



ГЕОГРАФІЯ

УДК 574.6+574.5

DOI <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.5.2023.7>

ДИНАМІКА РОСЛИННОСТІ СУХОДОЛУ НА ТЕРИТОРІЇ КАР'ЄРІВ ЯК МОДЕЛЬ ПОСТМІЛІТАРНОГО ВІДНОВЛЕННЯ ДИКОЇ ПРИРОДИ

І. В. Хом'як¹, А. А. Брень², О. В. Медвідь³, А. К. Хом'як⁴, І. Ю. Максименко⁵

*Стаття присвячена пошуку підходів до прогнозування відновлення природної рослинності сухо-
долу на територіях, що постраждали від ведення військових дій. Масштаби військових дій
на території України є причиною появи великих площ території, рослинний покрив яких був
помітно порушений. Після деокупації цих територій актуальним стає питання відновлення
природної рослинності та рекультивзації. Натепер у нас дуже мало даних про такі типи пост-
мілітарних впливів на довкілля. Це спричинить низку проблем під час відновлення рослинного
покриву. Щоб максимально підвищити ефективність повоєнного відновлення природи, необхідно
підібрати найбільш відповідні моделі. Одним із підходів є розроблення прогностичних алгоритмів
відновлення рослинності на основі моделей автогенних сукцесій у районі, де ведеться видобування
корисних копалин відкритим способом. Метою дослідження є побудова прогностичних алгорит-
мів відновлення постмілітарних екосистем на основі моделей динаміки рослинності в районі
піщаних кар'єрів. Відповідно до мети поставлено такі завдання: визначити фітоценотичний
склад рослинності на території піщаних кар'єрів; визначити основні напрями динаміки розвитку*

¹ кандидат біологічних наук,
доцент кафедри екології та географії
(Житомирський державний університет імені Івана Франка, м. Житомир)
e-mail: khomyakivan@gmail.com
ORCID: 0000-0003-0080-0019

² студентка кафедри екології та географії
(Житомирський державний університет імені Івана Франка, м. Житомир)
e-mail: angelina089brn@gmail.com
ORCID: 0009-0001-6999-394X

³ аспірант, асистент кафедри екології та природоохоронних технологій
(Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир)
e-mail: eko-mb@ukr.net,
ORCID: 0000-0002-2368-712X

⁴ студентка кафедри екології та географії
(Житомирський державний університет імені Івана Франка, м. Житомир)
e-mail: homiak192003@gmail.com
ORCID: 0009-0002-0486-2014

⁵ аспірант, асистент кафедри екології та природоохоронних технологій
(Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир)
e-mail: ke_miyu@ztnu.edu.ua
ORCID: 0000-0002-3240-8719

рослинності на території піщаних кар'єрів; розробити прогностичні алгоритми відновлення рослинності, порушеної військовими діями. Матеріалами дослідження є повні геоботанічні описи, зроблені загальноприйнятими методами: маршрутно-експедиційними, напівстаціонарними та стаціонарними, у період із 2004 до 2022 року. Нами було встановлено, що динаміка відновлення рослинності залежить від властивостей едафотопу і не залежить від способу його руйнування. Ключовими характеристиками едафотопу, які впливають на темпи та вектори динаміки, є розміри його часточок, рівень зволоженості, кількість елементів мінерального живлення, сусідство з певними типами фітоценозів, наявність водонепроникного шару, банку насіння, антропогенного тиску. Оскільки темпи та вектори відновлення рослинності не залежать від способу порушення її цілісності, то для прогнозів постмілітарного відновлення масивів дикої природи можна використовувати моделі динаміки рослинних угруповань у районі гірничих виробітків відкритого типу.

Ключові слова: екосистеми, природна динаміка, вектори та темпи динаміки. антропогенна трансформація.

DYNAMICS OF TERRESTRIAL VEGETATION ON THE TERRITORY OF QUARRIES AS A MODEL OF POST-MILITARY RESTORATION OF WILD NATURE

I. V. Khomiak, A. L. Bren, O. V. Medvid, A. K. Khomiak, I. Yu. Maksymenko

The article is devoted to the search for approaches to forecasting the restoration of the natural vegetation of the territories affected by military operations. The scale of military operations on the territory of Ukraine is the cause of large areas of territory, the vegetation cover of which was noticeably disturbed. After the de-occupation of these territories, the issue of restoration of natural vegetation and reclamation became actuality. To date, we have not enough information about these types of post-military environmental impacts. This will cause a number of problems during the restoration of the vegetation cover. In order to maximize the effectiveness of the post-war restoration of nature, it is necessary to choose the most appropriate models. One of the approaches is the development of prognostic algorithms for vegetation restoration based on models of autogenic successions in the area where open-pit mining is conducted. The purpose of the study is to build prognostic algorithms for the restoration of post-military ecosystems based on models of vegetation dynamics in the area of sand quarries. In accordance with the goal, the following tasks were set: to determine the phytocenotic composition of vegetation on the territory of sand quarries; determine the main directions of the dynamics of vegetation development on the territory of sand quarries; to develop prognostic algorithms for the restoration of vegetation disturbed by military actions. The materials of the study are complete geobotanical descriptions made by generally accepted route-expedition, semi-stationary, and stationary methods in the period from 2004 to 2022. We established that the dynamics of vegetation restoration depends on the properties of the edaphotope and does not depend on the method of its destruction. The key characteristics of the edaphotope that affect the rate and vectors of dynamics are the size of its particles, the level of moisture, the number of elements of mineral nutrition, the neighborhood with certain types of phytocenoses, the presence of a waterproof layer, seed bank, anthropogenic pressure. Since the rates and vectors of vegetation recovery do not depend on the method of violation of its integrity, models of the dynamics of plant communities in the area of open-pit mining can be used to forecast the post-military recovery of wild nature.

Key words: ecosystems, natural dynamics, vectors, and rates of dynamics. anthropogenic transformation.

Вступ

Історія кожної науки супроводжується гострими дискусіями навколо окремих її теоретичних положень. Ці дискусії виникають із двох причин: світоглядної та теоретичної. У першому випадку наукова концепція відкидається через конфлікт із світоглядом, побудованим за межами наукових досліджень. Таке частіше за все буває на ранніх

етапах розвитку науки. У другому ж це відбувається тоді, коли теорія ще не зміцнилася належною кількістю доказів, демонструючи їхню повторюваність і відтворюваність. Незважаючи на більш як сторічний історичний шлях екології, навколо її теоретичних і прикладних проблем точаться дискусії двох типів. Причина в тому, що екологія набула наприкінці ХХ ст. великої популярності. Це

призвело до того, що вона обросла псевдо-експертним середовищем, яке потужніше за наукову спільноту впливає на суспільну свідомість і формує екологічний світогляд. Тому коли йдеться про відновлення природи на територіях, що постраждали від війни, дискусії частіше точаться не через наукові теорії, а через конфлікт світоглядів та інтересів. Це неприпустимо, тому що відхилення від наукового підходу в умовах глобальної екологічної кризи реально загрожує виживанню людства.

Натепер дискусія навколо відновлення постмілітарних ландшафтів – це розгляд питання з різних світоглядних позицій, а не з конкуруючих екологічних теорій (Hourdequin & Havlick, 2011). Одні є прихильниками рекультивації та вимагають повернення виробничого потенціалу території (сільськогосподарського чи лісотехнічного). Водночас вони цілковито ігнорують цінність екосистемних послуг. Другі вимагають застосування на цих територіях режиму строгої заповідності. Ці люди живуть в ілюзії про те, що досить обмежити діяльність людини і природа сама собою відновиться до екосистем із найвищим рівнем екозологічної цінності чи кількості екосистемних послуг. Вони ігнорують дослідження в галузі теорії динаміки екосистем і досвід упровадження режиму строгої заповідності на об'єктах ПЗФ. Третя категорія обстоює науковий підхід, коли на основі проведених досліджень та поширених екологічних теорій будуються прогнози різної ймовірності. Останній підхід є науковим, надійним і найбільш ефективним (More et al., 2009).

Постмілітарні порушення екосистем вивчалися на прикладах військових полігонів або там, де бойові дії проводилися кілька десятиліть тому (Alpatova et al., 2022). В Україні налічується три природні зони та дві гірські країни. Досліджень щодо цих територій і в масштабах, які відповідають інтенсивності бойових дій, не проводилось. Отже, нам потрібно обирати модельні території, на основі досліджень яких будувати свої прогностичні алгоритми (Jacobson & Magynowski, 1998; Хом'як, 2018). Найкращими дослідницькими полігонами є постмайнінгові території (Atiyeh et al., 2007). Особливо там, де порушення стосуються рихлих осадових порід. Отже, найкращим полігоном для моделювання постмілітарного відновлення рослинності є піщані кар'єри (Hagen et al., 2022).

Метою дослідження є побудова прогностичних алгоритмів відновлення постмілітарних екосистем на основі моделей динаміки рослинності в районі піщаних кар'єрів.

Відповідно до мети поставлено такі завдання:

- визначити фітоценотичний склад рослинності на території піщаних кар'єрів;
- визначити основні напрями динаміки розвитку рослинності на території піщаних кар'єрів;
- розробити прогностичні алгоритми відновлення рослинності, порушеної військовими діями.

Матеріал і методи

Матеріалами дослідження є повні геоботанічні описи, зроблені загальноприйнятими методами: маршрутно-експедиційними, напівстаціонарними та стаціонарними. У період із 2004 до 2022 р. було обстежено 22 покинутих і діючих кар'єрів.

База даних геоботанічних описів була створена за допомогою програми "Turboveg for Windows 2.0" (Hennekens, 2009). Назви рослинних угруповань наводяться згідно із продромусом рослинності України (Продромус ..., 2019) за класифікацією Браун – Бланке (Westhoff & Maarel, 1973). Показники чинників середовища, показник динаміки й інтегрований показник антропогенної трансформації визначалися з використанням синфітоіндикаційної методики. Для чинників середовища застосовувалась база даних з уніфікованою шкалою Дідуха – Плюти (Didukh, 2012). Антропогенний тиск визначався за базою даних "EcoDBase 5d" з використанням 18-бальної шкали Дідуха – Хом'яка (Didukh & Khomiak, 2007). Показник природної динаміки визначався за 21-бальною шкалою, розробленою лабораторією «Теорії екосистем» (Khomiak et al., 2019). Обрахунок синфітоіндикаційних показників здійснювався за допомогою Simagrl 1.12 (Хом'як та ін., 2020).

Результати та обговорення

Заселення порушеної поверхні ґрунту відбувається водночас за кількома стратегіями. Залежно від умов середовища, ми можемо спостерігати одну з них або комбінацію декількох. Це різні форми екстремофільних стратегій, використання насінневої діаспори та банку насіння, заселення сегетальною рослинністю або рух кореневищних рудералів (Тимченко і Хом'як, 2019). На першому етапі заселення порушеного екотопу спробу стартувати здійснюють види всіх стратегій, однак надалі відбувається добір

найбільш ефективних у конкретних умовах середовища (Хом'як та ін., 2021).

Практично завжди на порушені субстрати потрапляють наземні водорості та ціанобактерії. Однак темпи їх розмноження настільки низькі, що вони стають помітними неозброєному оку лише за декілька років. Такі організми домінують серед продуцентів території, якщо групи багатоклітинних організмів не повинні створити суцільного рослинного покриву. Якщо суцільний рослинний покрив створено, то вони зменшують у своєму екологічному складі частку епілітних видів і збільшують частку епіфітних. Основним продуцентом одноклітинні або колоніальні водорості залишаються, за умов часткового затінення та помірного зволоження субстрату. Це зазвичай види родів *Chlorococcum*, *Nostok*, *Scytonema*, *Trebouxia*, *Trentepohlia* та інші.

Із часом, особливо у більш сухих та інсольованих умовах, у порушених екосистемах з'являються ліхнеофільні гриби, які в поєднанні з піонерними водоростями формують лишайники. Зрідка на твердих кристалічних субстратах можемо спостерігати колонії ліхнеофільних грибів, які не зв'язані з водоростями або їхній зв'язок неповний. На ранніх стадіях домінування лишайників серед автотрофів порушених екоотопів супроводжується поширенням видів накипних біоморф. Згодом починають траплятися листуваті форми. Це велика кількість видів, серед яких переважають представники родів *Xanthoparmelia*, *Aspicilia*, *Pertusaria*, *Rhizocarpon*, *Trapelia*, *Acarospora*, *Diploshistes* та *Lecanora*.

Мохи, як представники наступної стадії відновлення, з'являються за умови появи хоч невеликої частини рихлого субстрату, за який можна зачепитися ризоїдами. Оскільки це є вимогою для існування більшості кущуватих лишайників, то вони утворюють із ними змішані лишайниково-мохові угруповання. Це класи рослинних угруповань *Psoretea decipiensis*, *Ceratodonto purpurei-Polytrichetea piliferi*, *Cladonio digitatae-Lepidozietea reptantis*. Найбільш поширеними з них є *Ceratodonto purpurei-Polytrichetea piliferi* та *Cladonio digitatae-Lepidozietea reptantis*. З появою багатоярусної рослинності вищих судинних рослин мохи та лишайники відходять на другий план. Вони виконують роль епіфітних продуцентів (переважно *Xanthoparmelia* та *Lecanora*) або міняють екологічну нішу патієнтів на нішу експлерентів.

Часто разом із мохами або дещо пізніше формуються рослинні угруповання з вищих судинних екстремофілів. В основному це різні представники роду *Sedum*, *Thymus* або родини *Caryophyllaceae*. Вони частіше за все формують рослинність класів *Sedo-Scleranthetea* та *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* (Хом'як, 2022).

Синтаксономічна схема рослинності цих класів має такий вигляд:

Клас *Sedo-Scleranthetea*; порядок *Alyso alyssoidis-Sedetalia albi*; союз *Alyso alyssoidis-Sedion*; асоціація *Sedo acri-Dianthetum hypanicii*; порядок *Sedo-Scleranthetalia: Hyperico perforati-Scleranthion perennis*; асоціація *Thymo pulegioidis-Sedetum sexangularis*; союз *Sedo-Scleranthion*; асоціація *Sempervivo rutenici-Sedetum ruprechtii*; асоціація *Vincetoxico hirundinari-Rumicetum acetosellae*.

Клас *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis*; порядок *Corynephorotalia canescentis*; союз *Corynephorion canescentis*; асоціація *Corniculario aculeatae-Corynephorum canescentis*; асоціація *Corynephorosilenetum tataricae*; союз *Koelerion glaucae*; асоціація *Diantho borbasii-Agrostietum syreistschikovii*.

На більш пізніх стадіях сукцесії, за умови сповільненого розвитку деревно-чагарникової рослинності, формується рослинність класів *Calluno-Ulicetea* та *Nardetea strictae*.

Синтаксономічна схема рослинності цих класів має такий вигляд:

Клас *Calluno-Ulicetea*; порядок *Vaccinio myrtilli-Genistetalia pilosae*, *Calluno-Genistion pilosae*, *Calluno-Genistetum*; союз *Euphorbio-Callunion*; асоціація *Euphorbio cyparissiae-Callunetum vulgaris*; асоціація *Scabioso canescens-Genistetum*.

Клас *Nardetea strictae*; порядок *Nardetalia*; союз *Violion caninae*; асоціація *Polygalo vulgaris-Nardetum strictae*, асоціація *Campanulo rotundifoliae-Dianthetum deltoidis*, асоціація *Calluno-Nardetum*, асоціація *Nardo-Juncetum squarrosi*, асоціація *Juncetum squarrosi*, асоціація *Luzula palleescens-Nardetum strictae*.

Окрім серій, що ведуть до утворення природної рослинності, часто спостерігаються й ті, ключову роль у яких відіграє синантропна рослинність. Це часто спостерігається, якщо елементи кар'єру нещодавно використовувались як сільськогосподарські угіддя (рілля) або межують із нею; відбувається інтенсивний рух ґрунтовими дорогами та стежками; ділянка дещо багатша на

поживні елементи. Перші стадії відновлення таких ділянок часто займає сегетальна рослинність класу *Stellarietea mediae*. Його синтаксономічна схема має такий вигляд:

Клас *Stellarietea mediae*: порядок *Aperetalia spicae-venti*: союз *Scleranthion annui*: асоціація *Centaureo-Aperetum spicae-venti*, асоціація *Violo arvensis-Centaureetum cyani*, асоціація *Aphano-Matricarietum*; союз *Galeopsion bifidae*: асоціація *Apero spicae-venti-Papaveretum rhoeadis*, асоціація *Euphobio pepili-Chenopodietum albi*; порядок *Atriplici-Chenopodietalia albi*: союз *Panico-Setarion*: асоціація *Echinochloa-Setarietum*: порядок *Eragrostietalia*: союз *Eragrostion cilianensis-minoris*: асоціація *Cynodontetum dactyli*, асоціація *Digitario sanguinalis-Eragrostietum minoris*, асоціація *Eragrostio-Amaranthenetum albi*, асоціація *Portulacetum oleraceae*, союз *Salsolion ruthenicum*; асоціація *Plantagini indicae-Digitalietum sanguinalis*; порядок *Papaveretalia rhoeadis*: союз *Veronico-Euphorbion*; асоціація *Veronicetum hederifolio-triphylli*; порядок *Sisymbrietalia sophiae*: союз *Atriplicion*: асоціація *Atriplicetum nitentis*; союз *Hordeion murini*: асоціація *Brometum tectorum*, асоціація *Hordeetum murini*; союз *Malvion neglectae*: асоціація *Hyoscyamo nigri-Malvetum neglectae*, асоціація *Polygono arenastri-Chenopodietum muralis*; союз *Sisymbriion officinalis*: асоціація *Artemisietum annuae*, асоціація *Chamaeplietum officinalis*, асоціація *Erigeronto canadensis-Lactucetum serriolae*, асоціація *Ivaetum xanthiifoliae*, асоціація *Sisymbrietum loeselii*, асоціація *Sisymbrietum sophiae*.

Коли поживних речовин бракує, піонерна фаза заселення таких екоотопів відбувається завдяки кореневищним рудеральним рослинам пирію повзучого та проміжного, мати й мачухи й осоки шорстковолосою. Це рослинні угруповання порядку *Agropyretalia intermedio-repentsis* класу *Artemisietea vulgaris*. Його синтаксономічна схема має такий вигляд:

Клас *Artemisietea vulgaris*: порядок *Agropyretalia intermedio-repentsis*: союз *Convolvulo-Agropyron repentis*: асоціація *Agropyretum repentis*, асоціація *Elytrigio repentis-Lycietum barbarum*, асоціація *Poo compressae-Tussilaginetum farfarae*.

Такі угруповання швидше за інші екстремофіли створюють умови для переходу до більш пізніх стадій автогенної сукцесії. Це можуть бути як похідні або корінні ліси, так і угруповання насінневих рудералів. Синтаксономічна схема останніх має такий вигляд:

Клас *Artemisietea vulgaris*: порядок *Onopordetalia acanthii*: союз *Arction lappae*: асоціація *Arctietum lappae*, асоціація *Arctio-Artemisietum vulgaris*, асоціація *Balloto-Malvetum sylvestris*, асоціація *Hyoscyamo nigri-Conietum maculati*, асоціація *Leonuro-Arctietum*, асоціація *Sambucetum ebuli*, асоціація *Echio-Verbascetum*; союз *Daucum-Melilotenion*: асоціація *Berteroetum incanae*, асоціація *Daucum-Picridetum hieracioidis*, асоціація *Pastinaco sativae-Daucetum carotae*; союз *Onopordion acanthii*: асоціація *Artemisio vulgaris-Echinopsetum sphaerocephali*, асоціація *Balloto-Artemisietum absintii*, асоціація *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthii*, асоціація *Onopordetum acanthii*, асоціація *Potentilo-Artemisietum absintii*, асоціація *Tanaceto-Artemisietum vulgaris*.

Проникнення виробітку нижче ґрунтових водоносних горизонтів, зміна системи переміщення води й утворення шарів із водонепроникних порід призводить до того, що виникають прибережно-водні угруповання, не пов'язані з водоймами. Найчастіше їх утворюють очерет південний і череда трироздільна. У другому випадку фітоценоз утворюється тоді, коли відбувається постійне засмічення органічними речовинами елементу кар'єру з незначним шаром водонепроникних порід. Найчастіше це діюче або колишнє звалище побутового сміття, яке потрапило у відвали, або рештки рослин, які були захоплені технікою під час їх формування. У такому разі ми можемо спостерігати рослинність відповідно до синтаксономічної схеми:

Клас *Bidentetea tripartiti*: порядок *Bidentetalia tripartiti*: союз *Bidentetion tripartiti*: асоціація *Polygonetum hydropiperis*, асоціація *Bidentetum cernuae*, асоціація *Leersio-Bidentetum*, асоціація *Bidentetum tripartitae*, асоціація *Myosoto-Bidentetum frondosae*, асоціація *Junco bufonii-Bidentetum connatae*.

Без засмічення території з горизонтом водонепроникних порід джерелами доступного нітрогену формується асоціація *Phragmitetum australis* союзу *Phragmition* порядку *Phragmitetalia* класу *Phragmiti-Magnocaricetea*.

Елементи більш пізніх стадій автогенної сукцесії, яка супроводжує відновлення природної рослинності, можуть з'являтися практично одразу. Однак їм потрібно декілька років, щоб стати панівними едифікаторами й утворити власні угруповання. Ідеться про травино-чагарникову, чагарникову та лісо-чагарникову рослинність. Найчастіше

це угруповання класів *Epilobietea angustifolii*, *Robinietaea*, *Rhamno-Prunetea*, *Salicetea purpurea*, *Franguletea*. За деяких умов тут трапляються корінні ліси класів *Vaccinio-Piceetea* й *Alnetea glutinosae*, надзвичайно рідко, коли дубові ліси *Quercetea roboretetiae* *Carpino-Fagetea*, для формування яких на порушеному субстраті потрібно кілька десятиліть.

Клас *Epilobietea angustifolii* формують куничник наземний і різні види роду *Rubus*. Разом із луками порядку *Galietales veri* (клас *Molinio-Arrhenatheretea*) вони формують стадію злаковників на помірно зволужених ґрунтах. Їхня синтаксономія має такий вигляд:

Клас *Epilobietea angustifolii*: порядок *Galeopsio-Senecionetalia sylvatici*: союз *Fragarion vescae*: *Rubo idaei-Sambucetum ebuli*; союз *Epilobion angustifolii*: асоціація *Rubo-Chamaenerietum angustifolii*, асоціація *Rubetum idaei*, асоціація *Calamagrostietum epigii*.

Клас *Molinio-Arrhenatheretea*: порядок *Galietales veri*: союз *Agrostion vinealis*: асоціація *Koelerio-Agrostietum vinealis*, асоціація *Agrostio vinealis-Calamagrostietum epigeioris*, асоціація *Agrostietum vinealis-tenuis*, асоціація *Carici praecoci-Alopecuretum pratensis*, асоціація *Poo angustifoliae-Arrhenatheretum elationi*, асоціація *Bromopsidetum inermis*, асоціація *Potentillo argenteae-Poetum angustifoliae*, асоціація *Achillea submiefolium-Dactyletum glomeratae*.

Якщо вологість ґрунту зростає, то тут формуються злаковники порядку *Molinetalia* (союз *Mentho longifoliae-Juncion inflexi*: асоціація *Juncetum effusi*, асоціація *Junco effusi-Molinietum caeruleae*; союз *Deschampsion caespitosae*: асоціація *Poo trivialis-Alopecuretum pratensis*, асоціація *Poo palustris-Alopecuretum pratensis*, асоціація *Holcetum lanati*; союз *Calthion*: асоціація *Scirpetum sylvatici*; союз *Filipendion ulmariae*: асоціація *Lysimachio-Filipenduletum*, асоціація *Veronico-Euphorbietum*).

В угрупованнях злаковників поступово формується дерево-чагарниковий ярус. Найчастіше це похідні ліси класу *Robinietaea*. Найбільш поширеними є різні варіанти асоціації *Salicetum capreae* – березові й осикові ліси за участі верби козячої. Другою за поширенням групою похідних лісів є угруповання, сформовані інвазійними видами: робінією звичайною та кленом американським. Їхня синтаксономічна схема має такий вигляд:

Клас *Robinietaea*: порядок *Cheledonio-Robinietales*: союз *Balloto nigrae-Robinion pseudoacaciae*: асоціація *Cheledonio-Pinetum sylvestris*, союз *Chelidonio-Acerion negundo*: асоціація *Cheledonio-Aceratum negundi*, асоціація *Poo nemoralis-Carpinetum*; союз *Cheledonio-Robinion*: асоціація *Cheledonio-Robinetum*, асоціація *Impatienti parviflorae-Robinetum*, асоціація *Sambuco nigrae-Robinetum*; порядок *Sambucetalia racemosae*: союз *Sambuco-Salicion capreae*: асоціація *Sambucetum racemosae*, асоціація *Salicetum capreae*.

У більш зволужених місцях, частіше за все в районі водойм, трапляються прируслові вербові ліси (клас *Salicetea purpurea*) або верболози (клас *Franguletea*). У першому ценозі провідну роль відіграє верба ламка (на Лівобережжі – верба біла), у другому – верба попеляста.

Зрідка трапляються типові чагарникові угруповання класу *Rhamno-Prunetea*, сформовані тереном звичайним і різними видами роду *Crataegus* і *Rosa*. Це частіше спостерігається на південь від Полісся.

Корінні ліси частіше за все є угрупованнями соснових лісів класу *Vaccinio-Piceetea* та вільховими лісами класу *Alnetea glutinosae*. У першому випадку вони утворюють дві асоціації, а саме: сосново-кладонієві ліси *Cladonio-Pinetum* і сосново-зеленомошні ліси *Dicrano-Pinetum*. Вільхові ліси практично завжди є угрупованнями асоціації *Ribeso nigri-Alnetum*.

Сукцесійна серія на порушених ґрунтах може бути завершеною або сповільнитися та набути вигляду катастрофічного клімаксу. Завершеність сукцесійної серії або її зупинку не просто визначити за допомогою маршрутно-експедиційних досліджень. Загальноприйнятою нормою для вивчення динаміки якоїсь території є дослідження тривалістю понад 12 років. Однак це дозволить припустити існування флуктуацій і ймовірність катастрофічного клімаксу. Різні стадії автогенної сукцесії в оптимальних умовах середовища можуть тривати довше зазначеного періоду. Так, стадія похідних лісів може розтягнутися до 70–90 років. На формування угруповань кліматичного (енергетичного) клімаксу часом необхідно 150–250 років. Для встановлення вектора та темпу динаміки заселення порушеного ґрунту ми використовуємо дані про час із миті порушення та показник природної динаміки на мить обстеження. Це дозволяє побудувати модель, за трендами якої визна-

чається темп динаміки, а отже, наявність катастрофічного клімаксу чи рух до енергетичного (кліматичного) клімаксу.

Модель динаміки екосистем, виражена через показник природної динаміки та час, має такий вигляд:

$$S_t = a + b \ln t,$$

де S_t – показник природної динаміки; a – коефіцієнт регресії, який характеризує вплив початкових умов на сукцесію, b – коефіцієнт регресії, який характеризує вплив зовнішніх чинників на темп сукцесії, t – час.

Поєднанням моделі динаміки екосистем з особливостями найближчого фітоценотичного оточенням порушеної ділянки та характеристикою утвореного субстрату ми можемо робити високоймовірні прогнози подальшого відновлення рослинності. Згідно зі спостереженнями 2022–2023 рр., на перебіг автогенної сукцесії, яка супроводжує відновлення природних екосистем, більший

вплив має тип порушеного субстрату, ніж спосіб порушення. Це можна використовувати як на гірничих об'єктах, так і на вражених військовими діями територіях.

Висновки

Динаміка відновлення рослинності залежить від властивостей едафотопу та не залежить від способу його руйнування.

Ключовими характеристиками едафотопу, які впливають на темпи та вектори динаміки, є розміри його часточок, рівень зволоженості, кількість елементів мінерального живлення, сусідство з певними типами фітоценозів, наявність водонепроникного шару, банку насіння, антропогенного тиску.

Оскільки темпи та вектори відновлення рослинності не залежать від способу порушення її цілісності, то для прогнозів пост-мілітарного відновлення масивів дикої природи можна використовувати моделі динаміки рослинних угруповань у районі гірничих виробітків відкритого типу.

Список використаної літератури

- Дідух Я.П., Хом'як І.В. Оцінка енергетичного потенціалу екоотопів залежно від ступеня їх геморобії на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу. *Укр. ботан. журн.* 2007. №1. С. 235–243.
- Продромус рослинності України / Д.В. Дубина та ін. Київ : Наукова думка, 2019. 784 с.
- Тимченко А.Ю., Хом'як І.В. Автогенні сукцесії в екосистемах гірничих виробок в долині річки Гуйва. *Біологічні дослідження – 2019: збірник наукових праць*. Житомир : «Полісся». 2019. С. 353–354.
- Хом'як І.В. Особливості антропогенного впливу на природну динаміку екосистем Українського Полісся. *Екологічні науки*. 2018. №1 (20), Т. 2. С. 69–73.
- Хом'як І.В., Василенко О.М., Гарбар Д.А., Андрійчук Т.В., Костюк В.С., Власенко Р.П., Шпаковська Л.В., Демчук Н.С., Гарбар О.В., Онищук І.П., Коцюба І.Ю. Методологічні підходи до створення інтегрованого синфітоіндикаційного показника антропогенної трансформації. *Екологічні науки*. 2020. № 5 (32), Т. 1. С. 136–141.
- Хом'як І.В., Гарбар Д.А., Андрійчук Т.В., Костюк В.С., Власенко Р.П. Динаміка відновлюваної рослинності піщаних кар'єрів Житомирського Полісся. *Екологічні науки*. 2021. № 6 (39). С. 204–207.
- Хом'як І.В. Синтаксономія відновлюваної рослинності кар'єрів Центрального Полісся. *Український ботанічний журнал*. 2022. №79 (3). С.142–153.
- Alpatova O., Maksymenko I., Patseva I., Khomiak I., Gandziura V. Hydrochemical state of the post-military operations water ecosystems of the Moschun, Kyiv region. *XVI International Scientific Conference "Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment"*. Kyiv. 15–18 November 2022.
- Atiyeh B.S., Gunn S.W., Hayek S.N. Military and Civilian Burn Injuries During Armed Conflicts. *Annals of Burns and Fire Disasters*. 30 December 2007. Vol. 20, No 4. P. 203–215.
- Hagen Dagmar, Evju Marianne, Henriksen Pål Skovli, Solli Svein, Erikstad Lars, Bartlett Jesamine. From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in alpine Norway. *Journal for Nature Conservation*. April 2022. Vol. 66. P. 125-126.
- Hennekens S. Turboveg for Windows. 1998–2007. Version 2. Wageningen: *Inst. voor Bos en Natuur*, 2009. 84 p.
- Hourdequin Marion, Havlick David G. Ecological Restoration in Context: Ethics and the Naturalization of Former Military Lands. *Ethics, Policy & Environment* Vol. 14. 2011 [Електронний ресурс]. URL: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13668791003778891> (дата звернення 05.05.2023)

Jacobson Susan K., and Marynowski Susan B. M.S. New Model for Ecosystem Management Interpretation: Target Audiences on Military Lands. *Journal of Interpretation Research*. 1998. Vol. 3. No 1. P. 1–20.

Khomiak Ivan, Harbar Oleksandr, Demchuk Nataliia, Kotsiuba Iryna and Onyshchuk Iryna Above-ground phytomas dynamics in autogenic succession of an ecosystem. *Forestry ideas*. 2019. Vol. 25, № 1 (57). P. 136–146.

Morel Jean Louis, Chenu Claire & Lorenz Klaus. (2015) Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 15. P. 1659–1666.

Westhoff V, Maarel E. van der. The Braun-Blanquet approach. *Handbook of Vegetation Science*. Part V: *Ordination and Classification of Vegetation*. Ed. By R.H. Whittaker. The Hague, 1973. P. 619–726.

References (translated & transliterated)

Didukh, Ya.P., & Khomiak, I.V. (2007). Otsinka enerhetychnoho potentsialu ekotopiv zalezno vid stupenia yikh hemerobii na prykladi Slovechansko-Ovrutskoho kriazhu [Estimation of the energy potential of ecotopes depending on the degree of their hemerobia on the example of the Slovak-Ovrutsky Ridge]. *Ukrainskyi botanichnyi zhurnal [Ukrainian botanical magazine]*, 1, 235–243 [in Ukrainian].

Dubyna, D.V., et al. (2019). Prodrome of the vegetation of Ukraine [Prodromus vegetation of Ukraine]. Kyiv : *Naukova dumka [Scientific thought]* [in Ukrainian].

Tymchenko, A.Yu., & Khomiak, I.V. (2019). Avtoheni suktsepii v ekosystemakh hirnychkykh vyrobok v dolyni richky Huiva [Autogenous successions in the ecosystems of mine workings in the Guiva River valley]. *Biologichni doslidzhennia – 2019: zbirnyk naukovykh prats [Collection of scientific works «Biological research – 2019»]*. Zhytomyr: «Polissia», 353–354 [in Ukrainian].

Khomiak, I.V. (2018). Osoblyvosti antropohennoho vplyvu na pryrodnu dynamiku ekosystem Ukrainskoho Polissia [Peculiarities of anthropogenic influence on the natural dynamics of ecosystems of the Ukrainian Polissia]. *Ekologichni nauky [Environmental sciences]*, 1 (20), 2, pp 69–73 [in Ukrainian].

Khomiak, I.V., Vasylenko, O.M., Harbar, D.A., Andriichuk, T.V., Kostiuk, V.S., Vlasenko, R.P., Shpakovska, L.V., Demchuk, N.S., Harbar, O.V., Onyshchuk, I.P., & Kotsiuba, I.Iu. (2020). Metodolohichni pidkhody do stvorennia intehrovanoho synfitoindykatsiinoho pokaznyka antropohennoi transformatsii [Methodological approaches to the creation of an integrated synphyto-indicative indicator of anthropogenic transformation]. *Ekologichni nauky [Environmental sciences]*, 5(32). 1, 136–141 [in Ukrainian].

Khomiak, I.V., Harbar, D.A., Andriichuk, T.V., Kostiuk, V.S., & Vlasenko, R.P. (2021). Dynamika vidnovliuvanoi roslynnosti pishchanykh karieriv Zhytomyrskoho Polissia [Dynamics of regenerating vegetation in sand quarries of Zhytomyr Polissia]. *Ekologichni nauky [Environmental sciences]*, 6(39), 204–207 [in Ukrainian].

Khomiak, I.V. (2022). Syntaksonomiia vidnovliuvanoi roslynnosti karieriv Tsentralnoho Polissia [Syntaxonomy of the regenerating vegetation of the quarries of the Central Polissia]. *Ukrainskyi botanichnyi zhurnal [Ukrainian botanical magazine]*, 79(3), 142–153 [in Ukrainian].

Alpatova, O., Maksymenko, I., Patseva, I., Khomiak, I., & Gandziura, V. (2022). Hydrochemical state of the post-military operations water ecosystems of the Moschun, Kyiv region. *XVI International Scientific Conference “Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment”*. Kyiv. 15–18 November 2022 [in English].

Atiyeh, B.S., Gunn, S.W., & Hayek, S.N. (2007). Military and Civilian Burn Injuries During Armed Conflicts. *Annals of Burns and Fire Disasters*. 30 December 2007, 20 (4), 203–215 [in English].

Hagen Dagmar, Evju Marianne, Henriksen Pål Skovli, Solli Svein, Erikstad Lars, Bartlett Jesamine. (2022). From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in alpine Norway. *Journal for Nature Conservation*. 66, 125–126 [in English].

Hennekens, S. (2009). Turboveg for Windows. 1998–2007. Version 2. Wageningen: *Inst. voor Bos en Natuur*, 84 [in English].

Hourdequin Marion, Havlick David G. (2011). Ecological Restoration in Context: Ethics and the Naturalization of Former Military Lands. *Ethics, Policy & Environment* Vol. 14. [Electronic resource] URL: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1366879100377889/> (access date 05.05.2023) [in English].

Jacobson Susan, K., & Marynowski Susan, B. M.S. (1998). New Model for Ecosystem Management Interpretation: Target Audiences on Military Lands. *Journal of Interpretation Research*, 3 (1) 1–20 [in English].

Khomiak Ivan, Harbar Oleksandr, Demchuk Nataliia, Kotsiuba Iryna, Onyshchuk Iryna (2019). Above-ground phytomas dynamics in autogenic succession of an ecosystem. *Forestry ideas*, 25(1), 57, 136–146 [in English].

Morel Jean Louis, Chenu Claire & Lorenz Klaus. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15, 1659–1666 [in English].

Westhoff V, Maarel E. van der. (1973). The Braun-Blanquet approach. *Handbook of Vegetation Science. Part V: Ordination and Classification of Vegetation*, 619–726 [in English].

Отримано: 05.09.2023

Прийнято: 10.10.2023