

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Лісового господарства та екології

Кафедра екології

Кваліфікаційна робота

на правах рукопису

Макарчук Олександр Петрович

УДК 630*43:504.054

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
**ОСОБЛИВОСТІ ПІСЛЯПОЖЕЖНОЇ СУКЦЕСІЇ В
ЧОРНОБИЛЬСЬКОМУ РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНОМУ
БІОСФЕРНОМУ ЗАПОВІДНИКУ**

Спеціальність 101 – Екологія

Подається на здобуття освітнього ступеня Бакалавр

Кваліфікаційна робота містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Макарчук О.П.

Науковий керівник:

Зимаросєва А.А.

К.б.н. наук, доцент

Житомир-2024

Висновок кафедри екології

за результатами попереднього захисту: _____

Протокол засідання кафедри екології

№ __ від «__» _____ 20__ р.

Завідувач кафедри екології

(науковий ступінь, вчене звання)

(підпис)

(прізвище ,ім'я, по батькові)

«__» _____ 20__ р.

Результати захисту кваліфікаційної роботи

Здобувач вищої освіти _____ захистив (ла)

(прізвище ,ім'я, по батькові)

кваліфікаційну роботу з оцінкою:

сума балів за 100-бальною шкалою _____

за шкалою ECTS _____

за національною шкалою _____

Секретар ЕК _____

(науковий ступінь, вчене звання)

(підпис).

(прізвище ,ім'я, по батькові)

АНОТАЦІЯ

Макарчук О.П. Особливості післяпожежної сукцесії в Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику. – Кваліфікаційна робота на правах рукопису.

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня «Бакалавр» за спеціальністю 101 – Екологія. – Поліський національний університет, Житомир, 2023.

Це дослідження є першою спробою оцінити потенціал природного лісовідновлення та особливості післяпожежних сукцесій після катастрофічних пожеж 2020 року на території Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника. До пожеж територія заповідника мала високу лісистість, представлену переважно штучними сосновими лісами. Пожежі 2020 року пошкодили приблизно 62 тисячі гектарів лісів (27% від загальної площі заповідника), з яких 25% (10,6 тисячі гектарів) визнано загиблими. Серед лісів, що постраждали від пожеж, більшість мають високий екологічний лісівничий потенціал і, відповідно, високий потенціал до природного поновлення (81,6%). Частка лісів з низьким потенціалом природного поновлення коливається від 1,9% до 4,8%. *Pinus sylvestris* добре відновлюється після пожеж з проєктивним покриттям зазвичай 20-30%, за нею йдуть *Populus tremula* і *Betula pendula*. *Quercus robur* також відновлюється досить швидко, що вказує на його потенціал домінувати на пізній стадії сукцесії, особливо в умовах змін клімату. На територіях, що постраждали від пожеж, лісові види заміщуються синантропними, переважно рудеральними видами, багато з яких є інвазійними. На досліджуваних тестових ділянках було виявлено 10 чужорідних видів рослин, з них 4 види з високою інвазійною здатністю. Найпоширенішими інвазійними видами для досліджуваної території є *Robinia pseudoacacia* та *Erigeron canadensis*.

Ключові слова: післяпожежне відновлення, рослинність, Чорнобиль, фітоіндикаційна оцінка, потенціал природного лісовідновлення, інвазійні види.

ANNOTATION

Makarchuk O.P. Features of post-fire succession in the Chornobyl Radiation and Ecological Biosphere Reserve. – Qualification work on the rights of the manuscript.

Qualification work for the educational degree " Bachelor" in specialty 101 - Ecology. – Polissia National University, Zhytomyr, 2023.

This study represents the first attempt to evaluate the characteristics of the post-fire succession and the possibility of natural regeneration following the devastating 2020 fires in the Chornobyl Radiation and Ecological Biosphere Reserve. The reserve's area had a high percentage of forest cover, mostly artificial pine woods. About 62 thousand hectares, or 27% of the reserve area, were damaged in the 2020 fire, of which 10.6 thousand hectares were declared dead forests. Eighty-six percent of the fire-affected forests have a high ecological silvicultural potential and, thus, a high potential for natural regeneration. From 1.9% to 4.8% of forests have low natural regeneration capacity. With a projective coverage of usually 20–30%, *Pinus sylvestris* recovers from fires the best, followed by *Populus tremula* and *Betula pendula*. *Quercus robur* is also making a significant comeback, suggesting that it will be able to take the lead in the latter stages of succession, especially given the continued effects of climate change. Typical forest species are being replaced by synanthropic, primarily ruderal, and frequently invasive plants in places devastated by wildfires. Ten alien plant species were found in the test plots under study, four of which had a high potential for invasion. *Robinia pseudoacacia* and *Erigeron canadensis* are the most prevalent invasive species in the study region.

Keywords: post-fire recovery, vegetation, Chornobyl, phytoindicative assessment, potential of natural reforestation, invasive species.

ЗМІСТ

ВСТУП	6
Розділ 1. ПОЖЕЖОНЕБЕЗПЕКА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУДЖЕННЯ	8
1.1. Глобальний тренд зростання кількості лісових пожеж у світі та особливості постпірогенного відновлення екосистем.....	8
1.2. Пожежі в Чорнобильській зоні відчуження та їх вплив на довкілля.....	9
Розділ 2. МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИКА	12
Розділ 3. ОСОБЛИВОСТІ ПІСЛЯПОЖЕЖНОГО ВІДНОВЛЕННЯ РОСЛИННОСТІ У ЧОРНОБИЛЬСЬКОМУ РАДІАЦІЙНОМУ ЕКОЛОГІЧНОМУ БІОСФЕРНОМУ ЗАПОВІДНИКУ.....	15
3.1. Загальна ботанічна характеристика рослинності ЧРЕБЗ.....	15
3.2. Відновлення рослинності після пожеж у заповіднику.....	18
3.3. Післяпожежний відновлювальний потенціал деревостанів.....	21
3.4. Інвазійні види в постпірогенних сукцесіях.....	25
ВИСНОВКИ.....	27
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	28
ДОДАТКИ.....	34

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Відомо, що пожежі мають значний вплив на екосистеми, включаючи потенційну можливість занесення та сприяння укоріненню інвазивних неаборигенних видів на згарищах [14, 25]. Порушення, змінені умови навколишнього середовища, збільшення доступності поживних речовин, зменшення конкуренції та посилене розселення, пов'язане з пожежами, відіграють важливу роль у сприянні інвазії немісцевих видів [10, 34]. Тому дослідження постпірогенних сукцесій є надзвичайно актуальним.

Це дослідження мало на **меті** оцінити потенціал післяпожежного відновлення рослинності після катастрофічних пожеж 2020 року в Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику.

Ми намагалися відповісти на кілька запитань, які і були **завданнями** роботи: 1) Які особливості рослинних угруповань заповідника? 2) Який потенціал природного лісовідновлення на згарищах? 3) Які особливості постпірогенних сукцесій? 4) Чи веде динаміка післяпожежних сукцесій до відновлення допожежної місцевої рослинності, чи до альтернативних станів рослинності, в яких більша частка чужорідних видів?

Це перше дослідження відновлення післяпожежної рослинності після пожеж 2020 року на території Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника.

Предметом дослідження були постпірогенні біогеоценози у Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику.

Об'єктом дослідження є особливості природного відновлення рослинного покриву після великих пожеж у зоні українського Полісся.

Методи дослідження – польові експерименти, геоботанічні описи, аерофотозйомка за допомогою безпілотних літальних апаратів, аналіз супутникових знімків високої роздільної здатності, методи базової та багатовимірної варіаційної статистики.

Практичне значення отриманих результатів. Отримані результати дають можливість:

- визначити післяпожежний відновлювальний потенціал деревостанів заповідника;
- оцінювати трансформацію рослинного покриву у результаті впливу великих пожеж;
- спланувати заходи із лісовідновлення на території, пройденій пожежами;
- прогнозувати поширення інвазійних видів на згарищах та оцінювати їх можливий негативний вплив на екосистеми.

Перелік публікацій автора за темою дослідження

1. Зимароєва А., Жаров Д.М., Макарчук О.П., Кучер Т.Р. ГІС-технології та дистанційні методи у моніторингу ресурсів лісу. Сучасні виклики і актуальні проблеми лісівничої освіти, науки та виробництва : матер. IV Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції. Біла церква, 2024. С. 152 – 154.

2. Макарчук О.П. Поширення інвазійних видів рослин в постпірогенних екосистемах Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника. Екологія. Наука. Практика – 2024 : матер. XX-ї Всеукр. наук.-практ. конф. Житомир, 2024. С. 50-51.

Структура та обсяг роботи. Робота викладена на 37 сторінках, має 3 розділи, містить 1 таблицю та 6 рисунків, використано 43 літературних джерела.

РОЗДІЛ 1. ПОЖЕЖОНЕБЕЗПЕКА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУДЖЕННЯ

1.1. Глобальний тренд зростання кількості лісових пожеж у світі та особливості постпірогенного відновлення екосистем

Хоча пожежі формували і змінювали динаміку, функціонування та біорізноманіття екосистем у всьому світі протягом сотень мільйонів років [25], останнім часом ми стали свідками збільшення частоти великих пожеж, так званих «мегапожеж», з якими раніше ніколи не стикалися [37]. Великі пожежі, які визначаються як пожежі площею понад 10 000 га [27], створюють нові виклики для захисту навколишнього середовища та людини, оскільки вони виходять за межі існуючих систем пожежогасіння, збільшуючи загрозу для здоров'я, економіки, біорізноманіття та значно збільшуючи викиди вуглецю в глобальному масштабі [24]. Примітно, що території, схильні до регулярних пожеж, демонструють надзвичайно високий рівень видового багатства та ендемізму, а пожежі вважаються основним чинником їхньої різноманітності [23]. Окрім того, що мегапожежі стають все більш суворими, інтенсивними та частими в Європі, Індонезії, басейні Амазонки, Північній Америці, Австралії та за її межами, спостерігається збільшення їхньої частоти в екосистемах, де історично пожежі були рідкісними або відсутніми, від тропічних лісів Південно-Східної Азії та Південної Америки до тундри за Полярним колом [32]. Сучасні режими пожеж змінюються через антропогенні фактори, такі як зміна клімату, зміна практики землекористування та інвазивні види [9, 18]. Прогнозується, що подальше потепління клімату збільшить глобальну пожежну активність у найближчі десятиліття [38].

Існує два основні механізми відновлення рослинного покриву після пожежі в постпірогенних екосистемах: відростання із захищених бруньок і поповнення з насіння [33]. Деякі види використовують комбінацію як відростання, так і поповнення за рахунок насіння. Для видів, які реагують на пожежу відростанням, час пожежі відносно їхнього активного вегетаційного

періоду може вплинути на накопичення енергії, енергію відростання та виживання. Інші елементи протипожежного режиму, такі як інтервали між пожежами, також можуть виснажувати їхню здатність до відновлення. Деякі види, можуть також розмножуватися через стимульоване пожежею цвітіння (також відоме як післяпожежне цвітіння), що допомагає забезпечити довготривалу стійкість популяції. У деяких пожежонебезпечних екосистемах стимульоване вогнем цвітіння є домінуючим типом реакції на пожежу. Час пожежі відносно пікового сезону цвітіння може вплинути на інтенсивність цвітіння та репродуктивну продуктивність [34].

Види, які не здатні давати нові паростки і, як правило, гинуть від пожеж (так звані облігатні насінники), часто підтримують довготривалі, стійкі до пожеж банки насіння в ґрунті або дерев'янистих плодах, які забезпечують проростання і поповнення після пожежі. Оскільки дорослі рослини облігатних насінневих видів зазвичай гинуть від пожеж, вони покладаються виключно на регенерацію з насіння, щоб вижити [35].

1.2. Пожежі в Чорнобильській зоні відчуження та їх вплив на довкілля

Відповідно до глобального тренду, в останні роки кількість пожеж та площа вигорілої поверхні в Чорнобильській зоні відчуження (далі – ЧЗВ) значно зросла [39], що викликає занепокоєння щодо повторної суспензії радіонуклідів та їх подальшого депонування в екосистемах [20, 21]. За період з 1993 по 2021 рік у зоні відчуження сталося 1730 пожеж, які охопили 88651,57 га забруднених радіонуклідами земель. Аналіз даних свідчить про чітко виражені піки пожеж у 1995, 1999, 2002, 2009, 2015 і 2020 роках – коли кількість і розміри пожеж були вищими, ніж у попередні та наступні роки [2].

Більша вразливість лісів ЧЗВ до пожеж зумовлена недостатнім лісгосподарським доглядом (наприклад, санітарні рубки) за штучними насадженнями сосни звичайної, які, окрім високої горючості [30], часто є перенасиченими, радіаційно ослабленими та вразливими до комах і хвороб [13, 39]. Із загибеллю зрілих дерев збільшується кількість накопиченого палива в

лісах. Зміна клімату, що проявляється у зменшенні кількості опадів і підвищенні температури, посилює ризик виникнення лісових пожеж [21]. Понад 90% усіх пожеж у ЧЗВ були спричинені антропогенними факторами, такими як транспортні засоби, механізми, лінії електропередач та підпали [9, 19].

Лісова пожежа, що сталася у квітні 2020 року на території Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, стала найзначнішою пожежею, яка мала місце на території заповідника з моменту його створення [40]. Лісові пожежі 2020 року знищили та пошкодили 66222,5 га природних ландшафтів [22], що охопило приблизно третину української ЧЗВ [13]. Найнебезпечніших осередків пожеж було чотири. Найбільші спалахи пожеж були спричинені підпалами сухої трави місцевими жителями поблизу Древянського природного заповідника [2]. Пожежі в зоні відчуження навесні 2020 року тривали близько місяця і були спричинені аномальними погодними умовами 2019 – початку 2020 року, зокрема теплою безсніжною зимою. Крім того, в зоні випало лише 61% середньорічної норми опадів, а середньорічна температура повітря була на 2,6°C вищою за норму. Такі метеорологічні умови призвели до висихання горючих матеріалів та підвищення рівня пожежної небезпеки. Підвищення швидкості вітру призвело до швидкого поширення пожеж та ускладнення їх гасіння. Повністю взяти під контроль лісові пожежі вдалося лише на початку травня завдяки невтомній і невпинній роботі майже 400 пожежників та періоду тривалих дощів [29].

Кілька досліджень кількісно оцінили вплив ранньовесняних лісових пожеж 2020 року в ЧЗО на перерозподіл радіонуклідів та їхній вплив на здоров'я [13, 19, 40]. Внаслідок пожеж в атмосферу було викинуто 0,7-1,2 ТБк ^{137}Cs [29], і завислий радіонуклід був виявлений пробовідбірниками повітря в Україні [40] та в інших країнах [13]. Відносно низькі концентрації радіонуклідів у Європі свідчать про те, що транспортуванню на великі відстані перешкоджає великий розмір радіонуклідомісних частинок від спалювання біомаси. Таким чином, найвищі кумулятивні ефективні дози (понад 15 мкЗв) були розраховані тільки для пожежників і людей, які проживають у ЧЗО. На відміну від цього, дози в

Білорусі, Росії та Європі були радіологічно незначними і не шкідливими для здоров'я [20].

Причини та наслідки катастрофічних пожеж 2020 року для екосистем Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника порівняно добре вивчені [16, 22, 1]. Встановлено, що найбільшої шкоди було завдано лісам, які займають 64,3% територій, охоплених пожежами. Найбільше постраждали від пожеж молоді та середньовікові деревостани сосни звичайної [43]. Однак післяпожежне відновлення деревостанів та особливості змін екосистем на цих територіях залишаються недостатньо вивченими.

Інтенсивність відновлення рослинності після пожежі залежить головним чином від ступеня впливу вогню на рослинність і ґрунт. Тип рослинності, клімат, ландшафт та відстань до джерел насіння також визначають відновлення рослинності після пожежі [15, 28, 43]. Інформація про відновлення рослинності після пожеж необхідна для розуміння стабільності та стійкості екосистем у відповідь на поточні та майбутні порушення.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИКА

Загальна площа пожеж була оцінена за супутниковими знімками. Дослідження базувалося на польових дослідженнях, аерофотозйомці за допомогою безпілотних літальних апаратів та супутникових знімках високої роздільної здатності. Використовувалися оперативні знімки супутника Landsat-8 (OLI) та тепловізійний інфрачервоний датчик (TIRS) Геологічної служби США. Продукти обробки супутникової інформації, використані в цій роботі, доступні в системі пожежної інформації для управління ресурсами (Fire Information for Resource Management System (FIRMS), <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>) та на геологічному порталі Геологічної служби США (EarthExplorer, <https://earthexplorer.usgs.gov/>). Ліси, які сильно постраждали від пожеж, були ідентифіковані шляхом аналізу супутникових знімків за 2019 – 2021 роки. Зміни в стані рослинності були виявлені при порівнянні вегетаційних індексів NDVI за 2019, 2020 та 2021 роки.

На основі аналізу площ, охоплених пожежами та знищених (загиблих) лісів, здійснено їх класифікацію за потенціалом природного поновлення. Лісівничий потенціал територій, що постраждали від пожеж, оцінювався з використанням «Науково-практичних рекомендацій що екологічно безпечних підходів та методів відновлення лісів у зоні відчуження» [7]. Так, для територій з високим лісогосподарським потенціалом прийнято високий потенціал відновлення лісів, зі збереженим лісогосподарським потенціалом – середній, з низьким лісогосподарським потенціалом – низький. Класифікація виконана з використанням даних лісовпорядкування про допожежний трофічний стан згарищ.

В умовах заповідника ділянки з високим та середнім потенціалом досить швидко відновлюються і вже через 5 років можуть мати достатню густоту життєздатного підросту, який у майбутньому сформує мішаний ліс (рис. 1 А-Б). Ділянки з низьким лісівничим потенціалом відновлюються повільно і формують

мозаїчний ландшафт з хвойними куртинами, відкритими ділянками та листяними породами дерев у пониженнях (рис. 1 В).



А



Б



В

Рис. 1. Території з різним потенціалом відновлення лісу. А) Лісова ділянка з високим потенціалом природного поновлення (вигоріла у 2015 році) (фото від 02.07.2021); Б) Лісова ділянка з середнім потенціалом природного поновлення (вигоріла у 2015 році) (фото від 02.07.2021); В) Лісова ділянка з низьким потенціалом природного поновлення (вигоріла у 1992 році) (фото від 29.12.2019).

Дослідження післяпожежного відновлення проводилося в Чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику, розташованому в північній частині Київського Полісся на територіях, що постраждали від сильних лісових пожеж у межах Луб'янського та Паришівського лісництв.

Матеріалом дослідження стали десять геоботанічних описів, виконаних у червні 2021 року в різних типах лісу – соснових, дубово-соснових, березових та вільхових (Додаток А).

Дослідження рослинності проводили з використанням методу геоботанічних пробних площ [42]. Було закладено 10 пробних ділянок (площею 100 м²), на яких реєстрували всі види рослин та їх покриття у відсотках. Прогнозоване покриття видів та координати ділянок наведені в Додатку 1. Таксономічні назви видів відповідають визначнику флори України [31].

Просторова база даних була створена в ArcGIS 10.2. Статистичний аналіз проводився за допомогою програми Statistica 10.

РОЗДІЛ 3. ОСОБЛИВОСТІ ПІСЛЯПОЖЕЖНОГО ВІДНОВЛЕННЯ РОСЛИННОСТІ У ЧОРНОБИЛЬСЬКОМУ РАДІАЦІЙНОМУ ЕКОЛОГІЧНОМУ БІОСФЕРНОМУ ЗАПОВІДНИКУ

3.1. Загальна ботанічна характеристика рослинності ЧРЕБЗ

Згідно з геоботанічним районуванням України [6], територія Чорнобильського заповідника належить до Київського геоботанічного округу грабово-дубових (*Tilio cordatae-Carpinetum*), дубово-соснових (*Quercetea robori-petraea*, *Quercus robori-Pinetum*) заплавлених лук та евтрофних боліт. Район прилягає до адміністративного кордону з Республікою Білорусь. Район і заповідник, зокрема, характеризуються високою лісистістю (до 65%) і високою заболоченістю (12%). Тут переважає лісовий тип рослинності з переважанням соснових лісів (56%), зокрема штучних соснових (*Pinus sylvestris* L.) (85%) та вторинних березових (*Betula pendula* Roth) лісів (29%). Подекуди зустрічаються дубові ліси, а в низинах – вільхові. Ліси займають піщані схили хребтів, болота та великі плоскі низовини. Щодо умов забезпечення поживними речовинами, то найхарактернішими є бідні та відносно бідні, переважно сухі та вологі екотопи. Вік більшості деревостанів становить 50-80 років, але на окремих ділянках зустрічаються ліси віком 100-150 років, а подекуди дерева, переважно *Quercus robur* L., мають вік 200-300 років. Крім того, рослинний покрив Чорнобильського біосферного заповідника включає перелоги (17%), луки, болота (8%), водні та прибережно-водні угруповання, які займають меншу площу (до 5%). Решту території займають антропогенні об'єкти (покинуті села та садиби, дороги), навколо яких рослинний покрив формують переважно культури *Robinia pseudoacacia* L., *Acer negundo* L. та *Acer platanoides* L..

Досліджувані ліси були представлені варіаціями гігрофільного ряду від сухих соснових лісів з мохом та лишайником через чорничні та сфагнові соснові ліси до вологих березових та вільхових лісів.

До пожеж лісові масиви заповідника вирізнялися специфічним різноманіттям та структурою. Зокрема, лишайникові соснові ліси займають

значні площі серед заповідних територій Українського Полісся і визначають специфіку його ландшафтів. Ці ліси становлять близько 5-7% площі соснових лісів заповідника, займають верхні частини схилів та піщаних гряд і формуються на ґрунтах зі слабо вираженим гумусовим горизонтом. Деревостан розріджений і низької якості (ліси IV-V бонітету), сосни низькорослі, вкриті лишайниками. Трав'янисто-чагарниковий ярус розріджений (5-20%), з незначним видовим домінуванням. У ньому переважають псамофіти, з найбільшою часткою *Corynephorus canescens* (L.) Beauv., *Koeleria glauca* (Spreng.) DC., *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Vaccinium vitis-idaea* L. *Carex ericetorum* Poll., *Rumex acetosella* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Festuca polesica* Zapal. Мохово-лишайниковий ярус досить потужний (70-80%). У ньому домінують *Cladonia* spp. часто спільно з *Polytrichum piliferum* Hedw. та *Dicranum rugosum* Hoffm. ex Brid. У багатших і вологіших умовах формуються лишайниково-зеленомохові соснові ліси, які є проміжною ланкою між лишайниковими і зеленомоховими лісами.

Зеленомохові соснові ліси формуються на нижніх схилах вирівняних ділянок. Вони переважають на займаній площі і є найбільш продуктивними (I-II клас бонітету). Сосна має високу відновлювальну та продуктивну здатність. Деревостан складається з сосни звичайної з домішкою берези повислої. Це світлі ліси з середньою густотою деревостану без помітного ярусу підліску. Трав'яно-чагарниковий ярус розріджений (20-30%), домінування в ньому чітко не виражене. Найбільшу участь у ньому беруть *Vaccinium myrtillus* L., *Calluna vulgaris*, *Melampyrum pratense* L., *Solidago virgaurea* L., *Vaccinium vitis-idaea*. Моховий покрив густий (70-80%) з переважанням *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. та *Dicranum rugosum*.

Чорницеві соснові ліси займають найбільші площі в центральній, північній та південно-східній частинах заповідника. Вони формуються на знижених ділянках з дерново-слабопідзолистими оглеєними ґрунтами. Тут добре розвинений підлісок з переважанням *Frangula alnus* Mill. Добре виявлений трав'яно-чагарниковий ярус з покриттям 60-75%, основу якого складає *Vaccinium myrtillus*. Звичайними видами в ньому є *Molinia coerulea* (L.) Moench, *Vaccinium*

vitis-idaea, *Potentilla erecta* (L.) Rausch. Моховий покрив зазвичай добре розвинений (50-60%), іноді розріджений (20-30%), з домінуванням *Pleurozium schreberi* та *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.

Молінієво-ожинові соснові ліси поширені в заповіднику в більш вологих умовах, ніж попередні, з більш оглеєними ґрунтами. В таких умовах формуються і молінієві сосняки. У деревостані домінують *Betula pendula*, *Populus tremula* L. та *Alnus glutinosa* (L.) Gaerth. Підлісок розріджений з *Frangula alnus* та *Sorbus aucuparia* L. У щільному трав'яно-чагарниковому ярусі домінують *Molinia coerulea* та *Vaccinium myrtillus* у різних співвідношеннях. Крім лісових видів, таких як *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Vaccinium vitis-idaea*, *Melampyrum pratense*, зустрічаються також лісо-болотні види – *Ledum palustre* L., *Vaccinium uliginosum* L. Моховий покрив досить щільний (60-70%).

Сфагнові соснові ліси формуються на рельєфних низинних ділянках з торф'янистими ґрунтами. Сфагновий покрив формується з переважанням *Sphagnum fallax* H.Klinggr., *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw. та інших.

Березові ліси (*Betula pendula*) поширені в заповіднику і займають значні площі. Серед них переважають сосново-березові ліси, які поступово змінюються сосновими лісами з домішкою берези. Березові ліси світлі, як правило, без підліску, трав'яно-чагарниковий ярус вони зазвичай "успадковують" від лісів, де сформувалися. У цьому ярусі домінують *Vaccinium myrtillus*, *Pteridium aquilinum*, *Calluna vulgaris*, *Festuca rubra* L. тощо.

Вільхові ліси в заповіднику зустрічаються в заплавах річок Прип'ять, Уж, Ілля та їх приток. Вони приурочені до мінеральних болотних оглеєних ґрунтів. У травостої цих лісів переважали лучні та болотні види – куничник цеспітозний (*Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.), осока чорна (*Carex nigra* (L.) Reichard) та куничник лепешняковий (*C. leporina* L.), нерідко також папороті.

3.1. Відновлення рослинності після пожеж у заповіднику

Найменше після пожеж постраждали перелоги та луки. Вогонь на них зазвичай рухається швидко, спалюючи суху рослинність і не пошкоджуючи кореневі системи. Трав'яна рослинність на перелогах після пожеж почала інтенсивно відростати вже через 2-3 тижні після проходження вогню (рис. 2).



А



Б



В



Г

Рис. 2. Відновлення перелогів після пожежі. А) Фото від 06.05.2020; Б) Фото від 11.05.2020; В) Відновлення мурашника на місці низової пожежі. Фото від 12.05.2020; Г) Піщана ящірка (*Lacerta agilis*) на згарищі, с. Крива Гора. Фото 06.05.2020

Ліси та болота постраждали від пожеж значно більше, а їх відновлення триває довше порівняно з перелогами. Зокрема, вогонь знищив близько 10,6 тис. га лісів, значно пошкодив 1,96 тис. га боліт. Якщо відновлення боліт відбувається природним шляхом без вжиття будь-яких заходів, то відновлення лісів можливе штучними методами. Але штучне лісовідновлення потрібне лише тоді, коли для лісового господарства потрібна певна структура та склад лісу, і не є необхідним,

якщо метою є збереження біорізноманіття та природних екосистем. У зв'язку з цим перспективи природного відновлення лісових екосистем розглянемо більш детально.

Досліджені постпірогенні ліси (Додаток Б) характеризуються зростанням і, відповідно, збільшенням проективного покриття окремих видів – переважно фанерофітів (*Frangula alnus*, *Rubus caesius*) та гемікриптофітів (*Calamagrostis epigeios*, *Chelidonium majus* L., *Elytrigia repens*, *Urtica dioica* L.). Зміни біоморфологічної структури угруповань, зокрема співвідношення кількості терофітів до інших біоморф у видовому складі угруповань, є одним із маркерів антропогенних змін рослинності. Слід відзначити збільшення частки таких терофітів, як *Erigeron canadensis* L., *Lactuca serriola* Torner, появу на згарищах *Solidago canadensis* L., а на деяких ділянках також *Erechtites hieraciifolius* (L.) Raf. ex DC).

Загалом у 10 описах рослинності зафіксовано 88 видів (Додаток Б). Основу видового складу складають типові види сухих та помірно вологих соснових і суборових лісів Українського Полісся. Більшість видів трапляються з покриттям менше 1%. Основним домінантом деревного ярусу є сосна звичайна (*Pinus sylvestris*) з покриттям зазвичай 20-30%. Супутниками сосни є *Populus tremula*, *Betula pendula*. Значно рідше зустрічається *Quercus robur*, на вологих екотопах – *Alnus glutinosa* та *Betula pubescens*.

Хоча наше дослідження стосувалося насамперед перших стадій постпірогенної сукцесії після пожеж 2020 року, ми також розглянули післяпожежну сукцесію на згарищах різних років (1992, 2005, 2015) у різних типах лісу в ЧЗВ. Більшість пробних площ були в штучних соснових лісах, які є найбільш вразливими до впливу пожеж через високу горючість сосни, особливо в монокультурі. У таких лісах руйнівний вплив пожеж позначився на всіх компонентах екосистеми, від дерева до трав'яно-мохового ярусу. На наступний рік після пожежі рослинний покрив являє собою обвуглений суцільний шар, на якому рослини ростуть окремими екземплярами або куртинами.

За нашими спостереженнями, найкраще відновлюються береза повисла (*Betula pendula*), вільха чорна (*Alnus glutinosa*), осика (*Populus tremula*), крушина (*Frangula alnus*), ожина (*Rubus caesius*, *R. nessensis*) та малина (*Rubus idaeus*) серед рослин на лісових ділянках, що постраждали від пожеж у попередні роки. Відновлення сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) відбувається повільніше і залежить від кількох факторів, таких як тип ґрунту, його вологість, топографічні умови та інтенсивність пожежі [41]. Тим не менш, *Pinus sylvestris* добре відновлюється після пожеж 2020 року на більшості пробних ділянок, розташованих у колишніх соснових лісах і мають середнє проєктивне покриття близько 20% (Додаток А). Отже, пожежі середньої та високої інтенсивності в середньовікових соснових насадженнях на бідних і сухих ґрунтах створюють сприятливі умови для природного поновлення сосни звичайної. Післяпожежні деревостани *Pinus sylvestris* характеризуються неоднорідністю вікової структури природного поновлення. Найбільше поновлення відбулося в рік пожежі та наступного року, в період найменш значної конкуренції з мохово-лишайниковою та трав'янистою рослинністю.

В умовах інтенсивної трав'яної пожежі основні структурні компоненти чагарникового і трав'яного ярусів соснових і дубово-соснових лісів знищуються на 90-95%. Чисельність окремих компонентів (*Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris*) за 1-2 роки знижується з 10-50% до 1-5%. Оскільки пожежа в першу чергу пошкоджує рослини, бруньки відновлення яких знаходяться над землею, зазначені види, які є хамефітами, постраждали і були заміщені *Calamagrostis epigejos* (Додаток А), світлолюбним гемікриптофітом з вегетативним активним розмноженням. Таким чином, типові лісові види заміщуються синантропними та луговими на ранній стадії сукцесії. Однак, *Calluna vulgaris* зазвичай розмножується під впливом вогню, і після пожежі очікується значне відновлення сходів, але може знадобитися деякий час, щоб розвинути в щільний покрив. Отже, лісові пожежі активно сприяють поширенню вогнестійких видів, які замінюють види, що потенційно можуть рости в непорушеному середовищі [36].

Дослідження післяпожежної сукцесії на згарищах різних років у різних типах лісу в ЧЗВ показало, що підстилка висихає навіть у заболочених лісах, що може бути пов'язано зі зміною клімату та призводити до ризику розширення нових пожежонебезпечних територій. Пожежа призвела до зміни видового складу трав, мохів та лишайників. Після низової пожежі середньої інтенсивності в соснових лісах Чорнобильського заповідника видове різноманіття мохового покриву зменшується на 90%. Пожежі високої інтенсивності призводять до повного знищення моху та лишайників. Після низової та верхової пожежі на ділянках роль більшості лісових видів є незначною. Водночас збільшується проективне покриття та стійкість синантропних видів: *Berteroa incana*, *Chamaerion angustifolium*, *Chelidonium majus*, *Erigeron canadensis*, *Hieracium virosum*, *Lactuca serriola*, *Senecio vulgaris*, *Solidago canadensis*, *Taraxacum officinale*, що загалом відповідає першій стадії післяпожежної сукцесії, з тією лише різницею, що збільшується частка інвазійних видів.

Через 1-3 роки після низової пожежі середньої інтенсивності трав'яний покрив на вигорілих ділянках являє собою "суміш" звичайних природних і рудеральних видів, проективне покриття яких іноді досягає 30-40%. Дослідження, проведені на початку XXI століття в Поліському природному заповіднику, ілюструють такі зміни рослинного покриву [4]. Вони ідентичні змінам у Луб'янському та Паришівському лісництвах заповідника, які ми спостерігаємо останніми роками.

3.3. Післяпожежний відновлювальний потенціал деревостанів

У лісах заповідника переважають соснові ліси – близько 56% лісової площі, нерідко трапляються березові ліси з участю *Betula pendula* Roth та *B. pubescens* Ehrh (28,9 %). Рідше зустрічаються вільхові (7,6%), дубово-соснові (4,6%) та осикові (1,1%) ліси.

Згідно дослідженнями Федонюк та ін., 2021, пожежі завдали найбільшої шкоди лісовим екосистемам. Серед них на ліси сосни звичайної припадає 52%.

Найбільше від пожеж постраждали молодняки – 37% та середньовікові деревостани – 53%.

У ЧЗВ спостерігається тенденція переходу від хвойного до листяного лісового покриву. Яскравим прикладом є трансформація рослинного покриву в так званому "Рудому лісі". Хвойні дерева (насамперед, сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.)) у Рудому лісі були знищені у 1986 році, а територія згодом відновилася листяними породами - березою (*Betula pendula* Roth.), вільхою чорною (*Alnus glutinosa* L.) та іншою рослинністю. При зміні хвойного лісового покриву на листяний відбувається зміна екологічних угруповань, що проявляється у зміні видового різноманіття, притаманного різним типам лісу.

Хоча *Betula pendula* є типовим піонерним видом у цій місцевості [30], її природне поновлення виявлено лише на двох пробних ділянках. Осика значно переважає березу повислу за частотою трапляння на пробних площах. Потужна спонтанна колонізація *Populus tremula* в перші роки після пожежі також була виявлена в обгорілих хвойних насадженнях у Німеччині (Blumroeder et al., 2022) та Чехії (Adámek et al., 2018).

Примітно, що *Quercus robur* досить широко відновлюється на пробних ділянках, розташованих у колишніх соснових лісах, що вказує на можливу зміну рослинного покриву в майбутньому. За характером рослинності територія Чорнобильського заповідника належить до європейських широколистяних лісів, де в голоцені, до значної експансії людини, домінували ліси з *Quercus* sp., потім з *Pinus sylvestris* і *Betula* sp.. Цю територію навіть називають рефугіумом поширення дуба звичайного у Східній Європі [26]. Таким чином, у зв'язку зі зростанням посушливості клімату, в тому числі і в Українському Поліссі, дуб має перспективи домінування на пізній стадії сукцесії, особливо на вологих родючих ґрунтах.

Ми проаналізували ліси, що постраждали від пожеж, та ті, що загинули внаслідок пожеж (рис. 3, 4). Загиблі ліси становлять майже 25% лісів, що постраждали від пожеж. Серед лісів, охоплених пожежами, більшість мають

високий екологічний лісівничий потенціал і, відповідно, високий потенціал до природного поновлення (81,6%).

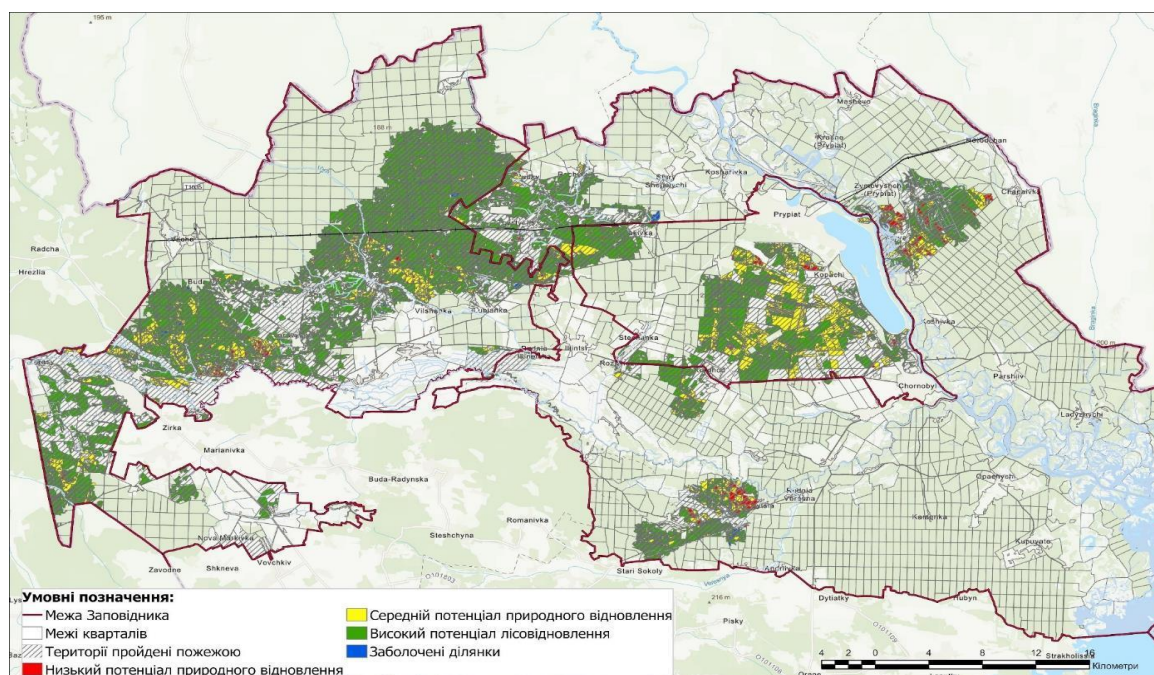


Рис. 3. Розподіл лісів, що постраждали від пожеж, за природним відновлювальним потенціалом

У загинлих лісах частка лісів з високим потенціалом природного поновлення є меншою і становить 66,8% (рис. 4).

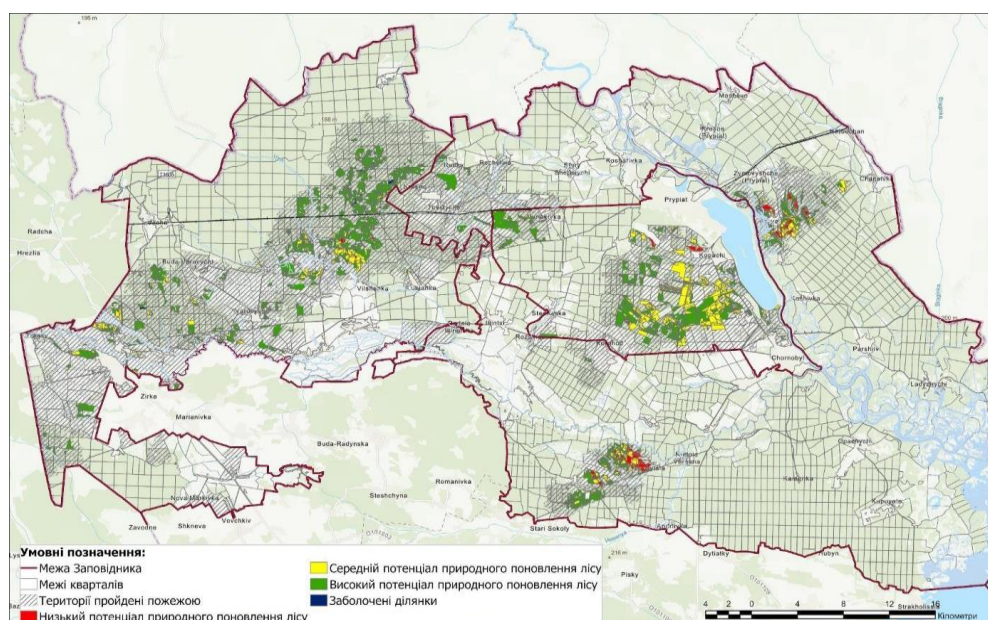


Рис. 4. Розподіл лісів загинлих внаслідок пожеж за потенціалом природного відновлення

Частка лісів з низьким потенціалом природного поновлення є низькою і становить 1,9% та 4,8% у вигорілих від пожеж та мертвих лісах відповідно.

Слід зазначити, що згідно з природоохоронним законодавством, будь-яка діяльність, в тому числі лісогосподарська, на території заповідника заборонена. Лісовідновлювальні роботи можливі в зоні антропогенних ландшафтів та буферній зоні заповідника. Можливість проведення лісовідновлювальних робіт з урахуванням зонування згідно з планом організації території показана на рисунку 5.

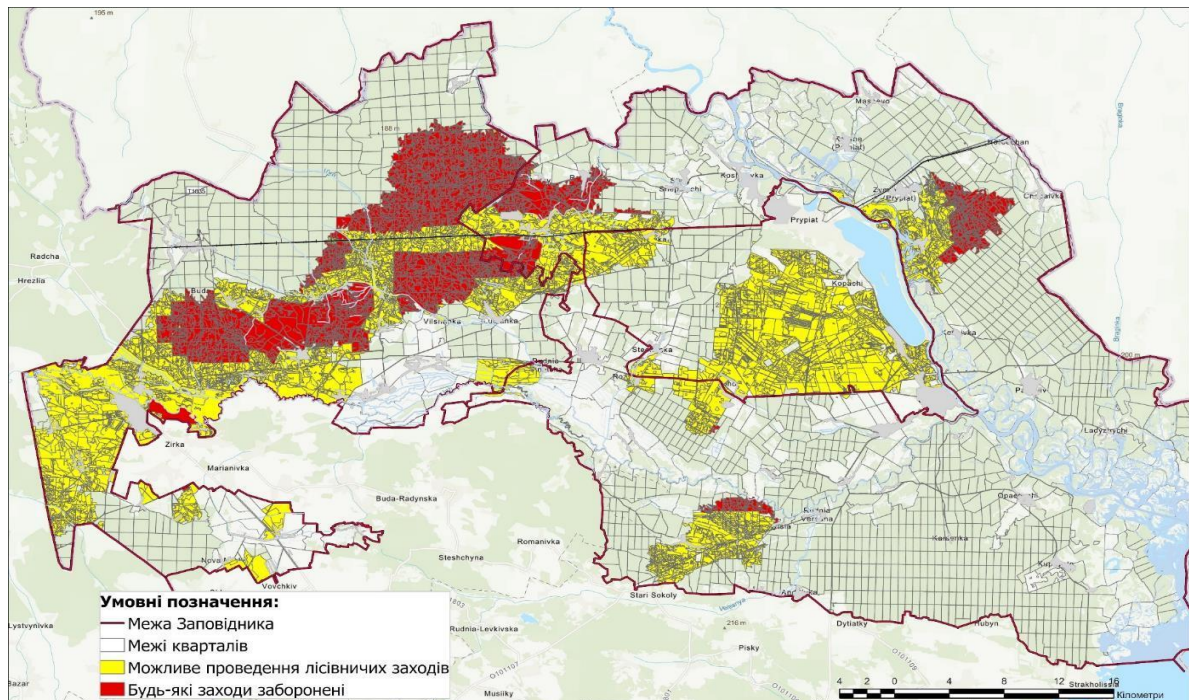


Рис. 5. Можливість ведення лісового та лісогосподарського господарства на територіях, що постраждали від пожеж

Таким чином, більшість територій мають високий лісівничий потенціал і здатні самостійно відновлюватися після пожеж, тому не потребують втручання в природні процеси для лісовідновлення. Розвиток лісів у зоні відчуження прогнозується за сценаріями, що узгоджуються з попередніми дослідженнями для цієї території та Поліського регіону України. Більш детальне вивчення післяпожежного відновлення лісів заповідника буде предметом наших подальших досліджень.

Природне поновлення на перелогах, а також порушення в лісах (пожежі, шкідники, хвороби), які посилилися в останні роки, призводять до збільшення площі природних лісів зі змішаним складом, стійких до пожеж та інших шкідливих чинників. Такий сценарій розвитку екосистем відповідає завданням землеустрою зони відчуження, зокрема, формуванню корінних лісів, які забезпечать стабілізацію радіонуклідів у ландшафтах зони, а також завданням заповідника щодо збереження природних комплексів Полісся, біологічного та ландшафтного різноманіття.

3.4. Інвазійні види в постпірогенних сукцесіях

Наше дослідження перших етапів постпірогенної сукцесії показало, що на територіях, які постраждали від пожеж у 2020 році, лісові (аборигенні) види заміщуються синантропними, переважно рудеральними, видами. Видовий склад збіднюється і базується не на типових післяпожежних видах, таких як *Epilobium angustifolium* L., а на чужорідних видах, таких як *Erigeron Canadensis*, *Lactuca serriola* L., *Oenothera biennis* L. та ін.

На досліджуваних тестових ділянках було виявлено десять чужорідних видів рослин, а також ще чотири види, які є потенційно інвазійними в Україні та занесені до списку інвазійних у сусідніх країнах, зокрема в Білорусі (Додаток 1). Серед них *Senecio vulgaris* L., *Galeopsis ladanum* L., *Padus serotina* (Ehrh) Ag. та *Impatiens parviflora* DC – високо інвазійні види рослин, які також загрожують лісовій зоні України [8].

Такі фактори, як інтенсивність і масштаби пожежі, наявність інвазійних видів на прилеглих територіях відіграють значну роль у визначенні ступеня інвазії на згарищах. Слід підкреслити, що ареал інвазійних видів у зоні відчуження значно відрізняється від прилеглих регіонів через "закритий" статус цієї території. Інвазійні рослини в основному поширюються з покинутих населених пунктів, лісових розсадників та нечисленних відвідувачів.

Найпоширенішими інвазійними видами на досліджуваній території є *Robinia pseudoacacia* та *Erigeron canadensis*. Злинка канадська є поширеною

чужорідною рослиною на луках та вологих порушених територіях, включаючи місця після пожеж, і вважається одним з десяти найбільш інвазійних видів в Європі [14]. Дослідження, проведені в лісостепу України, також показали, що *Erigeron canadensis* L. мав найвище проективне покриття в перші два роки після пожежі, але з кожним наступним роком його проективне покриття зменшувалося [1]. Ми також можемо очікувати такої тенденції, оскільки цей вид набагато рідше зустрічається на згарищах старше 6 років.

В Україну робінія звичайна (*Robinia pseudacacia*) була інтродукована як декоративна медоносна рослина, відома також своєю протиерозійною здатністю. Сьогодні робінія визнана одним з основних інвазійних чужорідних деревних видів у Європі. Особливу загрозу для заповідних степових угруповань в Україні становить акація звичайна, яка активно перетворює ці оселища на густі зарості робінії та різко знижує місцеве біорізноманіття [8]. У Чорнобильській зоні відчуження *R. pseudoacacia* спонтанно розширює свої площі вздовж доріг покинутих населених пунктів, а також у колишніх садах і парках, де домінує на бідних ґрунтах. До аварії на Чорнобильській АЕС робінію та інші азотфіксуючі види бобових висаджували та висівали у штучних соснових лісах. Після лісових пожеж ми спостерігали найвище проективне покриття робінії чорної на ділянках інтенсивної пожежі, а також там, де частка паростків від батьківських дерев була високою. Згідно з останніми дослідженнями, робінія має великий потенціал у зв'язку з потеплінням клімату, особливо у відносно сухих біотопах Центральної та Північно-Східної Європи, а також Східної Європи). Тому в майбутньому ми очікуємо поширення *R. pseudoacacia* в ЧЗВ не лише в порушених екосистемах, але й у природних лісах.

Дослідження динаміки відновлення рослинності після великих пожеж ЧЗВ також має вирішальне значення для прогнозування їх змін і методів управління, необхідних для відновлення стійких екосистем з мінімальним винесенням радіонуклідів. На жаль, після російського вторгнення в Чорнобильську зону проводити дослідження в заповіднику проблематично, оскільки територія замінована.

ВИСНОВКИ

Пожежі 2020 року охопили різні екосистеми Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника та завдали їм різної шкоди, що зумовило необхідність дослідження їх післяпожежного відновлення. У ході дослідження ми прийшли до наступних висновків:

1. Оскільки заповідник характеризується високим ступенем лісистості, найбільше від пожеж постраждали лісові екосистеми. Основним типом лісу до пожежі були штучні соснові ліси та вторинні березові ліси. Більшість лісів, що постраждали від пожеж, мають високий потенціал до природного поновлення (81,6%), а частка лісів з низьким потенціалом до природного поновлення становить лише 1,9%.

2. *Pinus sylvestris* добре відновлюється після пожеж у колишніх соснових насадженнях і має середнє проєктивне покриття близько 20%. Хоча *Betula pendula* є типовим піонерним видом для цієї території, *Populus tremula* значно переважає за частотою зустрічальності. *Quercus robur* відновлюється досить інтенсивно, що вказує на його перспективи домінування на пізній сукцесійній стадії, особливо в умовах триваючих змін клімату.

3. Виявлено, що на ділянках, які постраждали від пожежі, відбулося заміщення лісових (аборигенних) видів синантропними, переважно рудеральними. Видовий склад збіднений і базується на чужорідних видах, таких як *Erigeron Canadensis*, *Lactuca serriola* L., *Oenothera biennis* L. тощо. Основною інвазивною деревною рослиною є робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia*), проєктивне покриття якої на деяких пробних ділянках сягає 40% і яка має значний потенціал для спонтанного поширення в майбутньому.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Ворон В. П., Мельник Є. Є. Особливості посткатастрофічної пірогенної динаміки живого надґрунтового покриву соснових фітоценозів у Лісостепу України. Лісівництво і агролісомеліорація. Вип. 18. 2016. С. 114 -121.
2. Галущенко, О. М., Мельничук, Т. В., Вишневський, Мельничук-Володкіна, В. В., Борсук, О. А., Федонюк, Т. П., Зимарєва, А. А. Літопис природи. Том 5. 2022. К.: Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник. 405 с.
3. Гончаренко І.В. Фітоіндикація антропогенного навантаження. Дніпро : Середняк Т.К. 2017. 127 с.
4. Гуменюк В. В. Післяпожежне відновлення живого надґрунтового покриву в лісових насадженнях поліського природного заповідника. Науковий вісник НЛТУ України . 2013. №13. С. 17 – 23.
5. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К.: Наук.думка, 1994. 280 с.
6. Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Геоботанічне районування України та суміжних територій. *Український ботанічний журнал* : наук. журнал НАН України. 2003. Т. 60, № 1. С. 6-17.
7. Маурер В.М., Зібцев С.В., Савущик М.П., Борсук О.А. Науково-практичні рекомендації з екологобезпечних підходів і методів відтворення лісів зони відчуження. Київ: НУБіП. 2015. 17 с.
8. Протопопова В. В., Шевера М. В. Інвазійні види у флорі України. І. Група високо активних видів. *Geo & Bio*. 2019. Т. 17. С. 116-135.
9. Abram, N. J., Benjamin J. Henley, & Sen Gupta, A. et al. (2021). Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia. *Commun Earth Environ* 2, 8 (2021), 2(8), 1–17. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8>

10. Adámek, M., Jankovská, Z., Hadincová, V., Kula, E., & Wild, J. (2018). Drivers of forest fire occurrence in the cultural landscape of Central Europe. *Landscape Ecology*, 33(11), 2031–2045. <https://doi.org/10.1007/S10980-018-0712-2/METRICS>
11. Ager, A. A., Lasko, R., Myroniuk, V., Zibtsev, S., Day, M. A., Usenia, U., Bogomolov, V., Kovalets, I., & Evers, C. R. (2019). The wildfire problem in areas contaminated by the Chernobyl disaster. *Science of The Total Environment*, 696, 133954. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.133954>
12. Blumroeder, J. S., Schmidt, F., Gordon, A., Grosse, S., & Ibisch, P. L. (2022). Ecosystemic resilience of a temperate post-fire forest under extreme weather conditions. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 1070958. <https://doi.org/10.3389/FFGC.2022.1070958/BIBTEX>
13. Beresford, N. A., Barnett, C. L., Gashchak, S., Kashparov, V., Kirieiev, S. I., Levchuk, S., Morozova, V., Smith, J. T., & Wood, M. D. (2021). Wildfires in the Chornobyl exclusion zone—Risks and consequences. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17(6), 1141–1150. <https://doi.org/10.1002/IEAM.4424>
14. Bhattacharya, S., Hernández, F., Alves, M. F., Machado, R. M., Sun, Y. Y., Wang, M. R., Zhang, C. Bin, & Hao, J. H. (2022). Genetic diversity and population structure of invasive and native populations of *Erigeron canadensis* L. *Journal of Plant Ecology*, 15(4), 864–876. <https://doi.org/10.1093/JPE/RTAC016>
15. Bright, B. C., Hudak, A. T., Kennedy, R. E., Braaten, J. D., & Henareh Khalyani, A. (2019). Examining post-fire vegetation recovery with Landsat time series analysis in three western North American forest types. *Fire Ecology*. 15: 8., 15(1), 8. <https://doi.org/10.1186/S42408-018-0021-9>
16. De Meutter, P., Gueibe, C., Tomas, J., Outer, P. den, Apituley, A., Bruggeman, M., Camps, J., Delcloo, A., Knetsch, G. J., Roobol, L., & Verheyen, L. (2021). The assessment of the April 2020 chernobyl wildfires and their impact on Cs-137 levels in Belgium and The Netherlands. *Journal of Environmental Radioactivity*, 237, 106688. <https://doi.org/10.1016/J.JENVRAD.2021.106688>
17. Didukh Ya.P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv: Phytosociocentre, 2011. 176 p.

18. Dupuy, J. luc, Fargeon, H., Martin-StPaul, N., Pimont, F., Ruffault, J., Guijarro, M., Hernando, C., Madrigal, J., & Fernandes, P. (2020). Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: a review. *Annals of Forest Science*, 77(2). <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5>
19. Dvornik, A. A., Klementeva, E. A., & Dvornik, A. M. (2017). Assessment of ¹³⁷Cs contamination of combustion products and air pollution during the forest fires in zones of radioactive contamination. *Radioprotection*, 52(1), 29–36. <https://doi.org/10.1051/RADIOPRO/2016085>
20. Evangeliou, N., & Eckhardt, S. (2020). Uncovering transport, deposition and impact of radionuclides released after the early spring 2020 wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone. *Scientific Reports* 2020 10:1, 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67620-3>
21. Evangeliou, N., Zibtsev, S., Myroniuk, V., Zhurba, M., Hamburger, T., Stohl, A., Balkanski, Y., Paugam, R., Mousseau, T. A., Møller, A. P., & Kireev, S. I. (2016). Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chernobyl Nuclear Power Plant in 2015: An impact assessment. Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/srep26062>
22. Fedoniuk, T., Borsuk, O., Melnychuk, T., Zymarioieva, A., & Pazych, V. (2021). Assessment of the Consequences of Forest Fires in 2020 on the Territory of the Chornobyl Radiation and Ecological Biosphere Reserve. *Scientific Horizons*, 24(8), 26–36. [https://doi.org/10.48077/SCIHOR.24\(8\).2021.26-36](https://doi.org/10.48077/SCIHOR.24(8).2021.26-36)
23. He, T., Lamont, B. B., & Pausas, J. G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94(6), 1983–2010. <https://doi.org/10.1111/BRV.12544>
24. Hermoso, V., Regos, A., Morán-Ordóñez, A., Duane, A., & Brotons, L. (2021). Tree planting: A double-edged sword to fight climate change in an era of megafires. *Global Change Biology*, 27(13), 3001–3003. <https://doi.org/10.1111/GCB.15625>
25. Kelly, L. T., Giljohann, K. M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E., Bennett, A. F., Buckland, S. T., Canelles, Q., Clarke, M. F., Fortin, M. J.,

Hermoso, V., Herrando, S., Keane, R. E., Lake, F. K., McCarthy, M. A., Morán-Ordóñez, A., Parr, C. L., Pausas, J. G., ... Brotons, L. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370(6519).

https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABB0355/SUPPL_FILE/ABB0355-KELLY-SM.PDF

26. Kozharinov, A. V., & Borisov, P. V. (2013). Distribution of oak forests in Eastern Europe over the last 13000 years. *Contemporary Problems of Ecology*, 6(7), 755–760. <https://doi.org/10.1134/S199542551307007X/METRICS>

27. Linley, G. D., Jolly, C. J., Doherty, T. S., Geary, W. L., Armenteras, D., Belcher, C. M., Bliege Bird, R., Duane, A., Fletcher, M. S., Giorgis, M. A., Haslem, A., Jones, G. M., Kelly, L. T., Lee, C. K. F., Nolan, R. H., Parr, C. L., Pausas, J. G., Price, J. N., Regos, A., ... Nimmo, D. G. (2022). What do you mean, ‘megafire’? *Global Ecology and Biogeography*, 31(10), 1906–1922. <https://doi.org/10.1111/GEB.13499>

28. Liu, Z. (2016). Effects of climate and fire on short-term vegetation recovery in the boreal larch forests of Northeastern China. *Scientific Reports* 2016 6:1, 6(1), 1–14. <https://doi.org/10.1038/srep37572>

29. Masson, O., Romanenko, O., Saunier, O., Kirieiev, S., Protsak, V., Laptev, G., Voitsekhovych, O., Durand, V., Coppin, F., Steinhauser, G., De Vismes Ott, A., Renaud, P., Didier, D., Boulet, B., Morin, M., Hýža, M., Camps, J., Belyaeva, O., Dalheimer, A., ... Zorko, B. (2021). Europe-Wide Atmospheric Radionuclide Dispersion by Unprecedented Wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone, April 2020. *Environmental Science & Technology*, 55(20), 13834–13848. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C03314>

30. Matsala, M., Senf, C., Bilous, A., Diachuk, P., Zadorozhniuk, R., Burianchuk, M., & Seidl, R. (2022). The impact of radioactive contamination on tree regeneration and forest development in the Chernobyl Exclusion Zone. *Applied Vegetation Science*, 25(1). <https://doi.org/10.1111/AVSC.12631>

31. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. (1999). Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist, Kiev, 345 pp. <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.2985.0409>

32. Nimmo, D. G., Carthey, A. J. R., Jolly, C. J., & Blumstein, D. T. (2021). Welcome to the Pyrocene: Animal survival in the age of megafire. *Global Change Biology*, 27(22), 5684–5693. <https://doi.org/10.1111/GCB.15834>
33. Pausas, J. G. & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytol.* 204, 55–65.
34. Tangney, R., Paroissien, R., Le Breton, T. D., Thomsen, A., Doyle, C. A., Ondik, M., Miller, R. G., Miller, B. P., & Ooi, M. K. (2022). Success of post-fire plant recovery strategies varies with shifting fire seasonality. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00453-2>
35. Thompson, K. (1987). Seeds and seed banks. *New Phytol.* 106, 23–34.
36. Trabaud, L., & Lepart, J. (1980). Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43(1–2), 49–57.
<https://doi.org/10.1007/BF00121017/METRICS>
37. Wintle, B. A., Legge, S., & Woinarski, J. C. Z. (2020). After the Megafires: What Next for Australian Wildlife? *Trends in Ecology and Evolution*, 35(9), 753–757. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2020.06.009>
38. Wu, C., Venevsky, S., Sitch, S., Mercado, L. M., Huntingford, C., & Staver, A. C. (2021). Historical and future global burned area with changing climate and human demography. *One Earth*, 4(4), 517–530.
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.03.002>
39. Zibtsev, S. V., Goldammer, J. G., Robinson, S., & Borsuk, O. A. (2015). Fires in nuclear forests: silent threats to the environment and human security - ProQuest. *Unasylva*, 66(243/244), 40–51.
40. Talerko, M., Kovalets, I., Lev, T., Igarashi, Y., & Romanenko, O. (2021). Simulation study of radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020. *Atmospheric Pollution Research*, 12(3), 193–204. <https://doi.org/10.1016/J.APR.2021.01.010>
41. Yang, J., Pan, S., Dangal, S., Zhang, B., Wang, S., & Tian, H. (2017). Continental-scale quantification of post-fire vegetation greenness recovery in

temperate and boreal North America. *Remote Sensing of Environment*, 199, 277–290. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.07.022>

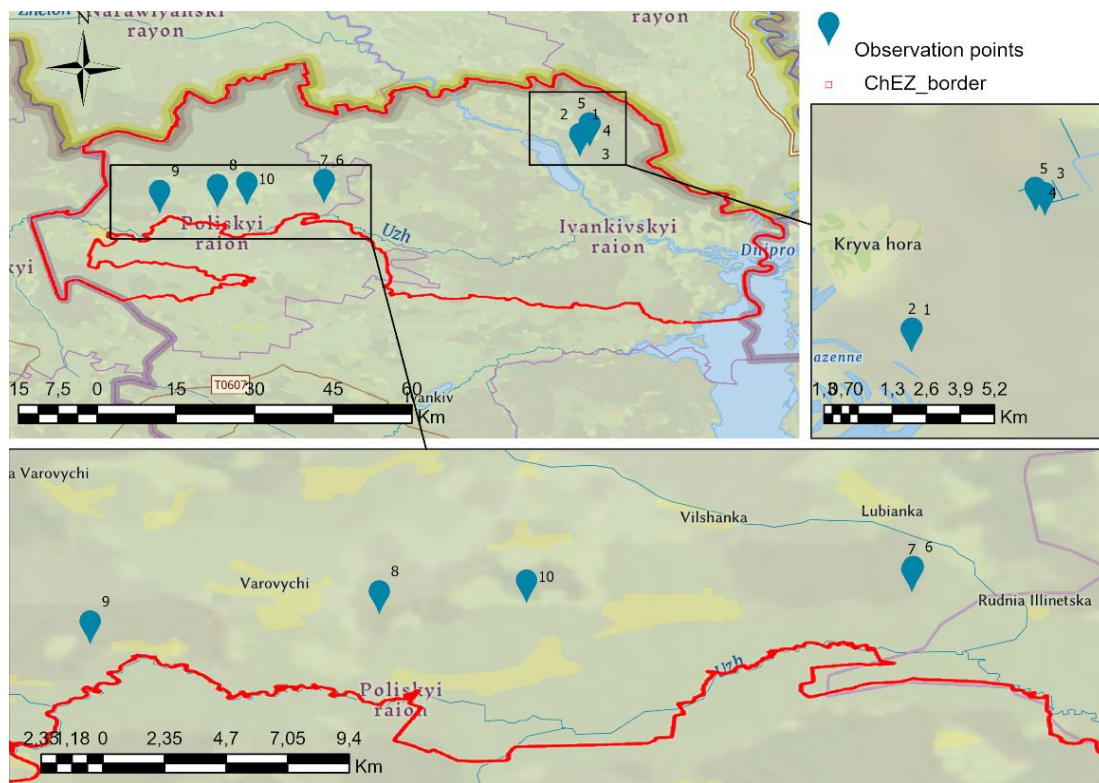
42. Westhoff, V., & Van Der Maarel, E. (1978). The Braun-Blanquet Approach. *Classification of Plant Communities*, 287–399. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9

43. Zymaroieva, A., Kolomiychuk, V., Fedoniuk, T., Goncharenko, I., Borsuk, O., Melnychuk, T. & Svenning, J-Ch. Post-fire recovery of vegetation in the Chornobyl Radiation and Ecological Biosphere Reserve. *International Journal of Environmental Studies*. 80 (1), 2023) DOI: 10.1080/00207233.2023.2287345

ДОДАТКИ

Додаток А

Розташування точок спостереження



Додаток Б

Опис лісової рослинності, що постраждала від пожеж*. Види відсортовані за сумою прогнозованого покриття. Прогнозоване покриття видів наведено у відсотках.

Вид	Сума проект ивного покри ття	Поши- реніст ь	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Широта			51. 36 97	51. 36 98	51. 38 76	51. 38 83	51. 38 82	51. 29 116	51. 29 03	51. 28 278	51. 27 249	51. 28 65
Довгота			30. 20 91	30. 20 92	30. 22 67	30. 22 54	30. 22 55	29. 77 131	29. 77 08	29. 58 837	29. 48 930	29. 63 88
Загальне проективне покриття, %			90- 95	85- 90	90- 95	80- 90	70	30	65- 70	50	55- 60	70- 80
<i>Pinus sylvestris</i>	104	6	20	25			20	7		30	2	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	102	4					30	2	40		30	
<i>Pteridium aquilinum</i>	80	2	30		50							
<i>Rubus caesius</i>	41.5	6	5	5	15	15	0.5					1
<i>Robinia pseudoacacia*</i>	40	1										40
<i>Populus tremula</i>	37.6	7	0.1		10	10		5	2		10	0.5
<i>Chelidonium majus</i>	35.5	3		20						0.5		15
<i>Milium effusum</i>	25	1				25						
<i>Betula pendula</i>	22	2			2	20						
<i>Aristolochia clematitis</i>	20	1	20									
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	14	3						7	5		2	
<i>Erigeron canadensis*</i>	12.1	5	2	3		0.1	2			5		
<i>Sphagnum sp.</i>	12	1									12	
<i>Hypericum perforatum</i>	10	4	2		7		0.5		0.5			
<i>Maianthemum bifolium</i>	10	1										10
<i>Rumex acetosella</i>	9.1	3					7	0.1		2		
<i>Galium album</i>	9	3	1	7		1						
<i>Quercus robur</i>	8.5	4	2	5	1		0.5					
<i>Rumex acetosa</i>	8	4	0.5					2	5	0.5		
<i>Festuca altissima</i>	8	4	1		2	3	2					
<i>Lysimachia vulgaris</i>	7.5	4	1	3		3	0.5					
<i>Urtica dioica</i>	7	2		2		5						
<i>Frangula alnus</i>	7	6		1		2	0.5	0.5	1			2
<i>Alnus glutinosa</i>	5.5	3		0.5	2	3						
<i>Galium aparine</i>	5	1										5
<i>Viola tricolor</i>	4	2					1		3			
<i>Convallaria majalis</i>	4	2		2			2					
<i>Vicia cracca</i>	4	2	2	2								
<i>Humulus lupulus</i>	3.5	2		3								0.5

<i>Senecio vulgaris*</i>	3.5	3					0.5	1		2		
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3.5	2					0.5		3			
<i>Betula pubescens</i>	3	1									3	
<i>Rubus idaeus</i>	3	2						2		1		
<i>Galeopsis ladanum*</i>	3	3		1	1		1					
<i>Elytrigia repens</i>	3	2	1			2						
<i>Padus serotina*</i>	3	1										3
<i>Festuca ovina</i>	2.5	2					2			0.5		
<i>Solidago virgaurea</i>	2.5	4					1	0.5	0.5	0.5		
<i>Holcus lanatus</i>	2.1	2				2				0.1		
<i>Funaria hygrometrica</i>	2	1		2								
<i>Polygonum sp.</i>	2	1				2						
<i>Sarothamnus scoparius</i>	2	1					2					
<i>Carex brizoides</i>	2	1		2								
<i>Oenothera biennis*</i>	2	1	2									
<i>Glechoma hederacea</i>	1.5	2	1									0.5
<i>Achillea submillefolium</i>	1.1	2						1		0.1		
<i>Pilosella officinarum</i>	1.1	2						0.1	1			
<i>Potentilla recta</i>	1	1				1						
<i>Stachys palustris</i>	1	1				1						
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	2						0.5	0.5			
<i>Calamagrostis canescens</i>	1	1				1						
<i>Scutellaria galericulata</i>	1	1	1									
<i>Salix sp.</i>	1	1									1	
<i>Moehringia trinervia</i>	1	1								1		
<i>Hierochloe odorata</i>	1	1							1			
<i>Lactuca serriola*</i>	0.7	3	0.1	0.5					0.1			
<i>Hypochaeris radicata</i>	0.6	2		0.1			0.5					
<i>Lapsana communis</i>	0.6	2		0.1						0.5		
<i>Trifolium repens</i>	0.6	2					0.1			0.5		
<i>Carex contigua</i>	0.5	1		0.5								
<i>Coronaria flos-cuculi</i>	0.5	1		0.5								
<i>Chondrilla juncea</i>	0.5	1						0.5				
<i>Carex hirta</i>	0.5	1								0.5		
<i>Cucubalus baccifer</i>	0.5	1				0.5						
<i>Iris pseudacorus</i>	0.5	1				0.5						
<i>Oberna behen</i>	0.5	1					0.5					
<i>Veronica officinalis</i>	0.5	1					0.5					
<i>Spergula arvensis*</i>	0.5	1						0.5				
<i>Solidago canadensis*</i>	0.5	1						0.5				
<i>Solanum dulcamara</i>	0.5	1		0.5								

<i>Polygonum aviculare</i>	0.5	1						0.5				
<i>Dryopteris filix-mas</i>	0.5	1										0.5
<i>Myosoton aquaticum</i>	0.5	1				0.5						
<i>Melandrium album</i>	0.5	1	0.5									
<i>Impatiens parviflora*</i>	0.5	1										0.5
<i>Gypsophila fastigiata</i>	0.5	1					0.5					
<i>Geranium robertianum</i>	0.5	1										0.5
<i>Euphorbia virgata</i>	0.5	1	0.5									
<i>Hieracium sp.</i>	0.1	1						0.1				
<i>Cirsium arvense</i>	0.1	1		0.1								
<i>Jasione montana</i>	0.1	1							0.1			
<i>Sedum sp.</i>	0.1	1							0.1			
<i>Bidens tripartita</i>	0.1	1		0.1								
<i>Crepis tectorum</i>	0.1	1							0.1			
<i>Turritis glabra</i>	0.1	1							0.1			
<i>Verbascum lychnitis</i>	0.1	1	0.1									
<i>Ajuga reptans</i>	0.1	1					0.1					
<i>Carduus sp.</i>	0.1	1	0.1									

Примітка: * – інвазивні види