military trench for tanks and the typically banked earth on the lip of the trench in the pine forest; B: control plot in pine forest; C: military trench for tanks and the typically banked earth on the lip of the trench in the oak forest; D: control plot in oak forest. Photos by O. Kucher, L. Zavialova, I. Moysiienko, Ya. Didukh

Флористичний аналіз

Досліджений лісовий масив характеризується багатим таксономічним різноманіттям, у зроблених нами описах зафіксовано 199 видів судинних рослин і щонайменше 17 видів мохів. У сосновому лісі визначено 126 видів рослин із 91 роду і 40 родин, у дубовому — 165 видів із 125 родів і 48 родин. Ще понад 50 видів судинних рослин відмічені нами за межами модельних ділянок, здебільшого у дубовому лісі, отже загальне флористичне різноманіття лісового масиву складає понад 250 видів судинних

рослин із 143 родів та 53 родин. За основними показниками таксономічного складу флористичне різноманіття дослідженого лісового масиву має кількісні та якісні відмінності. Зокрема відрізняються не лише загальна кількість видів, родів і родин у соснових і дубових лісах, але й відповідні спектри провідних таксонів. Якісні відмінності зберігаються передусім на видовому і родовому таксономічних рівнях, натомість на рівні родин вони менш помітні (в обох спектрах провідних родин перші позиції займають родини *Asteraceae*, *Poaceae*, *Rosaceae*, типові для

Таблиця 1. Порівняння індексів синантропізації (IS), апофітизації (IAp) і антропофітизації (IAN)
Table 1. Comparison of indices of synanthropization (IS), apophytization (IAp) and anthropophytization (IAN)

Індекси	Сосновий ліс				Дубовий ліс			
	Окопи	Відвали окопів	Контрольні ділянки лісу	Загалом	Окопи	Відвали окопів	Контрольні ділянки лісу	Загалом
IS (%)	29,5	23,18	19,76	27,0	28,72	23,0	18,01	26,06
IAp (%)	15,38	8,7	10,46	14,3	19,14	15,0	12,61	17,57
IAN (%)	14,1	14,5	9,3	12,7	9,57	8,0	5,4	8,5

Таблиця 2. Кореляційна матриця флористичної подібності досліджених ділянок на основі обрахунків коефіцієнта Стюдента

Table 2. Correlation matrix of floristic similarity of the investigated plots based on Student's coefficient

	PV	PT	PF	QV	QT	QF
PV	100	64,86%	59,35%	52,07%	44,17%	42,22%
PT		100	68,29%	49,43%	59,3%	40,21%
PF			100	49,46%	55,55%	46,70%
QV				100	67,01%	64,45%
QT					100	56,58%
QF						100

Тут і в наступних таблицях і рисунках позначено: PF — контрольні ділянки соснового лісу, PV — відвали окопів у сосновому лісі, PT — котловани окопів у сосновому лісі, QF — контрольні ділянки дубового лісу, QV — відвали окопів у дубовому лісі, QT — котловани окопів у дубовому лісі.

Here and in the following Tables and Figures, the abbreviations are as follows: PF — control plots in the pine forest, PV — typically banked earth on the lip of the trench in the pine forest, PT — trench pits in the pine forest, QF — control plots in the oak forest, QV — typically banked earth on the lip of the trench in the oak forest, QT — trench pits in the oak forest.

флор помірної зони). Спектри провідних родин відрізняються не так складом, що здебільшого однаковий, як за кількісними показниками, що й визначають їхню позицію. Це свідчить про різну таксономічну структуру соснового і дубового лісів і, відповідно, збереження ними своїх характерних особливостей.

Для визначення сучасного ступеня антропогенної трансформації нами було проведено фракційний аналіз флористичного різноманіття за допомогою якого обраховано індекси синантропізації, апофітизації і антропофітизації для різних типів порушень та типових лісів (табл. 1).

Кількісний склад синантропної фракції становлять 53 види, з яких 32 апофіти і 21 чужорідний вид, решта 146 видів (від усіх 199 зафіксованих на модельних ділянках) — аборигенні. У сосновому лісі виявлено 34 види синантропної фракції (18 апофітів і 16 чужорідних видів), тоді як у дубовому — 43 види (29 апофітів і 14 чужорідних видів). Відповідно обидва досліджені ліси значно синантропізовані, проте дещо вищою є синантропізація соснового лісу, оскільки

показники відповідного індексу перевищують інші по всіх модельних ділянках, крім відвалів, де вони майже однакові (табл. 1). Процеси апофітизації загалом домінують над антропофітизацією в обох лісах, за винятком відвалів окопів у сосновому лісі, де антропофітизація переважає майже вдвічі за рахунок більшої кількості кенофітів. Натомість у дубових лісах апофітизація домінує над антропофітизацією на всіх модельних ділянках, включно з відвалами окопів.

Найбільшу подібність за флористичним складом (табл. 2) виявлено між рослинними угрупованнями, які формуються в котлованах окопів та угрупованнями контрольних ділянок у сосновому лісі (68,29%), на порушених ділянках (в котлованах і на відвалах окопів) як у дубовому (67,01%), так і в сосновому (64,86%) лісах, а також між угрупованнями відвалів окопів і контрольних ділянок у дубовому лісі (64,45%).

Найменш схожі за цим показником угруповання відвалів окопів між собою в лісах обох типів (52,07%). Значна трансформованість лісів обох типів загалом негативно впливає на відновлення рослинного покриву порушених

Таблиця 3. Значення показників екологічних факторів (у балах) для рослинних угруповань модельних ділянок
Table 3. Values of ecological factors for plant communities in the model plots

Екофактори	Модельні ділянки											
	PF		PV		PT		QF		QV		QT	
	X	σ	X	Σ	X	Σ	X	Σ	X	σ	X	σ
Hd	11,76	0,42	11,53	0,33	11,65	0,32	11,21	0,26	11,33	0,32	11,33	0,39
Fh	6,28	0,21	6,44	0,22	6,45	0,37	5,89	0,18	6,34	0,19	6,21	0,22
Rc	6,45	0,37	6,70	0,41	6,70	0,43	7,21	0,21	7,16	0,31	7,27	0,21
Sl	6,18	0,27	6,49	0,25	6,34	0,24	6,51	0,20	6,62	0,23	6,60	0,23
Ca	6,10	0,33	6,29	0,30	6,14	0,32	7,09	0,32	6,82	0,33	6,67	0,23
Nt	5,00	0,18	5,14	0,32	5,12	0,25	5,04	0,15	5,26	0,15	5,44	0,28
Ae	6,46	0,27	6,43	0,11	6,52	0,32	6,15	0,13	6,23	0,25	6,33	0,23
Tm	8,11	0,15	8,43	0,35	8,18	0,24	8,58	0,25	8,51	0,13	8,48	0,19
Om	13,03	0,22	12,63	0,41	12,64	0,31	12,81	0,17	12,62	0,24	12,39	0,23
Kn	8,46	0,19	8,40	0,28	8,35	0,21	8,33	0,16	8,40	0,10	8,31	0,09
Cr	8,05	0,13	8,21	0,32	8,08	0,19	8,43	0,23	8,29	0,19	8,37	0,15
Lc	6,60	0,23	6,72	0,27	6,70	0,22	6,59	0,20	6,59	0,22	6,56	0,29

Тут і на рис. 2–5 позначено екологічні фактори: Hd — вологість; Fh — змінність зволоження; Rc — кислотність; Sl — сольовий режим; Ca — карбонатність; Nt — вміст нітрогену; Ae — аерація ґрунту; Tm — терморегімі; Om — омбро-режим; Kn — континентальність; Cr — кріорежим; Lc — освітленість.

Here and in Figs 2–5, the ecological factors are designated as follows: Hd — soil humidity; Fh — damping variability; Rc — soil acidity; Sl — salt regime; Ca — carbonate content in soil; Nt — nitrogen content in soil; Ae — soil aeration; Tm — thermal climate; Om — climate humidity (ombroregime); Kn — climate continentality; Cr — cryoclimate; Lc — light.

ділянок, а також посилює процеси апофітизації та адвентизації рослинного покриву всього лісового масиву. Переважання апофітизації над адвентизацією на третій рік після пошкодження є позитивною тенденцією для відновлення рослинності порушених ділянок. Особливо виражена ця тенденція в дубовому лісі, де на контрольних ділянках і на відвалах окопів, як найбільш порушених місцях, індекси антропофітизації найнижчі. Загалом трансформація обох типів лісових фітосистем досить значна на що вказує високий ступінь їхньої синантропізації.

Еколого-ценотичний аналіз

Проведена синфітоіндикаційна оцінка ступеня відмінності екологічних показників досліджених контрольних ділянок лісів, котлованів та відвалів окопів (табл. 3) показала, що отримані значення показників не дуже відрізняються і знаходяться у межах похибки ($\pm 2 \sigma$), однак тут важливі не так значення, як тенденція їхніх змін (рис. 2).

Складність і неоднозначність змін зумовлена відмінністю вертикальної структури, щільності деревостанів, трав'яного покриву соснового

і дубового лісів (рис. 2, 3). Так, максимальне значення показника вологості ґрунту (Hd) контрольних ділянок соснового лісу (*Vaccinio-Pinetum*, *Pinion sylvestris*, *Vaccinio-Pinetea*) становить 12,3 балів (мінімальне значення — 11,0, середнє — 11,8) і є найвищим серед модельних ділянок соснового лісу, оскільки контрольні ділянки займають вологіші місця. На піщаних відвалах окопів значення показника знижується до 11,5, а в котлованах окопів, де зафіксовані навіть такі види як *Alnus glutinosa*, *Juncus conglomeratus* L., *Juncus effusus* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Molinia caerulea* (L.) Moench, *Potentilla erecta* (L.) Raesch. тощо, воно дещо зростає до 11,6. У дубових лісах (*Betunico-Quercetum*, *Quercion roboris*) амплітуда показника вологості ґрунту вужча (10,8–11,8, середнє значення 11,2), вони сухіші від соснових на 0,6 бала. Водночас на відвалах і в котлованах окопів вологість дещо вища (11,5 та 11,3) і наближена до відповідних показників соснового лісу (рис. 2А). Тобто, навіть за показниками вологості можна зробити висновок про те, наскільки суттєво облаштування окопів впливає на гідрорежим ґрунту. Це підтверджується і показниками змінності сезонного зволоження ґрунту (Fh), де різниця між сосновими

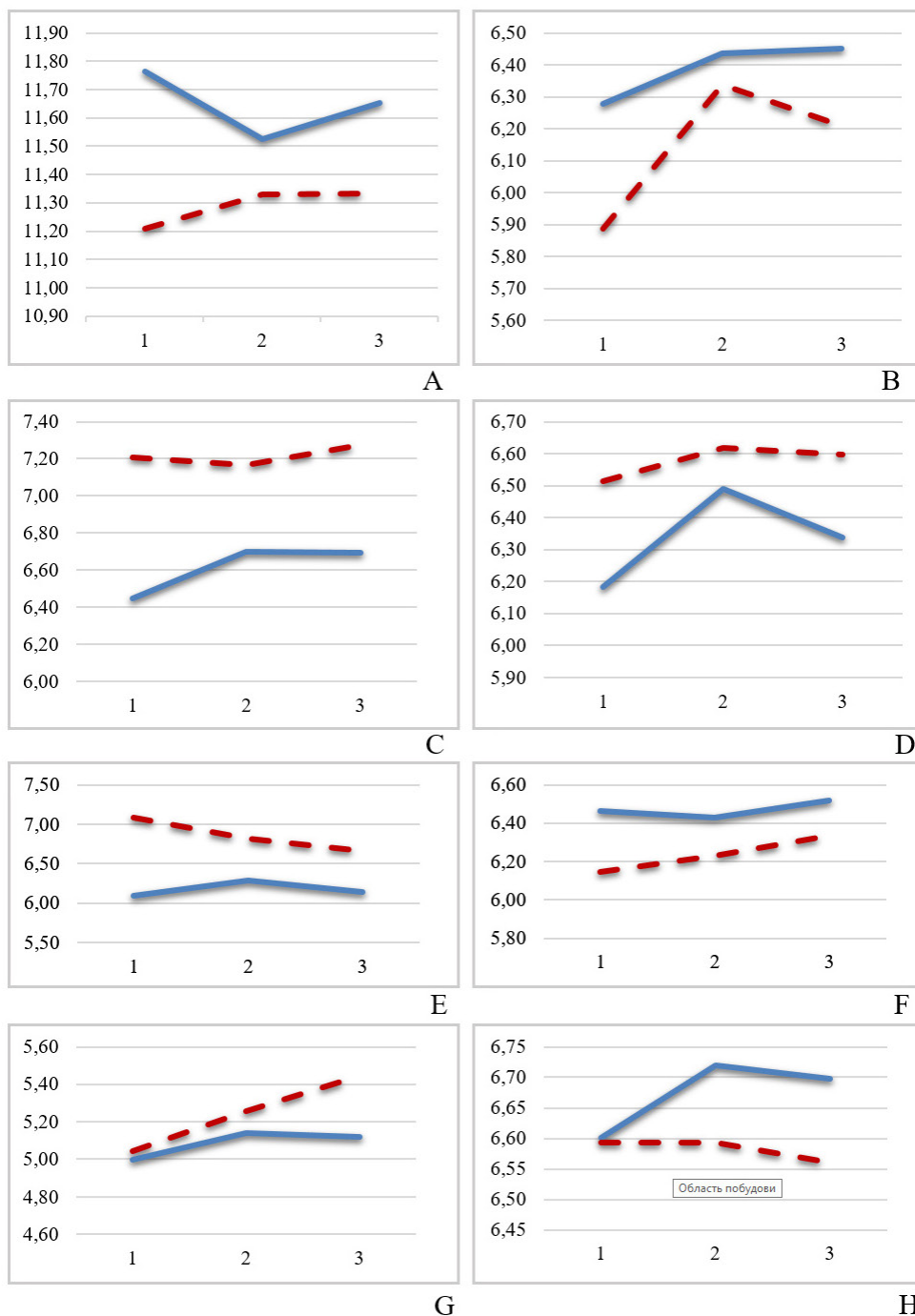


Рис 2. Зміна показників едафічних факторів (А: Нd; В: Fh; С: Rc; D: Sl; E: Ca; F: Ae; G: Nt; H: Lc) модельних ділянок (у балах). 1 — контрольні ділянки лісу, 2 — відвали окопів, 3 — котловани окопів; суцільною лінією позначені модельні ділянки в сосновому лісі, пунктирною — у дубовому

Fig. 2. Change of indicators of edaphic factors (A: Hd; B: Fh; C: Rc; D: Sl; E: Ca; F: Ae; G: Nt; H: Lc) in model plots (in points). 1 — forest ecosystems, 2 — trench dumps, 3 — trench pits; model plots in pine forest are marked by solid line, oak forest marked by dotted line

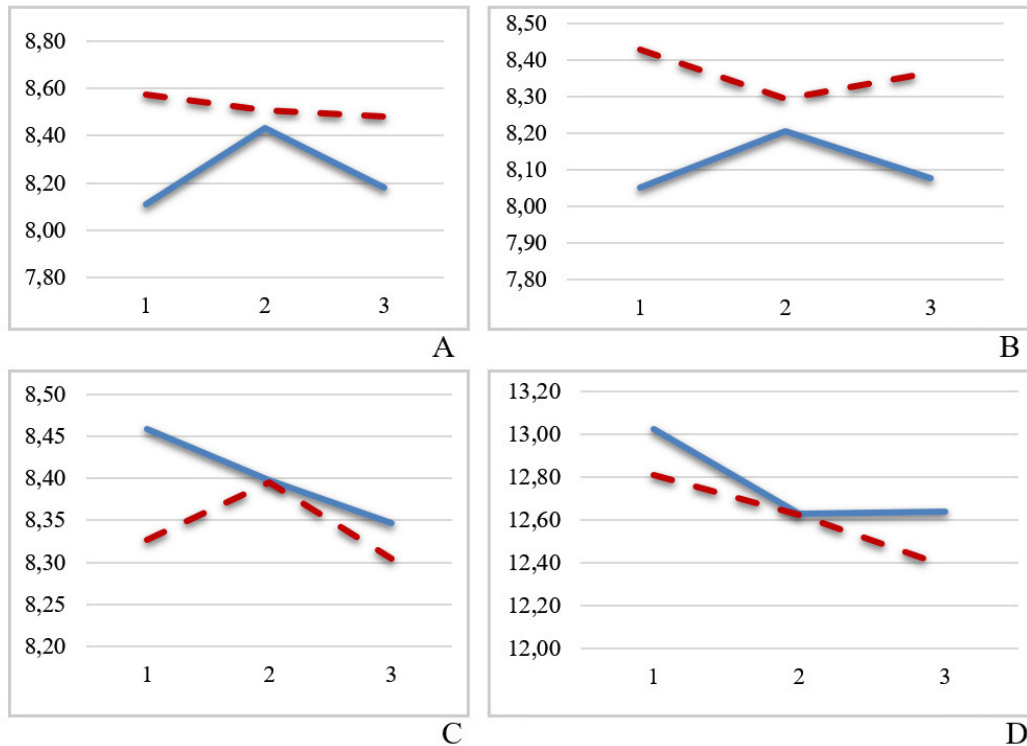


Рис. 3. Зміна показників кліматичних факторів (А: Тм; В: Cr; С: Кп; D: Om) модельних ділянок (у балах). 1 — контрольні ділянки лісу, 2 — відвали окопів, 3 — котловани окопів; суцільною лінією позначені модельні ділянки в сосновому лісі, пунктирною — у дубовому

Fig. 3. Change of indicators of climatic factors (A: Tm; B: Cr; C: Kn; D: Om) in model plots (in points). 1 — forest ecosystems, 2 — trench dumps, 3 — trench pits; model plots in pine forest are marked by solid line, oak forest marked by dotted line

(6,3 балів) та дубовими (5,9) лісовими екосистемами менша (рис. 2В). Унаслідок порушення ґрунту та рослинного покриву змінність зволоження помітно зростає, особливо на піщаних відвалах, проте різниця між значеннями цього показника в різних лісах (6,4–6,3) практично не помітна.

Відомо, що кислотність ґрунту (Rc) залежить від типу ґрунту, структури деревостану, опаду, який розкладається в дубових лісах протягом 3–4, а в соснових за 5–7 років (Didukh et al., 2009). У хвойних лісах на аналогічних ґрунтах водневий показник (pH) нижчий, ніж у листяних, що підтверджено даними фітоіндикації. Різниця між середніми значеннями кислотності ґрунту для соснового та дубового лісів є однією з найвищих серед усіх екологічних факторів (відповідно 6,4 та 7,2 бали) і становить 0,8 бала (рис. 2С). Значення показника помітно зростає на порушених ділянках у дубових лісах,

а в соснових — практично не змінюється, що свідчить про нівелювання відмінностей між різними типами лісів, особливо на відвалах, яке виникає унаслідок фортифікаційного будівництва. Між середніми показниками сольового режиму (Sl) для соснового (6,2 бали) та дубового лісів (6,5) різниця менша (рис. 2D). Унаслідок антропогенного впливу відбувається одночасне зростання значень цього показника та стирання відмінностей між різними типами природних лісів за сольовим режимом, особливо на відвалах (різниця 0,1, тобто є дуже низькою).

Значення показника вмісту доступних для рослин карбонатів (Ca) відносно високі для ґрунтів дубового лісу ас. *Betonico officinalis-Quercetum* класу *Quercetea pubescentis*, що у нашому випадку підтверджується зростанням таких карбонатofilних видів, як *Anthericum ramosum*, *Asperula cynanchica*, *Carex montana*, *Galium verum*, *Securigera varia*, *Trifolium alpestre*,

Таблиця 4. Показники кліматичних факторів для рослинних угруповань модельних ділянок
 Table 4. Indicators of climatic factors for plant communities in the model plots

Показники факторів	Модельні ділянки					
	PF	PV	PT	QF	QV	QT
Tm, бали	8,11	8,43	8,18	8,58	8,51	8,48
T ₁₋₁₂ , °C	7,13	7,63	7,24	7,85	7,74	7,70
FAR, МДж/м ² /рік	1698,20	1765,04	1713,07	1795,47	1780,88	1775,72
VEG, діб	152,53	157,52	153,64	159,79	158,70	158,31
Cr, бали	8,05	8,21	8,08	8,43	8,29	8,37
T ₁ , °C	-5,34	-4,85	-5,26	-4,16	-4,58	-4,36
Kn, бали	8,46	8,40	8,35	8,33	8,40	8,31
Ig, індекс	26,18	25,96	25,77	25,70	25,95	25,63
Om, бали	13,03	12,63	12,64	12,81	12,62	12,39
I _{dm} , індекс	35,52	33,83	33,88	34,60	33,82	32,81
ГТК, індекс	1,44	1,36	1,36	1,40	1,35	1,30

Tm — терморегімі; T₁₋₁₂ — температура середньорічна; FAR — фотосинтетична активна радіація; VEG — кількість діб інтенсивної вегетації; Cr — кріорежімі; T₁ — середня температура січня (°C); Kn — континентальність; Ig — індекс Горчинського; Om — омброрежімі; I_{dm} — індекс Де Мартонна; ГТК — гідротермічний коефіцієнт Селянінова.

Tm — thermal climate; T₁₋₁₂ — average annual temperature (degrees Celsius); FAR — photosynthetically active radiation; VEG — number of days of intensive vegetation; Cr — cryoclimate; T₁ — average January temperature (°C); Kn — climate continentality; Ig — Gorchynski index; Om — climate humidity (ombroregime); I_{dm} — De Martonne index; ГТК — Selianinov hydrothermal coefficient.

Trifolium montanum тощо. Пошкодження екосистем дубових лісів сприяє поширенню більш ацидофільних видів, зокрема *Agrostis capillaris* L., *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth, *Corynephorus canescens* (L.) P. Beauv., *Festuca ovina*, *Jasione montana* L., *Rumex acetosella* L., тому отримані значення показника знижуються для відвалів і котлованів окопів (рис. 2Е). У соснових лісах значення показника карбонатності змінюються значно менше, помітне їхнє зростання лише для відвалів, однак тут спостерігається протилежна тенденція за рахунок зниження кислотності верхнього шару ґрунту. Спостерігається тенденція до нівелювання різниці карбонатності ґрунтів природних лісів порівняно з порушеними ділянками. Значення показників аерації (Ae) у ґрунтах під сосновими лісами вищі, ніж під дубовими. Відбувається покращення аерації ґрунтів та нівелювання природної відмінності між різними лісами (рис. 2F). Показник вмісту нітрогену (Nt) вищий у ґрунтах під дубовими лісами (рис. 2G). Його значення внаслідок порушення лісів зростають, особливо для котлованів окопів, що спричинює появу більш нітрофільних видів, зокрема й бур'янів, таких як *Chelidonium majus* L., *Chenopodium album* L. s. l., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Solanum nigrum* L., *Taraxacum*

officinale agg., *Trifolium repens* L., *Tussilago farfara* L., *Urtica dioica* L. Значення цього показника вищі в дубовому лісі, різниця між природними угрупованнями контрольних ділянок та угрупованнями порушених ділянок (окопів) у дубовому лісі більша, ніж у сосновому. Значення показника освітлення (Lc) закономірно зростають на відкритих місцях відвалів та котлованів окопів у сосновому лісі порівняно з контрольними ділянками. Натомість, у дубовому лісі розлогі густі крони дуба здебільшого затіняють окопи, тому значення цього показника дуже подібні (рис. 2Н). У котлованах окопів соснового лісу завглибшки понад 1 м значення показника освітлення найнижчі у порівнянні з відвалами і контрольними ділянками, і навіть нижчі за такі ж у котлованах окопів у дубовому лісі. Так само і з вмістом нітрогену: внаслідок пошкодження спостерігається збільшення різниці між дубовими та сосновими лісами.

Натомість значення кліматичних показників змінюються дещо по-іншому. Незважаючи на пошкодження і подекуди значну трансформацію трав'яного ярусу, збереженість деревно-чагарникового ярусу згладжує зміни цих показників (рис. 3). Отримані фітоіндикаційні дані відображають специфіку мікроклімату

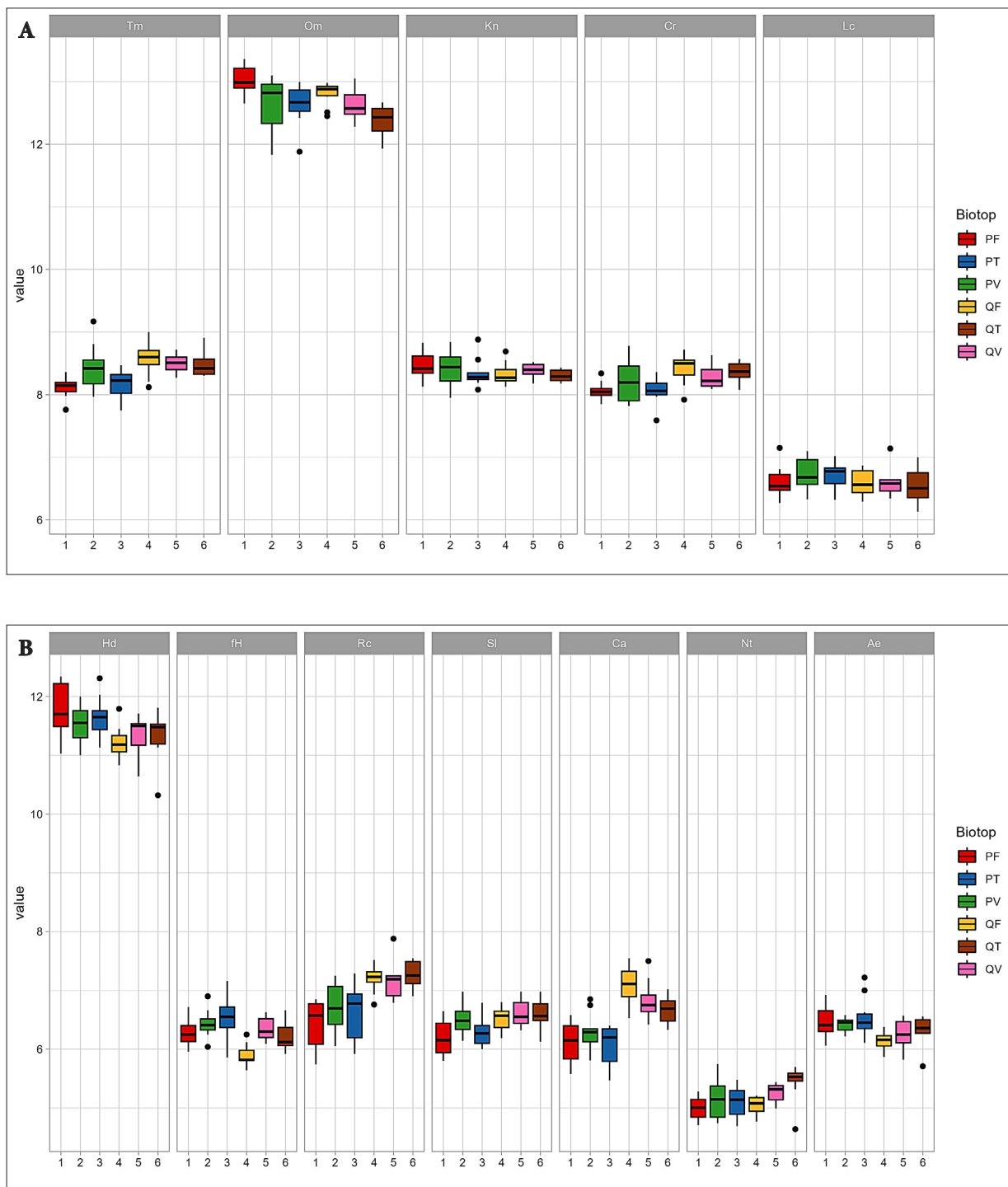


Рис. 4. Амплітуди показників мікроклімату (А) та едафічних факторів (В) модельних ділянок

Fig. 4. Amplitudes for indicators of microclimatic (A) and edaphic (B) factors in all model plots

наземного покриву і можуть відрізнятися від метеорологічних.

Найбільш прохолодними ($T_m = 8,1$) є соснові ліси бореального типу (рис. 3А). Унаслідок фортифікаційного будівництва терморезим на відвалах окопів підвищується до 8,4, а в котлованах окопів знижується до 8,2 балів, але на порушених ділянках все одно залишається вищим, ніж на контрольних ділянках лісів. Найтеплішими є геміксерофільні дубові ліси (8,6), разом з тим у дубових лісах, на відміну від соснових, на відвалах та у котлованах цей показник поступово знижується до 8,5 балів. Різниця між показниками лісів досить значна (0,5 бала), що відповідає температурі 7,1 °C — бір та 7,9 °C — діброва (табл. 4). У котлованах окопів значення цього кліматичного показника зростає до 7,2 °C, що на нашу думку пояснюється знищенням дерев сосни над ними. Натомість у дубовому лісі дерев знищено менше, також дуби мають крислаті ширші крони, тому значення показника знижується до 7,7 °C. Встановлено, що різниця між температурними кліматичними показниками в сосновому та дубовому лісі внаслідок фортифікаційного будівництва зменшується з 0,5 балів для контрольних ділянок лісу, до 0,3 — в котлованах, і 0,1 — на відвалах. Подібні закономірності характерні для таких кліматичних показників як FAR (фотосинтетична активна радіація) та період активної вегетації. Різниця FAR між сосновим та дубовим лісами становить 100 МДж/м²/рік, а періодів активної вегетації — близько 6 діб (табл. 4). Отже, фортифікаційне будівництво сприяє зменшенню різниці між лісами, особливо на відвалах окопів, і вказує на тенденцію до стирання екологічних особливостей різних типів природних лісів унаслідок антропогенного впливу.

Аналогічні закономірності прослідковуються по відношенню до кріорежиму (Cr), хоча різниця між показниками лісових ценозів на контрольних ділянках лише незначно вища, ніж між котлованами окопів, однак на відвалах вона фактично нівелюється (рис. 3В). У перерахунку на абсолютні показники середньомісячних температур січня різниця між сосновим та дубовим лісами становить для непорушених лісових ділянок понад 1,1 °C, для котлованів окопів 0,9 °C, а для відвалів лише 0,3 °C (табл. 4). Тобто, на підвищеннях мікрорельєфу різниця збільшується.

Значення показника континентальності мікроклімату (Kn) найвище у соснових лісах бореального типу (8,5 бали) і дещо нижчі для відвалів окопів (8,4) та котлованів (8,3), хоча ця амплітуда незначна (рис. 3С). У дубових лісах найвищий показник континентальності характерний для відвалів, а для контрольних лісових ділянок та котлованів окопів його значення практично однакові. Ці показники лежать у межах 25,6–26,2 індексу Горчинського (I_{gr}) (табл. 4). Така незначна різниця свідчить про те, що цей кліматичний чинник не має значення в диференціації умов середовища і його показники не корелюють із змінами жодного іншого екологічного фактора.

Значення показників омброрежиму (Om) синхронно знижуються унаслідок антропогенного впливу в обох типах лісів (рис. 3Д). У дубовому лісі — від контрольних ділянок (12,8) до відвалів (12,6) і котлованів (12,4) окопів; у сосновому лісі — від контрольних (13,0) до порушених ділянок (відвалів і котлованів окопів, які загалом мають практично однакові значення цього показника — 12,6 балів). Аналогічно змінюється індекс Де Мартона та ГДК Селянінова (табл. 4). Для дубового лісу це відповідає такому ряду індексу Де Мартона (I_{dm}): 34,6 — 33,8 — 32,8 (ГДК Селянінова 1,4 — 1,4 — 1,3), а для соснового — 35,5–33,8 та 33,9 (ГДК = 1,4). Порушення екосистем викликає погіршення забезпечення їх вологістю унаслідок зростання випаровуваності на ділянках з голими субстратом або слабо зарослих, що зумовлено знищенням рослинного покриву.

Найвища різниця значень майже для всіх показників характерна для природних лісових ценозів контрольних ділянок, а найнижча — для відвалів та котлованів окопів. Це свідчить про ключову роль структури лісових екосистем у трансформації екологічних факторів, а руйнування чи значне пошкодження цих екосистем, яке спричиняє порушення структури, нівелює значення їхніх показників. Водночас, зміни цих показників відображають ступінь трансформації. Логічним доповненням, що дозволяє встановити причинно-наслідкові зв'язки між змінами екологічних показників, є виявлення кореляційних зв'язків між ними. Зокрема, лінійну залежність було встановлено між показниками T_m та H_d , N_t , R_c , S_l , C_a , між Om та N_t , R_c , S_l , між Cr та R_c , C_a та ін. (рис. 5А–F). Провідні

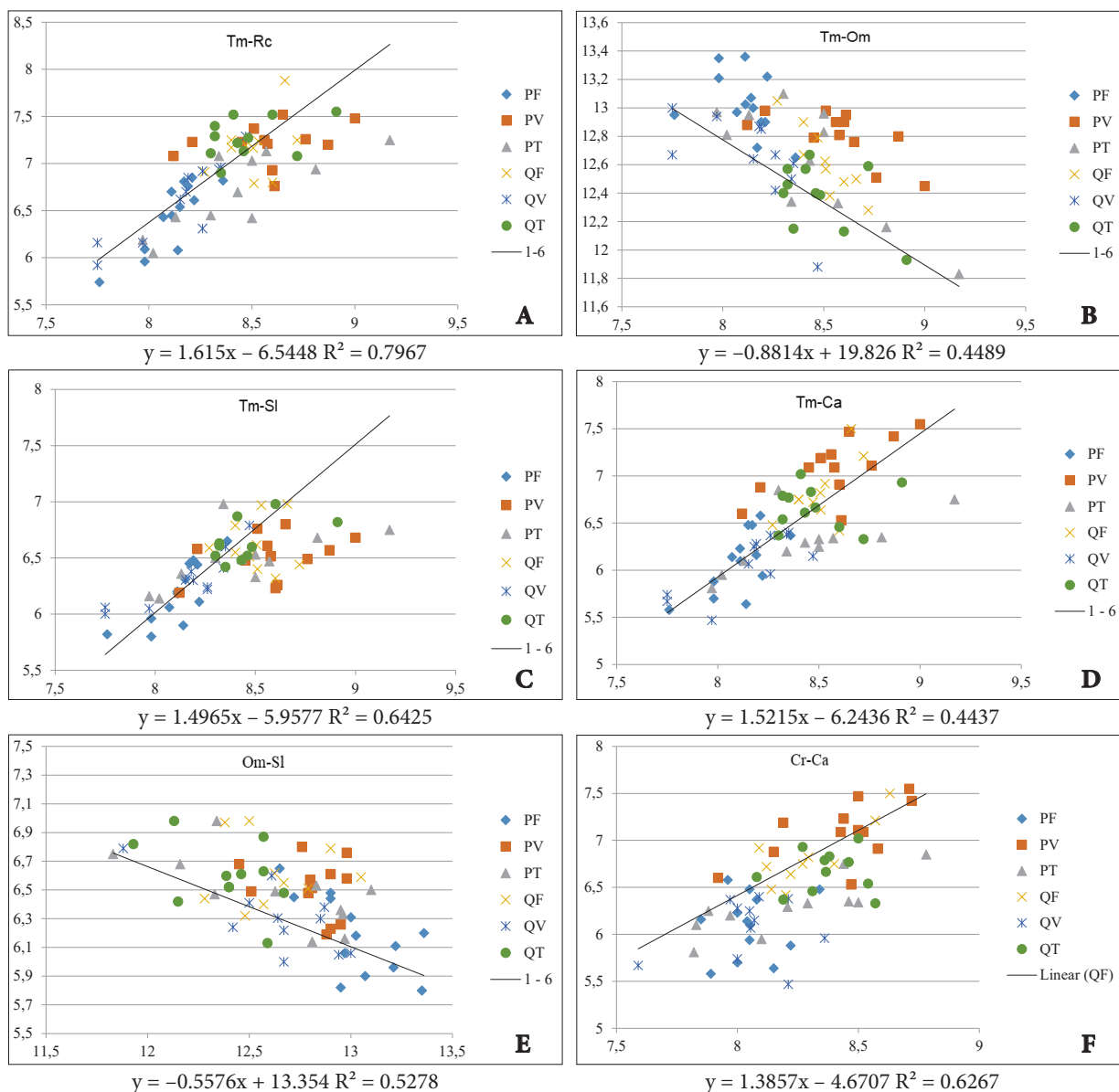


Рис. 5. Кореляція показників провідних екологічних факторів усіх модельних ділянок

Fig. 5. Correlation of indicators of leading environmental factors in all model plots

A: Tm-Rc; B: Tm-Om; C: Tm-Sl; D: Tm-Ca; E: Om-Sl; F: Cr-Ca

кліматичні чинники (крім континентальності) в умовах гумідного клімату відіграють велику роль у ґрунотворних процесах, а відтак і в процесах сукцесійного розвитку угруповань під час їхнього відновлення.

Вирубування дерев, тобто руйнація деревного намету, передусім впливає на мікрокліматичні характеристики. Між показниками

термоклімату та вологості повітря спостерігається обернено лінійна залежність (рис. 4A). Водночас показники котлованів та відвалів окопів значно більше відрізняються в сосновому лісі порівняно з дубовим, де вони відмінні лише за мікротермічними умовами. Однак, ці мікрокліматичні умови впливають на едафічні властивості ґрунтів, які зазнають змін.

Підвищення температури спричиняє пришвидшення мінералізації органічних сполук нітрогену, зростання водневого показника (рН), засолення та засвоєння карбонатів (рис. 5А, С, D), тобто викликає зниження кислотності ґрунту. Отже, під час відновлення лісових екосистем в результаті процесів опідзолення ці показники будуть знижуватися. Хоча показники едафічних факторів різних лісових екосистем перебувають в одному діапазоні (рис. 4В), вони різні для соснового і дубового лісів, особливо це стосується карбонатності та кислотності ґрунтів.

Між зміною омброрежиму та едафічними чинниками кореляція не така чітка. Значення цих показників залежить не від ступеня трансформації досліджених ценозів, а від їх вихідного стану, в якому рослинні угруповання контрольних ділянок соснового та дубового лісів значно відрізняються, тоді як значення цих показників для відвалів та котлованів перебувають в одному діапазоні, що характерно для показників інших екологічних факторів (рис. 5В, 5D). Особливо чітко це прослідковується на характері кореляції між показниками кріоклімату й такими властивостями ґрунту як кислотність і вміст карбонатів.

Висновки

Аналіз флористичного складу рослинних угруповань та зміни показників екофакторів вносять негативний вплив будівництва фортифікацій на лісові екосистеми. Вирубвання дерев і чагарників, пошкодження та знищення трав'яного ярусу, переміщення значних об'ємів ґрунту, засмічення та інші наслідки фортифікаційного будівництва, спричиняють зміни складу та структури рослинності, екологічних та мікрокліматичних особливостей лісових угруповань. Трансформація, зумовлена цими порушеннями, викликає зростання показників змінності зволоження, кислотності, сольового режиму, аерації та вмісту нітрогену в обох типах лісів, вологості едафотопу — в сосновому лісі та освітленості — в дубовому. Натомість значення показників карбонатності в лісах обох типів, зокрема вологості едафотопу — в дубовому та освітленості — в сосновому лісах, знижуються. Так само знижуються і значення показників кліматичних факторів, зокрема таких як континентальність і омброрежим в лісах обох

типів, терморежим і кріорежим — в дубовому лісі. Водночас збереженість потужного деревного ярусу суттєво впливає на екологічні показники та нівелює вплив зовнішніх чинників.

Ліси обох типів значно синатропізовані, проте в дубовому лісі переважає апофітизація, тоді як в соснових — антропофітизація. Найбільш подібними за більшістю едафічних та кліматичних показників є відвали окопів лісів обох типів, тоді як за флористичним складом вони є найменш подібними, що свідчить про досить суттєві відмінності у трансформації лісів на флористичному та фітоєкологічному рівнях.

Ступінь порушеності лісових екосистем загалом визначають не так розміри кожної окремої фортифікації, як їхня кількість, щільність, система розташування, під'їзні шляхи, тривалість їхньої експлуатації, інтенсивність бойових дій. Проведені дослідження з одного боку відображають характер руйнації та екологічні зміни, а з іншого — дозволяють зафіксувати початкову демуційну стадію відновлення рослинного покриву порушених територій.

Подяки

Дослідження виконані за підтримки програмно-цільової та конкурсної тематики НАН України номер державної реєстрації 0125U000701 ("Розроблення і використання методології та алгоритмів оцінки впливу воєнних дій на фіторізноманіття природних екосистем України для визначення їхніх втрат, відновлювального та адаптивного потенціалу") та, частково, за фінансової підтримки чеської організації People in Need у рамках ініціативи SOS Ukraine здійсненої за посередництва БО "Екологія-Право-Людина".

Висловлюємо щирі подяку співробітникам Клавдієвського лісництва ДП "Клавдієвська лісова науково-дослідна станція", заступнику директора С.О. Грамушнюку — за надану інформацію, старшому майстру лісу М.О. Перевознику за логістику на місцевості; колегам Олександру Баранському, Віталії Діденко, Ігорю Костікову, Олені Міської за насичені експедиційні будні.

ДОТРИМАННЯ ЕТИЧНИХ НОРМ

Автори повідомляють про відсутність будь-якого конфлікту інтересів.

ORCID

I.I. Moysiienko: <https://orcid.org/0000-0002-0689-6392>
 Я.П. Дідух: <https://orcid.org/0000-0002-5661-3944>
 Л.В. Зав'ялова: <https://orcid.org/0000-0003-4160-1083>
 О.О. Кучер: <https://orcid.org/0000-0002-4197-0471>

В.В. Шаповал: <https://orcid.org/0000-0003-0443-663X>
 О.О. Чусова: <https://orcid.org/0000-0002-8081-9918>
 О.Є. Ходосовцев: <https://orcid.org/0000-0002-5906-9876>
 Ю.А. Град: <https://orcid.org/0009-0002-5899-6798>
 Н.В. Диренко: <https://orcid.org/0009-0008-5802-0174>

СПИСОК ПОСИЛАНЬ

- Andrienko T.L., Peregrym M.M. 2012. *Official lists of regional rare plants of administrative territories of Ukraine*. Kyiv: Alterpress, 148 p. [Андрієнко Т.Л., Перегрим М.М. 2012. *Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України*. Київ: Альтерпрес. 148 с.]
- Biostatystyka zasobamy MS EXCEL. Part 1. 2023. Eds O.V. Mulyk, T.G. Prygalinska, L.O. Svystun-Zolotarenko. Kyiv: Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute, 364 p. [Біостатистика засобами MS EXCEL. Частина 1. 2023. Укл. О.В. Мулик, Т.Г. Пригалінська, Л.О. Свистун-Золотаренко. Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 364 с.]
- Didukh Ya.P. 2011. *The ecological scales for the species of the Ukrainian flora and their use in synphytoindication*. Kyiv: Phytosociocentre, 176 pp.
- Didukh Ya.P. 2023. *Word of plants of Ukraine in the aspect of the climate change*. Kyiv: Naukova Dumka, 172 pp. [Дідух Я.П. 2023. *Рослинний світ в аспекті кліматичних змін*. Київ: Наукова думка, 172 с.]
- Didukh Ya.P., Budzhak V.V. 2020. *Prohrama dlya avtomatyzatsii protsesu rozrakhunku balnykh pokaznykiv ekolohichnykh faktoriv: metodychni rekomendatsii*. Chernivtsi: Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, 40 pp. [Дідух Я.П., Буджак В.В. 2020. *Програма для автоматизації процесу розрахунку бальних показників екологічних факторів: методичні рекомендації*. Чернівці: Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, 40 с.]
- Didukh Ya.P., Hrad Yu.A., Moysiienko I.I. 2025. Methodology for assessing damage to forest ecosystems as a result of the creation of trenches. *Ukrainian Geographical Journal*, 1(129): 8–16. [Дідух Я.П., Град Ю. А., Мойсієнко І.І. 2025. Методика оцінювання збитків, завданих лісовим екосистемам у результаті створення окопів. *Український географічний журнал*, 1(129): 8–16. <https://doi.org/10.15407/ugz2025.01.008>
- Didukh Ya.P., Kuzemko A.A., Khodosovtsev O.Ye., Chusova O.O., Borsukevych L.M., Skobel N.O., Mikhailiuk T.I., Moysiienko I.I. 2024. The first year of floodplain forest restoration at the bottom of the former Kakhovka Reservoir. *Chornomorski Botanical Journal*, 20(3): 305–326. [Дідух Я.П., Куземко А.А., Ходосовцев О.Є., Чусова О.О., Борсукевич Л.М., Скобель Н.О., Михайлюк Т.І., Мойсієнко І.І. 2024. Перший рік відновлення заплавних лісів на дні колишнього Каховського водосховища. *Чорноморський ботанічний журнал*, 20(3): 305–326.] <https://doi.org/10.32999/ksu1990-553X/2024-20-3-5>
- Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 12(4): 589–591. <https://doi.org/10.2307/3237010>
- Jackowiak B. 1990. *Antropogeniczne przemiany flory roślin naczyniowych*. Poznan: Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza, 232 p.
- Kasyanov E.O., Hruby M.V., Tymchenko I.V., Trohymenko G.G. 2024. Analysis of fires on the Kinburn Peninsula which occurred during the russian-Ukrainian war. *Tekhnologii zakhystu navkolyshnogo seredovyscha*, 4: 231–239. [Касьянов Е.О., Грubby М.В., Тимченко І.В., Трохименко Г.Г. 2024. Аналіз пожеж на Кінбурнському півострові, які виникли в ході російсько-української війни. *Технології захисту навколишнього середовища*, 4: 231–239.] [https://doi.org/10.15589/znp2024.4\(497\).31](https://doi.org/10.15589/znp2024.4(497).31)
- Kletonkin V.H. 2024. Vplyv voyennykh diy na pryrodni komplekxy ta infrastrukturu NPP "Dvorichanskyi". In: *Funktsionuvannya ob'ektiv pryrodno-zapovidnoho fondu Ukrainy v umovakh voyennoho stanu: shlyakhy vidnovlennya ta rozvytku: zbirka materialiv Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii* (Kyiv, 4–5 July 2024). Kyiv: Tsentr ekolohichnoi osvity ta informatsii, pp. 79–81. [Клетьонкін В.Г. 2024. Вплив воєнних дій на природні комплекси та інфраструктуру НПП "Дворічанський". В зб.: *Функціонування об'єктів природно-заповідного фонду України в умовах воєнного стану: шляхи відновлення та розвитку: збірка матеріалів Всеукраїнської науково-практичної конференції* (Київ, 4–5 липня 2024). Київ: Центр екологічної освіти та інформації, с. 79–81.]
- Kolomiychuk V.P., Vyshnevskiy D.O. 2024. Vplyv viyskovykh diy na ekosystemy Chornobylskoho radiatsiyno-ekolohichnoho biosfernoho zapovidnyka. In: *Pryroda v okupatsii — 10 rokiv rosiyskoi viyskovoї ahresii proty dovkillia. Perspektyvy vidnovlennya pryrodookhoronnykh terytoriy Ukrainy: zbirka materialiv Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii* (Khmelnytskyi, 28–29 March 2024). Kyiv: Tsentr ekolohichnoi osvity ta informatsii, pp. 22–25. [Коломійчук В.П., Вишневський Д.О. 2024. Вплив військових дій на екосистеми Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника. В зб.: *Природа в окупації — 10 років російської військової агресії проти довкілля. Перспективи відновлення природоохоронних територій України: збірка матеріалів Всеукраїнської науково-практичної конференції* (Хмельницький, 28–29 березня 2024). Київ: Центр екологічної освіти та інформації, с. 22–25.]

- Kolomiychuk V.P., Zymarioieva A.A. 2024. Features of vegetation restoration on military fortifications in the Chornobyl Radiation and Ecological Biosphere Reserve. *Biosphere Reserve "Askania Nova" Reports*, 26: 142–150. [Коломійчук В., Зимароева А. 2024. Особливості відновлення рослинності на військових фортифікаційних спорудах у Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику. *Вісті Біосферного заповідника "Асканія-Нова"*, 26: 142–150.] <https://doi.org/10.53904/1682-2374/2024-26/10>
- Kuzemko A., Prylutskiy O., Kolomytsev G., Didukh Y., Moysiienko I., Borsukevych L., Chusova O., Splodytel A., Khodosovtsev O. 2024. Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. *Research Square* [Preprint] <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4137799/v1>
- Kuzyk A.D., Tovarianskyi V.I. 2023. The impact of military actions on forest ecosystems of Ukraine and their post-war restoration. *Bulletin of the Lviv State University of Life Safety*, 27: 16–22. [Кузик А.Д., Товарянський В.І. 2023. Вплив воєнних дій на лісові екосистеми України та їх післявоєнне відновлення. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 27: 16–22.] <https://doi.org/https://doi.org/10.32447/20784643.27.2023.02>
- Kvarta O.S. 2024. Vplyv viyskovoi agresii RF na pryrodni ekosystemy Hetmanskooho NPP. Funktsionuvannya ob'ektiv pryrodno-zapovidnoho fondu Ukrainy v umovakh voyennoho stanu: shlyakhy vidnovlennya ta rozvytku. In: *Funktsionuvannya ob'ektiv pryrodno-zapovidnoho fondu Ukrainy v umovakh voyennoho stanu: shlyakhy vidnovlennya ta rozvytku: zbirka materialiv Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii* (Kyiv, 4–5 July 2024). Kyiv: Tsentr ekolohichnoi osvity ta informatsii, pp. 90–94. [Кварта О.С. 2024. Вплив військової агресії РФ на природні екосистеми Гетьманського НПП. Функціонування об'єктів природно-заповідного фонду України в умовах воєнного стану: шляхи відновлення та розвитку. В зб.: *Функціонування об'єктів природно-заповідного фонду України в умовах воєнного стану: шляхи відновлення та розвитку: збірка матеріалів Всеукраїнської науково-практичної конференції* (Київ, 4–5 липня 2024). Київ: Центр екологічної освіти та інформації, с. 90–94.]
- Matsala M., Odruzhenko A., Hinchuk T., Myroniuk V., Drobyshev I., Sydorenko S., Zibtsev S., Milakovsky B., Schepaschenko D., Kraxner F., Bilous A. 2024. War drives forest fire risks and highlights the need for more ecologically-sound forest management in post-war Ukraine. *Scientific Reports*, 14(1): 4131. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-54811-5>
- Matsala M., Odruzhenko A., Sydorenko S., Sydorenko S. 2025. War threatens 18% of protective plantations in the eastern agroforestry region of Ukraine. *Forest Ecology and Management*, 578: 122361. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122361>
- Myroniuk V., Weinreich A., von Dosky V., Melnychenko V., Shamrai A., Matsala M., Gregory M.J., Bell D.M., Davis R. 2024. Nationwide remote sensing framework for forest resource assessment in war-affected Ukraine. *Forest Ecology and Management*, 569: 122156. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122156>
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E., Wagner H. 2022. *Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5–6*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>
- Protopopova V.V. 1991. *Synanthropic flora of Ukraine and ways of its development*. Kyiv: Naukova Dumka, 204 p. [Протопопова В.В. 1991. *Синантропная флора Украины и пути её развития*. Киев: Наукова думка, 204 с.]
- Prylutskiy O.V., Shapoval V.V., Kuzemko A.A. Pre-occupation status of habitats in the Biosphere Reserve "Askania Nova": inventory and mapping using remote sensing and machine learning. *Biosphere Reserve "Askania Nova" Reports*, 26: 68–85. [Прилутський О., Шаповал В., Куземко А. 2024. Доокупаційний стан біотопів біосферного заповідника "Асканія-Нова": інвентаризація та картування за допомогою методів машинного навчання та дистанційного зондування землі. *Вісті Біосферного заповідника "Асканія-Нова"*, 26: 68–85.] <https://doi.org/10.53904/1682-2374/2024-26/5>
- Red Data Book of Ukraine. Plant Kingdom*. 2009. Ed. Ya.P. Didukh. Kyiv: Globalconsulting, 912 pp. [Червона книга України. Рослинний світ. 2009. Ред. Я.П. Дідух. Київ: Глобалконсалтинг, 912 с.]
- Sasmoko, Imran M., Khan S., Khan H.uR., Jambari H., Musah M.B., Zaman K. 2023. War psychology: The global carbon emissions impact of the Ukraine-Russia conflict. *Frontiers in Environmental Science*, 11: 1065301. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1065301>
- Shumilo L., Skakun S., Gore M. L., Shelestov A., Kussul N., Hurtt G., Karabchuk D., Yarotskiy V. 2023. Conservation policies and management in the Ukrainian Emerald Network have maintained reforestation rate despite the war. *Communications Earth & Environment*, 4(1): 443. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-01099-4>
- Smagol V.O., Kohut T.I., Kolomiychuk V.P., Shevera M.V., Kucher O.O., Protopopova V.V., Zavialova L.V., Smagol K.V. 2024. Natsionalnyi pryrodnyi park "Zalissya": naslidky voyennoho vplyvu na pryrodu. In: *Funktsionuvannya ob'ektiv pryrodno-zapovidnoho fondu Ukrainy v umovakh voyennoho stanu: shlyakhy vidnovlennya ta rozvytku: zbirka materialiv Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii* (Kyiv, 4–5 July 2024). Kyiv: Tsentr ekolohichnoi osvity ta informatsii, pp. 74–79. [Смаголь В.О., Когут Т.І., Коломійчук В.П., Шевера М.В., Кучер О.О., Протопопова В.В., Зав'ялова Л.В., Смаголь К.В. 2024. Національний природний парк "Залісся": наслідки воєнного впливу на природу. В зб.: *Функціонування об'єктів природно-заповідного фонду України в умовах воєнного стану: шляхи відновлення та розвитку: збірка матеріалів Всеукраїнської науково-практичної конференції* (Київ, 4–5 липня 2024). Київ: Центр екологічної освіти та інформації, с. 74–79.]
- Tichý L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451–453. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02069.x>

- Vascular plants of the Emerald Network of Ukraine under protection of the Bern Convention*. 2016. Ed. V.A. Solomakha. Kyiv: FOP Yevenok O.O., 152 p. [Судинні рослини Смарагдової мережі України під охороною Бернської конвенції. 2016. Ред. В.А. Соломаха. Київ: ФОП Євенко О.О., 152 с.]
- Vynokurov D., Borovyk D., Darmostuk V., Davydov D., Iemelianova S., Danihelka J. 2025. Ukraine_SL: A checklist of vascular plants, bryobionts, and lichens of Ukraine for storing vegetation plots in TURBOVEG (1.0.0) [Data set]. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15192162>
- Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4_9
- Zavialova L.V., Kolomiychuk V.P., Kucher O.O., Panchenko S.M., Smagol V.O., Protopopova V.V., Shevera M.V. 2024. The restoration of vegetation cover after the direct impact of military actions. In: *Synanthropization of the vegetation cover of Ukraine: IV All-Ukrainian Scientific Conference (11–12 September 2024, Kyiv, Bila Tserkva)*. Kyiv, pp. 45–50. [Зав'ялова Л.В., Коломійчук В.П., Кучер О.О., Панченко С.М., Смаголь В.О., Протопопова В.В., Шевера М.В. Спонтанне поновлення рослинного покриву після прямого впливу воєнних дій. В зб.: *Синантропізація рослинного покриву України: IV Всеукраїнська наукова конференція (11–12 вересня 2024, Київ, Біла Церква)*. Київ, с. 45–50.]
- Zibitsev S., Soshenskyi O., Goldammer J.G., Myroniuk V., Borsuk O., Gumeniuk V., Vasyliuk O., Mieshkova V., Buksha I. 2022. *Forest management of territories contaminated with unexploded ordnance*. WWF-Ukraine, 148 p. [Зібцев С.В., Сошенський О.М., Голдаммер Й.Г., Миронюк В.В., Борсук О.А., Гуменюк В.В., Мешкова В.Л., Василюк О.В., Букша І.Ф. 2022. *Лісоуправління на територіях, забруднених вибухонебезпечними предметами*. WWF-Україна, 148 с.] <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30563.84007>
- Zymarioieva A., Kolomiychuk V., Fedoniuk T., Goncharenko I., Borsuk O., Melnychuk T., Svenning J.-Ch. 2023. Post-fire recovery of vegetation in the Chornobyl Radiation and Ecological Biosphere Reserve. *International Journal of Environmental Studies*, 80(1): 489–509. <https://doi.org/10.1080/00207233.2023.2287345>

Ecological-floristic analysis of the impact of field fortification constructions on forest phytosystems

I.I. MOYSIYENKO ^{1,2,3}, Ya.P. DIDUKH ², L.V. ZAVIALOVA ²,
O.O. KUCHER ², V.V. SHAPOVAL ³, O.O. CHUSOVA ²,
O.Ye. KHODOSOVTSSEV ^{1,2,3}, Yu.A. HRAD ¹, N.V. DYRENKO ³

¹ Kherson State University, 14 Shevchenko Str., Ivano-Frankivsk 76018, Ukraine

² M.G. Kholodny Institute of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine,

2 Tereshchenkivska Str., Kyiv 01601, Ukraine

³ F.E. Falz-Fein Biosphere Reserve "Askania Nova", National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine,
15 Parkova Str., Askania-Nova 75230, Kherson Region, Ukraine

Abstract. Forest ecosystems in Ukraine experience severe degradation due to military operations during the ruscist invasion, particularly as a result of the construction of military fortifications. This study provides an analysis of the floristic composition, patterns of vegetation change, and correlation between the ecological factor indicators for plant communities in 20 dead-end trenches for armored military vehicles (ten in pine forests and ten in oak forests). In terms of floristic composition, the trench pit communities in pine forests demonstrated the highest similarity to control forest plots, whereas in oak forests the trench berm communities most closely resembled the control plots. Overall, the communities formed in disturbed forest areas (pits and typically banked earth on the lips of the trenches between each other in both forests) were also relatively similar to one another. In the third year after disturbance, apophytization was found to prevail over adventization, indicating a positive trend in vegetation recovery. A synphytoindication analysis revealed that the communities developing on trench mounds in both forest types were more similar to each other in most ecological parameters than to those of their respective undisturbed forest plots, confirming the large-scale transformation of natural ecosystems. The damaged forest ecosystems will require extended periods of recovery to return to their original state.

Keywords: adventization, biodiversity, fortifications, geobotanical relevés, synanthropization, synphytoindication, vegetation cover