

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ АГРОЕКОЛОГІЇ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**



ФЕЩЕНКО ВАЛЕРІЙ ПЕТРОВИЧ

УДК 630.182.21:581.524.342

**ПОСТПРОГЕННІ ЗМІНИ РОСЛИННОСТІ
ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»**

03.00.16 – Екологія

АВТОРЕФЕРАТ

**дисертації на здобуття наукового ступеня
кандидата сільськогосподарських наук**

Київ – 2021

Дисертацією є рукопис.

Роботу виконано в Інституті агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Науковий керівник: доктор сільськогосподарських наук,
старший науковий співробітник
Ландін Володимир Петрович,
Інститут проблем безпеки атомних
електричних станцій НАН України,
завідувач сектору природокористування
і реабілітації.

Офіційні опоненти: доктор сільськогосподарських наук, професор
Лавров Віталій Васильович,
Білоцерківський національний аграрний університет,
завідувач кафедри загальної екології та екотрофології;

доктор сільськогосподарських наук, професор
Мудрак Олександр Васильович,
Комунальний заклад вищої освіти
«Вінницька академія безперервної освіти»,
завідувач кафедри екології, природничих та
математичних наук.

Захист відбудеться **13 травня 2021 р.** об 11-й годині на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.371.01 в Інституті агроекології і природокористування НААН за адресою: вул. Метрологічна, 12, м. Київ, Україна, 03143.

Із дисертацією можна ознайомитися у науковій бібліотеці Інституту агроекології і природокористування НААН за адресою: вул. Метрологічна, 12, м. Київ.

Автореферат розіслано «13» квітня 2021 р.

Вчений секретар спеціалізованої вченої ради,
кандидат сільськогосподарських наук

 С.О. Мазур

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Прийняття у 1992 р. Закону України «Про природно-заповідний фонд України» (ПЗФ) та затвердження у 1994 р. Державної Програми перспективного розвитку заповідної справи викликали позитивні зміни екологічної та природоохоронної політики в Україні. Проте, цей процес стримується нестабільним економічним станом в країні, браком коштів, недостатнім розвитком наукових досліджень і недосконалістю системи управління об'єктами і територіями ПЗФ. Значних негативних екологічних наслідків навколишньому природному середовищу завдають лісові пожежі. Залежно від їх виду та інтенсивності масштаб пошкодження лісової екосистеми варіює від часткової їх загибелі певних ярусів фітоценозу до повного вигорання фітоценозу, лісової підстилки, враження поверхні ґрунту (Кулік, 2007; Арцибашев, 2008; Ковилина, 2008; Косов, 2008; O'Brien, 2010; Зібцев, 2012; Усеня, 2014; Ворон та ін., 2017; Борсук, 2019; Ткач, 2019; Мельник, 2019; Ландін та ін., 2021). На швидкість та повноту відновлення лісових фітоценозів після лісових пожеж впливають видовий склад деревостанів, ступінь пошкодження вогнем, тип лісорослинних умов, для котрих властиве співвідношення певних ценоморф. Реакція видів рослин на вогневий вплив відрізняється і залежить від ступеня пошкодження їх бруньок відновлення. У трав'янистих рослин пожежна стійкість визначається стратиграфією кореневищ та здатністю поновлюватися діаспорами, що знаходяться у стані спокою (Работнов, 1978, Шишкин та ін., 2013, Гуменюк, 2013).

Для збереження біологічного різноманіття України (згідно Постанови КМУ № 439 від 12.05.1997 р.) у Житомирському Поліссі створено природний заповідник «Древлянський», де у 2000 р. відбулася масштабна верхова та низова пожежа різної інтенсивності. Дослідження її наслідків та постпірогенного відновлення екосистем за різної інтенсивності впливу вогню забезпечать отримання нових знань щодо стійкості екосистем та збереження територій і об'єктів ПЗФ, що і обумовлює актуальність теми дисертаційної роботи.

Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами. Роботу виконано у відділі радіоекології і дистанційного зондування ландшафтів Інституту агроекології і природокористування НААН впродовж 2014–2020 рр. в межах державних науково-дослідних завдань: «Оптимізувати структуру угідь на радіоактивно забруднених територіях для організації ефективної системи господарювання» (ДР № 0111U003507, 2011–2015 рр.), «Науковий супровід впровадження заходів з реабілітації радіоактивно забруднених територій Українського Полісся та оцінка їх ефективності» (ДР № 0114U000175, 2016-2018 рр.) та «Розробити наукові основи реабілітації радіаційно забруднених агроландшафтів» (ДР № 0116U004061, 2016–2020 рр.).

Мета і завдання досліджень. *Мета* досліджень – оцінити й охарактеризувати наслідки впливу низових лісових пожеж на рослинність та ґрунтовий покрив природного заповідника «Древлянський».

Для досягнення поставленої мети виконували такі *завдання*:

– встановити пірогенні зміни рослинного покриву лісових фітоценозів після низових пожеж;

- охарактеризувати трансформацію ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісових фітоценозів після низових пожеж;
- визначити співвідношення життєвих форм видів у трав'яно-чагарничковому ярусі лісових фітоценозів після низових пожеж;
- провести фітоіндикаційну оцінку головних параметрів ґрунту у пройдених низовими пожежами лісових екосистемах;
- з'ясувати пірогенні зміни санітарного стану і радіального приросту соснових насаджень ПЗ «Древлянський».

Об'єкт дослідження – екологічний стан і продуктивність трансформованих низовими пожежами лісових екосистем ПЗ «Древлянський».

Предмет дослідження – зміни рослинності та ґрунтового покриву в пошкоджених пожежами лісових екосистемах ПЗ «Древлянський».

Методи дослідження. Використано теоретичні методи: *аналіз та синтез* – для вивчення стану питання та оцінки екологічної ситуації в лісових екосистемах пройдених низовими пожежами; *спеціальні методи* порівняльної екології, лісознавства, фітоценології – для організації польових досліджень і збору емпіричного матеріалу; *кореляційно-регресійний аналіз* – для встановлення зв'язку між показниками пірогенного впливу на екосистему і радіального приросту дерев; *системне узагальнення та порівняння* – для з'ясування основних проявів пірогенного чинника і його наслідків у лісових екосистемах; *графічний метод* – побудова діаграм та графіків; *математично-статистичний* – оцінка достовірності одержаних результатів, виявлення залежності між досліджуваними показниками.

Наукова новизна одержаних результатів. Виконано актуальне наукове завдання щодо оцінки й характеристики наслідків впливу низових лісових пожеж на рослинність і ґрунтовий покрив ПЗ «Древлянський».

Вперше:

- проведено ботанічну оцінку зміни рослинних угруповань унаслідок низових пожеж у лісових екосистемах ПЗ «Древлянський»;
- встановлено особливості пірогенної трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісових екосистем ПЗ «Древлянський»;
- з'ясовано співвідношення життєвих форм видів у трав'яно-чагарничковому ярусі лісових фітоценозів після низових пожеж;
- проведено фітоіндикаційну оцінку головних ґрунтових параметрів у пройдених низовими пожежами лісових екосистемах;
- з'ясовано пірогенні зміни санітарного стану і радіального приросту соснових насаджень ПЗ «Древлянський»;
- на лісотипологічній основі встановлено швидкість самовідновлення лісових екосистем після низових пожеж.

Удосконалено методику оцінювання наслідків впливу низових пожеж на лісову рослинність і ґрунтовий покрив засобами дистанційного зондування.

Одержали подальший розвиток методичні підходи щодо діагностики постпірогенних змін деревостанів сосни звичайної після низових пожеж із застосування безпілотних літальних апаратів.

Практичне значення одержаних результатів. За результатами комплексних досліджень виявлено тенденції виникнення низових лісових пожеж, особливості трансформації лісових екосистем, зокрема постпірогенні зміни ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу і фіторізноманіття ПЗ «Древлянський» і визначено напрями подолання їх наслідків, що дає змогу оцінювати пірогенні ризики та встановлювати ступінь пошкодження лісових екосистем державних лісогосподарських підприємств і ПЗФ після низових пожеж. Результати досліджень включено до методичних рекомендацій «Екологічні функції соснових насаджень Чернігівського Полісся» та впроваджено в Мобілізаційні плани протипожежних заходів ПЗ «Древлянський», ДП «Народицьке лісове господарство» та ДП «Овруцьке лісове господарство», що розташовані у Житомирському Поліссі.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційну роботу виконано особисто здобувачем. Автор провів літературний пошук, опрацював методики, зібрав польовий матеріал, здійснив математико-статистичну обробку та аналіз отриманих результатів. Сформульовані в дисертації наукові положення, висновки та пропозиції виробництву належать особисто авторові та є результатом його наукових досліджень. Дисертант разом із науковим керівником розробив програму дослідження та сформулював його основні завдання. Публікації за темою дисертації підготовлено самостійно та у співавторстві.

Апробація результатів дисертації. Основні теоретичні положення, практичні розробки та висновки дисертаційної роботи доповідалися та отримали позитивні відгуки на наукових конференціях: Науково-практичній конференції «Радіоекологія–2015. Радіоекологічні і радіобіологічні аспекти наслідків Чорнобильської катастрофи» (Київ, 24–26 квітня 2015 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми збалансованого природокористування в агросфері» (Київ, 2–4 листопада 2016 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації» (Київ, 18–19 травня 2017 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві» (Київ, 4–6 липня 2018 р.); II Міжнародній конференції (Чернігів, Деснянське, 11–12 жовтня 2018 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Економічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві» (Київ, 4–6 липня 2018 р., 3–5 липня 2019 р.).

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 12 наукових праць, з яких 5 – статті в періодичних наукових фахових виданнях, 1 – стаття в іншому науковому виданні, 1 – монографія у співавторстві, 4 – матеріали та тези доповідей на конференціях, 1 – методичні рекомендації.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається із вступу, 4 розділів, висновків і рекомендацій виробництву, списку використаних джерел і додатків. Загальний обсяг дисертації налічує 176 сторінок. Основний текст містить 4 таблиці, 52 рисунки. Список використаних джерел налічує 208 найменувань, у т.ч. 41 латиницею.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОСТПРОГЕННОГО ВІДНОВЛЕННЯ ЛІСІВ НА ЗЕМЛЯХ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ

Низові пожежі мають суттєвий вплив на всі компоненти лісової екосистеми, але найбільших змін зазнає рослинний покрив, оскільки знищується або відмирає частина рослинності. Найбільша трансформація відбувається у нижніх ярусах лісової рослинності – трав'яно-чагарничковому та моховому, які вигорають повністю, але мають здатність відновлюються з різною швидкістю залежно від едафічних умов місця зростання. Досліджено, що відновлення лісових фітоценозів, після різного ступеня пожеж, залежить від типу лісорослинних умов та видового складу деревостанів (Балабух та ін., 2016; Левченко, 2015; Гуменюк, 2016; Ворон та ін., 2017). Порівняно з лісовим фондом, наслідки пожеж на природно-заповідних територіях в Україні не достатньо вивчені, особливо це стосується постпірогенних змін структури лісових екосистем, санітарного стану і відновлення територій ПЗФ (Гуменюк, 2015; Усеня, 2014; Ryan, 1988; Regelbrugge, 1993).

ОБ'ЄКТИ, УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Регіон досліджень охоплює територію ПЗ «Древлянський» і ДП «Малинське лісове господарство». ПЗ «Древлянський» (30 872,84 га) створено згідно з Указом Президента України від 11 грудня 2009 р. № 1038/2009 на радіаційно забрудненій території. Ліси ДП «Малинське лісове господарство» використовувалися в якості контролю, оскільки неушкоджені пожежею насадження у ПЗ «Древлянський» в окремих едатопах не збереглися.

За фізико-географічним районуванням України, територія дослідження входить до складу Житомирського Полісся. Рельєф слабо розчленований, рівнинний, ґрунти – дерново-підзолисті на водно-льодовикових піщаних відкладах, сформованих на Українському кристалічному щиті, має високу заболоченість і лісистість. У рослинному покриві переважає значна частка бореальних і неморальних видів.

З метою вивчення трансформації ценоморф було закладено 53 тимчасові пробні площі в екосистемах соснових лісів віком 55–65 років непорушених лісовими пожежами (контроль) і таксаційно ідентичних пройдених низовими пожежами, з урахуванням типів лісорослинних умов. Досліджували співвідношення 5 головних ценоморф видів трав'яно-чагарничкового ярусу: сільвантів, пратантів, палюдантів, пасаммофантів, рудерантів та проміжних між ними ценоморф. Видовий склад трав'яно-чагарничкового ярусу ділянок пройдених пожежею порівнювали з контролем за індексом Соренсена–Чекановського. Фітоіндикацію зміни умов середовища здійснювали за показниками флористичного складу фітоценозу та усталених зв'язків між його компонентами і ґрунтом (Погребняк, 1963; Дідух, 2012). Для головних типів лісорослинних умов заповідника попарно (контроль та фітоценози, пройдених низовими пожежами) були виконані повні геоботанічні описи, та для кожного з них зроблена бальна оцінка для головних параметрів ґрунту: Hd – вологості, Fh – перемінності зволоження, Rc – кислотності, Sl – сольового режиму (загальної

кількості солей у ґрунті), Са – кількості карбонатів кальцію і магнію у ґрунті, Nt – кількості азоту, Ae – аерованості ґрунту. Бали всіх ґрунтових параметрів мають прямий зв'язок з реальними показниками ґрунту, на відміну від його кислотності (Rc). Інтерпретацію балів параметрів ґрунту виконано за Я.П. Дідухом (Didukh, 2011).

Наслідки пошкодження насаджень вогнем оцінювали на пробних площах за їхнім санітарним станом (Санітарні правила в лісах України, 2018), висотою нагару на стовбурах дерев, радіальним приростом дерев та продуктивністю деревостанів (запасами деревини на 1 га). Керни деревини відбирали буром Пресслера у 75–85-річних сосняках, які зростають у найбільш поширених у заповіднику свіжих борах, субборах та сугрудах. Для аналізу використано період у 40 років (1980–2019 рр.), тобто два проміжки часу по 20 років до і після пожежі. Постпірогенну трансформацію лісових екосистем після низової пожежі вивчали у кварталі 80, вид. 13 (сосна звичайна віком 84 р.) та у кварталі 96, вид. 23 (сосна – 47 р.). Висоту нагару на стовбурах дерев вимірювали мірною рейкою, одночасно визначали категорію санітарного стану кожного дерева (Ворон, 2012).

Аналіз погодно-кліматичних умов проводили за гідротермічним коефіцієнтом Селянінова (Лялько, 2014). Для кращого аналізу змін погодно-кліматичних умов їх розділили на два періоди: 1980–1999 та 2000–2017 рр. Середня температура повітря у період з 1980 до 2017 року становить + 7,6°C, у період 1980–1999 рр. – + 7,1, а у період 2000–2017 рр. – + 8,2°C. Порівнянням температурних режимів цих двох періодів 1980–1999 і 2000–2017 рр. встановлювали збільшення середньої температури повітря на +1,1°C.

Обробку даних здійснювали за допомогою пакету прикладних програм Microsoft Excel та Statistica 10.0 з використанням однофакторного дисперсійного та кореляційно-регресійного аналізів.

ЗМІНИ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ЛІСОВИХ ФІТОЦЕНОЗІВ ПІСЛЯ НИЗОВИХ ПОЖЕЖ

Вплив низових пожеж на видовий склад рослинних угруповань лісових екосистем природно-заповідного фонду. Досліджено вплив низових пожеж на рослинний покрив лісових фітоценозів ПЗ «Древлянський». Встановлено, що у заповіднику найбільш типовими фітоценозами в (А₂) є соснові ліси зеленомохові (*Pinetum hylocomiosum*) (табл. 1). Їх деревостан одноярусний, складається з сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) з незначною домішкою берези повислої (*Betula pendula* Roth.). У дуже розрідженому підліску поодинокі трапляються крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.) (0,3–0,4) та горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.). Трав'яно-чагарничковий ярус досить розріджений, з проективним покриттям 3%, складається з 8 переважно бореальних видів: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn.), ожика волосиста (*Luzula pilosa* L.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) Н.Р.Fuchs), ортилія однобока (*Orthilia secunda* (L.) House), одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.) тощо. Тому в живому надґрунтовому покриві едифікаторним є моховий ярус з проективним покриттям

95–100%, в якому домінує (60–70%) плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi*), співдомінує (30%) – дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum*).

Визначено, що через 9 років після низової пожежі 2010 р., проективне покриття трав'яно-чагарничкового ярусу дещо збільшилося – від 3% до 5%, а флористичний склад збільшився від 8 до 20 видів. Зі складу ярусу зникли типові лісові види: чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), ожика волосиста (*Luzula pilosa* L.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs) та ін. З'явилися світлолюбні узлісні види: нечуйвітер лікарський (*Pilosella officinarum* L.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.) та ін. У флористичному складі ярусу лучних світлолюбних видів з'явилися хамерій вузьколистий (*Chamerion angustifolium* (L.) Holub), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), щавель густоцвітий (*Rumex thyrsoiflorus* Fingerh.), куничник наземний (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth), пахуча трава звичайна (*Anthoxanthum odoratum* L.) та ін., а також рудеральні малорічники – злинка канадська (*Erigeron Canadensis* L.), скереда покривельна (*Crepis tectorum* L.), фіалка триколірна (*Viola tricolor* L.) тощо.

Порівняно з контролем, флористичний склад трав'яно-чагарничкового ярусу дослідних ділянок у свіжих борах (A₂) за індексом Соренсена–Чекановського (табл. 1) мав низьку видову подібність – 0,14 і 0,33. Кардинальні зміни відбулися у моховому ярусі. Раніше рівномірний та суцільний, він майже не відновився, його проективне покриття не перевищувало 1%, а до складу входив лише дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum*).

У свіжих суборах Житомирського Полісся досліджуваний деревостан має склад 9С31Дз+Бп. Підлісок розріджений, зімкнутістю до 0,1. Трав'яно-чагарничковий ярус середньогустий, з проективним покриттям 58%, складається з 12 видів рослин, об'єднаних у три підяруси. I підярус, заввишки 70–100 см, створений орляком звичайним (20%), смовдю гірською, куничником очеретяним тощо. До II – основного підярусу, заввишки 20–40 см, входять домінант – брусниця (30%), чорниця (3%), верес звичайний, перестріч лучний, конвалія звичайна, дрік красильний та ін. III розріджений та низькорослий під'ярус (10–15 см) формують ожика волосиста та осока вереснянкова. Моховий ярус суцільний, рівномірний, має проективне покриття 90%, з рівною (по 45%) участю плеврозія Шребера та дикрана багатоніжкового.

Наслідком постпірогенної демуатації рослинності, яка відбувалася впродовж 19 років (після пожежі 2000 р.) стало формування соснового лісу рідкотравного. Склад та повнота деревостану не змінились. Підлісок не відновився. Трав'яно-чагарничковий ярус значно зменшив проективне покриття – з 58% до 23%, натомість, його видовий склад збільшився з 12 до 22 видів рослин.

Визначено, що зник I під'ярус заввишки 80–100 см орляка звичайного – (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.) з 20% до поодиноких екземплярів та інших високих рослин – молінії голубої (*Molinia caerulea* (L.) Moench) (5%), золотушника звичайного (*Solidago virgaurea* L.), хамерія вузьколистого

Вплив низових пожеж на рослинний покрив

ТЛУ	Стан екосистеми	Місце знаходження	Ценоз	Трав'яно-чагарниковий ярус		Індекс Сьоренсена-Чекановського
				Проективне покриття, %	К-ть видів, шт.	
А ₂	Без пожежі	ДП «Народицьке СЛГ», Заліське л-во, кв. 37, вид. 16	Сосновий ліс зеленомоховий	3	8	0,14
	Після пожежі 2010 р.	ДП «Народицьке СЛГ», Заліське л-во, кв. 37, вид. 16	Сосновий ліс рідкотравний	5	20	
А ₂	Без пожежі	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 94, вид. 2	Сосновий ліс бруснично-зеленомоховий	35	14	0,33
	Після пожежі 2010 р.	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 94, вид. 10	Сосновий ліс вузьколистохамерієво-верес.	32	16	
А ₃	Без пожежі	ДП «Малинське ЛГ», Малинське л-во, кв. 90, вид. 10	Сосновий ліс чорнично-зеленомоховий	66	11	0,36
	Після пожежі 2000 р.	ДП «Малинське ЛГ», Малинське л-во, кв. 90, вид. 10	Сосновий ліс молінієвий	30	11	
В ₂	Без пожежі	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 56, вид. 1	Сосновий ліс зеленомоховий	12	12	0,26
	Після пожежі 2000 р.	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 81, вид. 8	Сосновий ліс рідкотравний	1	11	
В ₂	Без пожежі	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 101, вид. 7	Сосновий ліс орляково-чорнично-зеленомоховий	58	12	0,41
	Після пожежі 2000 р.	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 101, вид. 7	Сосновий ліс рідкотравний	23	22	
В ₃	Без пожежі	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 97, вид. 5	Сосновий ліс чорнично-зеленомоховий	82	10	0,59
	Після пожежі 2000 р.	ПЗ «Древлянський», Народицьке від., кв. 77, вид. 16	Сосновий ліс бруснично-чорничний	51	7	
В ₃₋₂	Без пожежі	ДП «Народицьке СЛГ», Заліське л-во, кв. 37, вид. 16	Сосновий ліс орляково-чорнично-зеленомоховий	100	12	0,28
	Після пожежі 2010 р.	ДП «Народицьке СЛГ», Заліське л-во, кв. 37, вид. 16	Сосновий ліс молінієво-зеленомоховий	77	24	
В ₄	Без пожежі	ДП «Малинське ЛГ», Чоповицьке л-во, кв. 86, вид. 21	Сосновий ліс пухівково-сфагновий	80	12	0,27
	Після пожежі 2018 р.	ДП «Малинське ЛГ», Чоповицьке л-во, кв. 86, вид. 21	Сосновий ліс різнотравно-бур'яновий	65	18	
С ₂	Без пожежі	ПЗ «Древлянський», Народицьке відділення, кв. 80, вид. 21	Сосновий ліс орляково-конвалієво-різнотравний	75	19	0,61
	Після пожежі 2000 р.	ПЗ «Древлянський», Народицьке відділення, кв. 80, вид. 33	Сосновий ліс орляково-конвалієво-різнотравний	75	30	

(*Chamerion angustifolium* (L.) Holub) та ін. Індекс видової подібності Соренсена-Чекановського трав'яно-чагарничкового ярусу з контрольною ділянкою дорівнював 0,41.

У напівгідроморфних умовах (В₄) регіону типовим є фітоценоз соснового лісу пухівково-сфагнового (*Pinus sylvestris* + *Eriophorum vaginatum* + *Sphagnum palustre*). Деревостан має склад 7Сз2Бпх1Дчер, підріст з самосіву сосни звичайної і берези пухнастої, підлісок із верби сірої (*Salix cinerea* L.) має зімкнутість 0,1–0,2. Трав'яно-чагарничковий ярус густий, мозаїчний, проективне покриття 80%, в якому 12 видів формують два під'яруси. Моховий ярус зі сфагнума оманливого (*Sphagnum fallax*) рівномірний, суцільний, з проективним покриттям 95%.

Низова пожежа високої інтенсивності сталася у даній лісовій екосистемі у 2018 р., шар торфу вигорів нерівномірно, на окремих ділянках на глибину 60 см. Відновився сосновий ліс розріджений різнотравно-бур'яновий. Деревостан сосни звичайної значною мірою загинув, залишився сухостій VI категорії санітарного стану, зімкнутість живих дерев не перевищує 0,1. Поодинокі збереглися дерева берези пухнастої. Внаслідок зникнення едифікаторного ярусу масово розвинувся підріст берези пухнастої, берези повислої та осики. З'явилися окремі кущики крушини ламкої – як початок відновлення підліску. Трав'яно-чагарничковий ярус зменшив до 65% проективне покриття, проте, зберіг два під'яруси та збільшив флористичне різноманіття з 12 до 18 видів завдяки інвазії рудеральних і лучних видів – жовтозілля лісове, любочки шорсткі, паслін чорний, перстач норвезький та ін. Індекс видової подібності Соренсена-Чекановського трав'яно-чагарничкового ярусу з контролем дорівнював лише 0,27. Моховий ярус після пожежі втратив ценотичне значення, його проективне покриття зменшилося з 95% до 6%.

Типовим фітоценозом для свіжих сугрудів Житомирського Полісся є сосновий ліс орляково-конвалієво-різнотравний (*Pinetum pteridiosoconvallarioso-variatherbosum*). Деревостан – 8Сз1Дз1Бп. До складу середньо густого підліску зімкнутістю 0,3 входять горобина звичайна звичайна (*Sorbus aucuparia* L.), є незначна домішка крушини ламкої (*Frangula alnus* Mill.) та зіноваті руської (*Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ex Wol.) Klášková). Трав'яно-чагарничковий ярус густий, рівномірний, загальним проективним покриттям 75%, включає 19 видів, 3 під'яруси. Унаслідок відновлювальної сукцесії рослинності після пожежі 2000 р., через 19 років відновився фітоценоз соснового лісу орляково-конвалієво-різнотравного. Зміни у складі та повноті деревостану непомітні. Видовий склад підліску також відновився, проте його зімкнутість знизилася з 0,3 до 0,1. Найбільші зміни відбулися у трав'яно-чагарничковому ярусі. Проективне покриття його перевершило допожежне значення (у межах 65% – 75%), а видова насиченість збільшилася від 19 до 30 видів. Ценотична будова даного ярусу відновилася до 3 під'ярусів. Порівняння видового складу травно-чагарничкового ярусу дослідної ділянки з контрольною демонструє високу видову подібність, значення індексу Соренсена-Чекановського дорівнювало 0,61.

Таким чином, встановлено, що вплив низових пожеж на рослинність лісових екосистем і постпірогенні її зміни залежать від типу лісорослинних умов та часу, що минув після пожежі. За повнотою відновлення фітоценозу після лісових пожеж типи лісорослинних умов утворюють такий ряд: $C_2 > B_4 > B_3 > B_2 > A_3 > A_2$. При цьому, найгірше відновлюється моховий ярус, який майже зникає у ТЛЮ A_2 та B_2 і не може відновитися, навіть, через 20 років.

Трансформація ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісових фітоценозів після низових пожеж. У свіжих борах регіону досліджень головною рослинною асоціацією є сосновий ліс зеленомоховий (*Pinetum hylocomiosum*). Він характеризується розрідженим трав'яно-чагарничковим ярусом, проективне покриття котрого до 10%, а флористична насиченість – 8 видів судинних рослин. Серед ценоморф (рис. 1а) домінують сільванти (87,5%): чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), ожика волосиста (*Luzula pilosa* L.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs), ортилія однобока (*Orthilia secunda* (L.) House), одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.) тощо. Незначну участь (12,5%) приймають пратанти, зокрема, куничник наземний (*Calamagrosti sepigeios* (L.) Roth).

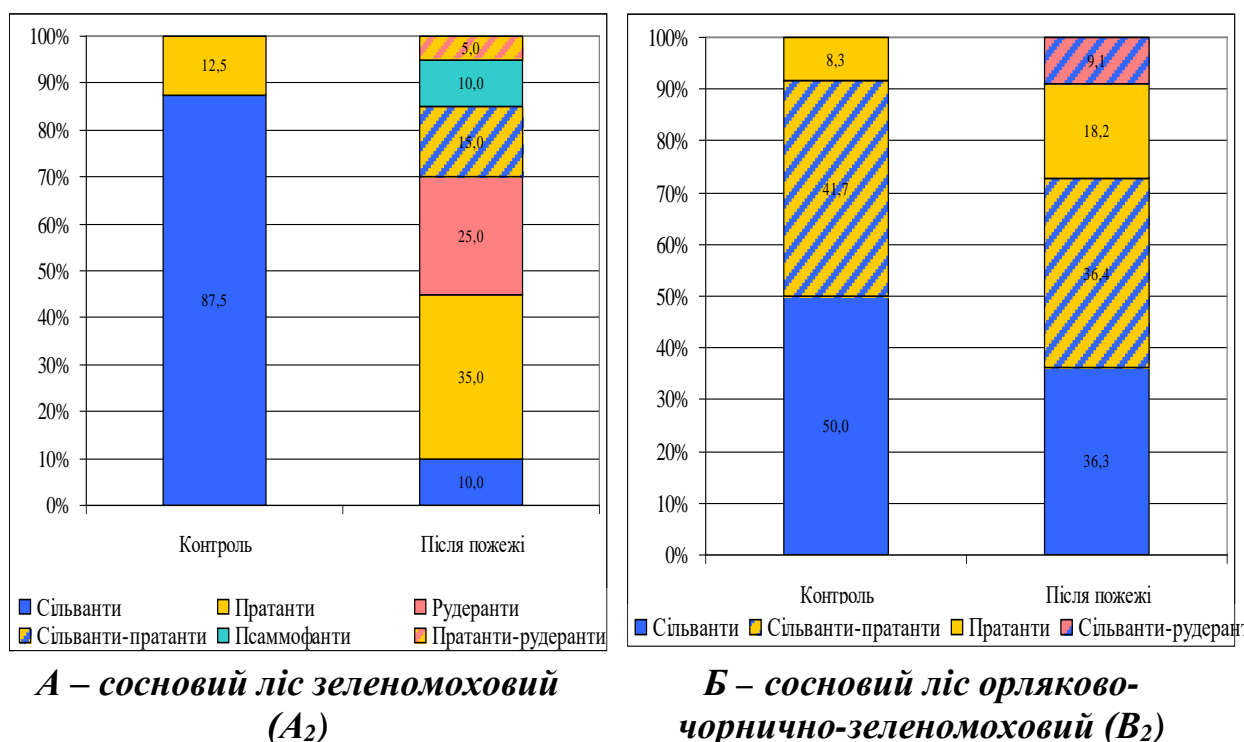


Рис. 1 – Трансформація ценоморф у трав'яно-чагарничковому ярусі соснового лісу внаслідок низової пожежі

Через 9 років після низової пожежі 2010 р. на дослідній ПП кількість ценоморф збільшилася з 2 до 6, сільванти втратили провідну роль у формуванні флористичного складу ярусу. Їхня частка зменшилася від 87,5% до 10,0% (рис. 1а). Домінуюче положення зайняли пратанти, частка котрих

збільшилась утричі (до 35,0%): деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), щавель густоцвітий (*Rumex thyrsiflorus* Fingerh.), хамерій вузьколистий (*Chamerion angustifolium* (L.) Holub), пахуча трава звичайна (*Anthoxanthum odoratum* L.) та ін. На другому місці знаходяться рудеранти – їх частка сягнула 25,0%. Серед них поширені: жовтозілля лісове (*Senecio sylvaticus* L.), злинка канадська (*Erigeron canadensis* L.), скереда покрівельна (*Crepis stectorum* L.), фіалка триколірна (*Viola tricolor* L.) тощо. Ценоморфа сільвантів-пратантів представлена трьома видами (15,0% флористичного складу), псамофантів – двома видами (10,0%) та пратантів-рудерантів – одним видом (5,0%).

У свіжому суборі зростає типовий для регіону сосновий ліс зеленомоховий (*Pinetum hylocomiosum*) із розрідженим трав'яно-чагарничковим ярусом із 12 видів судинних рослин, проективним покриттям 12% (контроль). У флористичному складі даного ярусу провідну роль (50,0%) відіграє ценоморфа сільвантів: чорниця, брусниця, конвалія звичайна (*Convallaria majalis* L.), куничник очеретяний (*Calamagrostis rundinacea* (L.) Roth), ожика волосиста, щитник шартрський тощо. Значну участь (41,7%) мають світлолюбні узлісні види – сільванти-пратанти: нечуйвітер зонтичний, смовдь гірська, золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), дрік красильний (*Genistata tinctoria* L.), дзвоники круглolistі (*Campanula rotundifolia* L.), тощо. Пратантів лише 8,3% (рис. 16).

Через 19 років після низової пожежі (2000 р.) добре помітна значна трансформація ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу. Ценоморфа сільвантів зменшилася від 50,0% до 36,3%, хоча й зберегла провідну роль у флористичному складі ярусу. Частка сільвантів-пратантів також зменшилася від 41,7% до 36,4%. Натомість, значно зросла участь пратантів у видовому складі дослідженого ярусу – від 8,3% до 18,2%, з'явилися сільванти-рудеранти (9,1%).

Фітоценоз контрольної ділянки у свіжому сугруді характеризувався найбільшим видовим багатством він містив 19 видів судинних рослин із загальним проективним покриттям 75%. Основу видового складу (52,6%) створювали сільванти: перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), перестріч дібровний (*Melampyrum nemorosum* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), конвалія звичайна (*Convallaria majalis* L.), герань криваво-червона (*Geranium sanguineum* L.), куничник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), дзвоники персиколісті (*Campanula persicifolia* L.), перлівка поникла (*Melica nutans* L.), купина пахуча (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce) та ін. (рис. 2). Світлолюбні сільванти-пратанти займали другу позицію (42,1%): смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), вероніка лікарська (*Veronica officinalis* L.), вероніка дібровна (*Veronica chamaedrys* L.), конюшина альпійська (*Trifolium alpestre* L.), дрік красильний (*Genista tinctoria* L.) тощо. Частка пратантів найменша – 5,3%.

Впродовж 19 років після низової пожежі (2000 р.) флористичне різноманіття даного ярусу добре відновилося: частка ценоморфи сільвантів – від 52,6% до 46,7%; частка сільвантів-пратантів сільвантів – від 42,1% до

36,7%. Натомість, частка пратантів збільшилася майже втричі. З'явилася гвоздика Борбаша (*Dianthus borbasii* Vandas), псаммофант (3,3%).

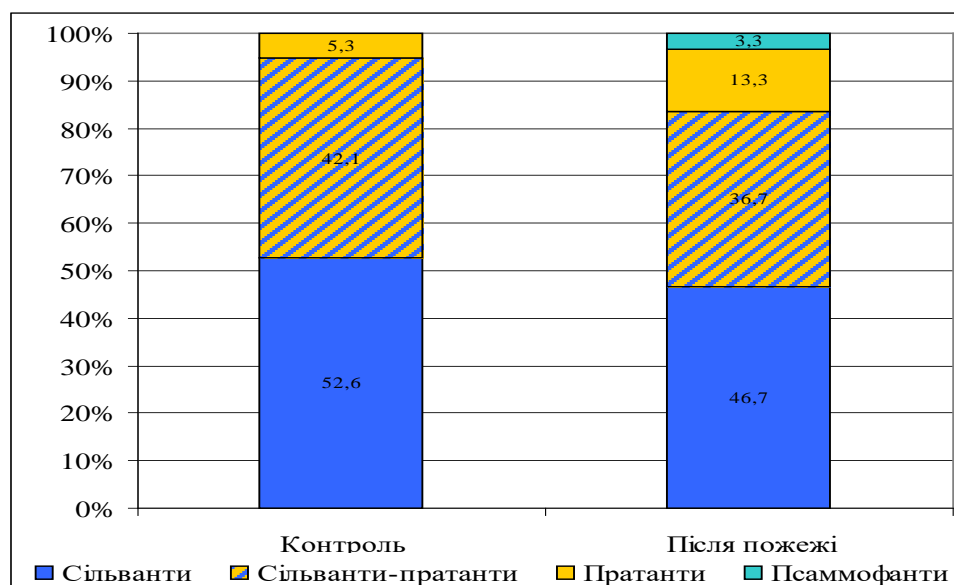
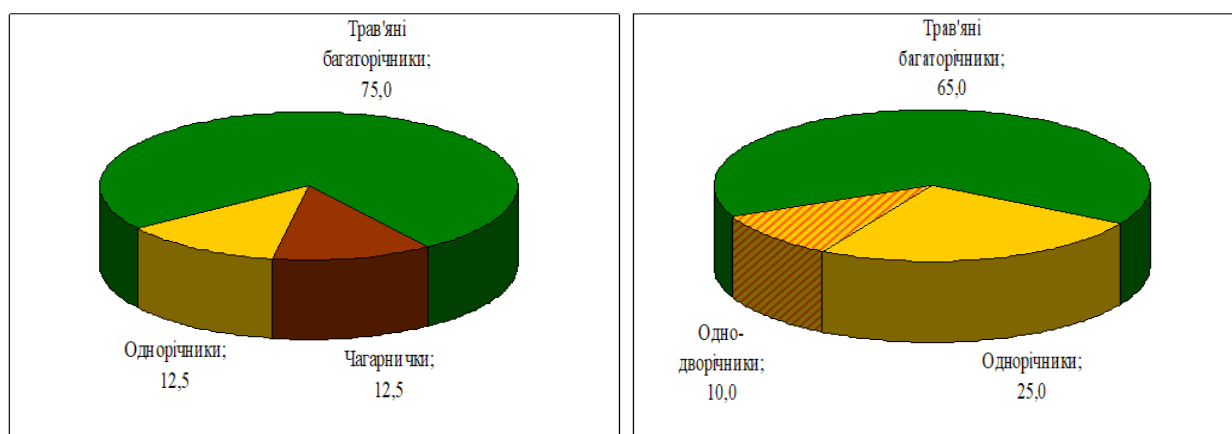


Рис. 2 – Трансформація ценоморф у трав'яно-чагарничковому ярусі соснового лісу орляково-конвалієво-різнотравного (С₂) унаслідок низової пожежі

Отже, здатність ценоморф до відновлення після вогневого впливу залежить від природного багатства і ступеня зволоження ґрунтів у едатопах.

Вплив низових пожеж на співвідношення життєвих форм видів у трав'яно-чагарничковому ярусі лісових фітоценозів. Встановлено, що у непорушених пожежами ділянках усіх типів лісорослинних умов у флористичному складі цього ярусу переважають трав'яні багаторічники. Зокрема, у свіжому борі, у ценозі соснового лісу рідкотравно-зеленомохового їхня частка сягає 75,0% (рис. 3а).



А – сосновий ліс зеленомоховий

Б – сосновий ліс рідкотравний після низової пожежі

Рис. 3 – Співвідношення життєвих форм видів у трав'яно-чагарничковому ярусі соснового лісу у свіжому борі

У непорушених вогнем соснових лісах зеленомохових (*Pinetum hylocomiosum*), у свіжому суборі кількість життєвих форм була однією з найменших серед усіх проаналізованих ділянок. У флористичному складі ярусу переважали (83,3%) трав'яні багаторічники – костриця овеча (*Festuca ovina* L.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), конвалія звичайна (*Convallaria majalis* L.), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench), куничник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), дрік красильний (*Genista tinctoria* L.), дзвоники круглолисті (*Campanula rotundifolia* L.), ожика волосиста (*Luzula pilosa* L.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) Н.Р.Fuchs) тощо. Чагарнички (чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) займали 16,7%. У результаті демутації лісової рослинності за 19 років після пожежі 2000 р. у цих умовах сформувався сосновий ліс рідкотравний (*Pinetum sparsaeherbosum*), у трав'яно-чагарничковому ярусі котрого кількість життєвих форм видів збільшилася з 2 до 4. Частка багаторічників і чагарничків дещо зменшилася – від 83,3% до 72,7% та від 16,67 до 9,09% відповідно. Натомість, з'явилося 9,1% однорічників, переважно лісовий вид – перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

Через 9 років після пожежі 2010 р. кількість життєвих форм видів у цьому ярусі залишилась незмінною – 3, але їх співвідношення змінилося (рис. 3б). Відносна частка багаторічників майже не змінилася, удвічі збільшили участь однорічники за рахунок інвазії характерних для порушених місцезростань шпергеля Морісона (*Spergula morissonii* Boreau), жовтозілля лісового (*Senecio sylvaticus* L.), фіалки триколірної (*Viola tricolor* L.).

У непорушених вогнем соснових лісах зеленомохових (*Pinetum hylocomiosum*), у свіжому суборі кількість життєвих форм була однією з найменших серед усіх проаналізованих ділянок. У флористичному складі ярусу переважали (83,3%) трав'яні багаторічники – костриця овеча, нечуйвітер зонтичний, конвалія звичайна, смовдь гірська, куничник очеретяний, золотушник звичайний, дрік красильний, дзвоники круглолисті, ожика волосиста, щитник шартрський тощо.

У результаті демутації лісової рослинності за 19 років після пожежі 2000 р. у цих умовах сформувався сосновий ліс рідкотравний, у трав'яно-чагарничковому ярусі котрого кількість життєвих форм видів збільшилася від 2 до 4. Частка багаторічників і чагарничків дещо зменшилася – від 83,3% до 72,7% та від 16,67% до 9,09% відповідно. Натомість, з'явилося 9,1% однорічників, переважно лісовий вид – перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.).

Непорушені фітоценози свіжого сугруду зайняті сосновим лісом орляково-конвалієво-різотравним, до складу трав'яно-чагарничкового ярусу котрих входять представники двох життєвих форм, переважно (89,5%) багаторічники – костриця овеча, орляк звичайний, конвалія звичайна, смовдь гірська, герань криваво-червона та ін., що створюють проективне покриття 73%. Однорічники (6,7% у складі) перестріч лучний та перестріч покривають 10,5% площі. Трапляється у фітоценозі (3,3%) одно-дворічник дивина

тарганяч. Унаслідок відновлювальної постпірогенної сукцесії через 19 років даний тип лісу значною мірою відновився.

Таким чином, встановлено, що вплив низових пожеж на рослинність лісових екосистем і постпірогенні її зміни залежать від типу лісорослинних умов і часу, що минув після пожежі. За повнотою відновлення фітоценозу після лісових пожеж типи лісорослинних умов утворюють такий ряд: $C_2 > B_3$, $A_3 > B_2$, $A_2 > B_4$. Найгірше відновлюється моховий ярус навіть через 20 років після пожежі, він майже відсутній в A_2 та B_2 .

Фітоіндикаційна оцінка головних параметрів ґрунту у лісових екосистемах, пройдених низовими пожежами. Для фітоіндикації зміни умов середовища важливим є використання не одного виду рослин або певної їх групи, а всього фітоценозу, його характерного флористичного складу та усталених зв'язків між його компонентами і ґрунтом (Погребняк, 1963; Дідух, 2012). У свіжих борах, в асоціації соснових лісів зеленомохових вологість ґрунту (Hd) характеризується балом 12,46, що властиво для мезофітних умов свіжих лісо-лучних екоотопів з тимчасовим надмірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту ґрунтовими водами, зокрема, навесні (рис. 4). Перемінність зволоження ґрунту (Fh) мала розрахований бал 5,07, що характерно для гемігідроконтрастофобних умов лісо-лучних екоотопів зпомірно нерівномірним зволоженням.

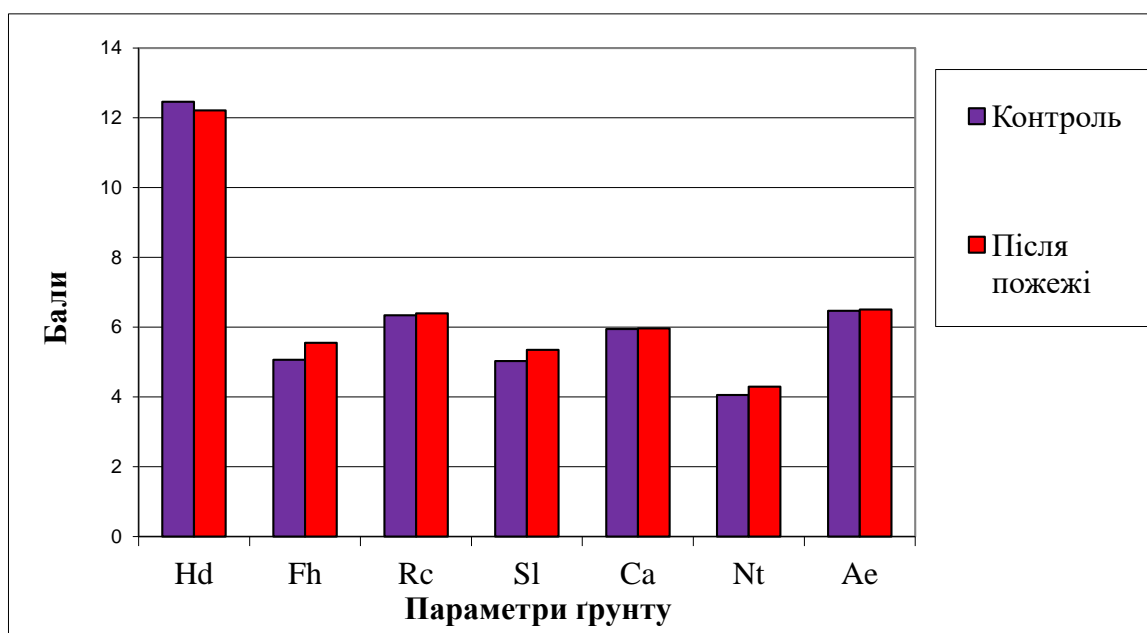


Рис. 4 – Зміна головних ґрунтових параметрів у соснових лісах зеленомохових (ТЛЮ A_2) після низової пожежі

У свіжих борах бал кислотності ґрунту (Rc) дорівнював 6,34, що свідчить про ацидофільні умови з величинами рН 4,5–5,5. Кількість розчинних солей у ґрунті (Sl) характеризувалася балом 5,03, тобто це мезотрофні умови небагатих на солі ґрунтів (діапазон – 95–150 мг на 100 г ґрунту). Даний бал сольового режиму вказує на наявність іонів HCO_3^- , а також – на відсутність іонів SO_4^{2-} та Cl^- . Бал кількості кальцію та магнію у ґрунті (Ca) дорівнював

5,95, що вказує на гемікарбонатобні умови ґрунтів даного екотопу (CaO , $\text{MgO} = 0,5\%$). Кількість азоту у ґрунті (Nt) за даними фітоіндикації характеризувалася балом 4,06, що свідчить про субанітрофільні умови, дуже бідні щодо мінерального азоту ґрунті (0,05–0,2%, або 50–200 мг/кг ґрунту). Бал аерованості ґрунту (Ae) дорівнював 6,47, що вказує на субаерофільні умови – екотопи зі значним вмістом піску у гранулометричному складі значно аерованих ґрунтів (аерованість знаходиться у діапазоні 80–55%).

Після пожежі у ТЛУ A_2 відбулася певна трансформація досліджених параметрів ґрунту: вологість ґрунту (Hd) зменшилася від 12,46 до 12,21 балів; перемінність зволоження ґрунту (Fh) істотно збільшилася – з 5,07 до 5,55 балів. Характерним є зниження кислотності ґрунту (Rc від 6,34 до 6,40), зумовлене наявністю у попелі значної кількості легкорозчинних лужних сполук калію та натрію. З цієї ж причини бал кількості розчинних солей у ґрунті (Sl) також збільшився – від 5,03 до 5,35. Збільшилися також: кількість азоту у ґрунті (Nt від 4,06 до 4,30); аерованість ґрунту (Ae від 6,47 до 6,5). У вологих борах також після низової пожежі відбулося значне зменшення кислотності ґрунту (Rc збільшився від 5,21 до 6,13) за тієї ж причини.

Аналогічні зміни головних параметрів ґрунту після низової пожежі відбулися в усіх досліджуваних типах лісорослинних умов, але найбільші вони були у соснових лісах пухівково-сфагнових. Після сильної низової пожежі у ТЛУ B_4 утворився сосновий ліс різнотравно-бур'яновий. Вологість ґрунту в ньому (рис. 5) значно зменшилася (Hd від 14,21 до 12,23), натомість, перемінність зволоження значно зросла (Fh від 4,24 до 6,66).

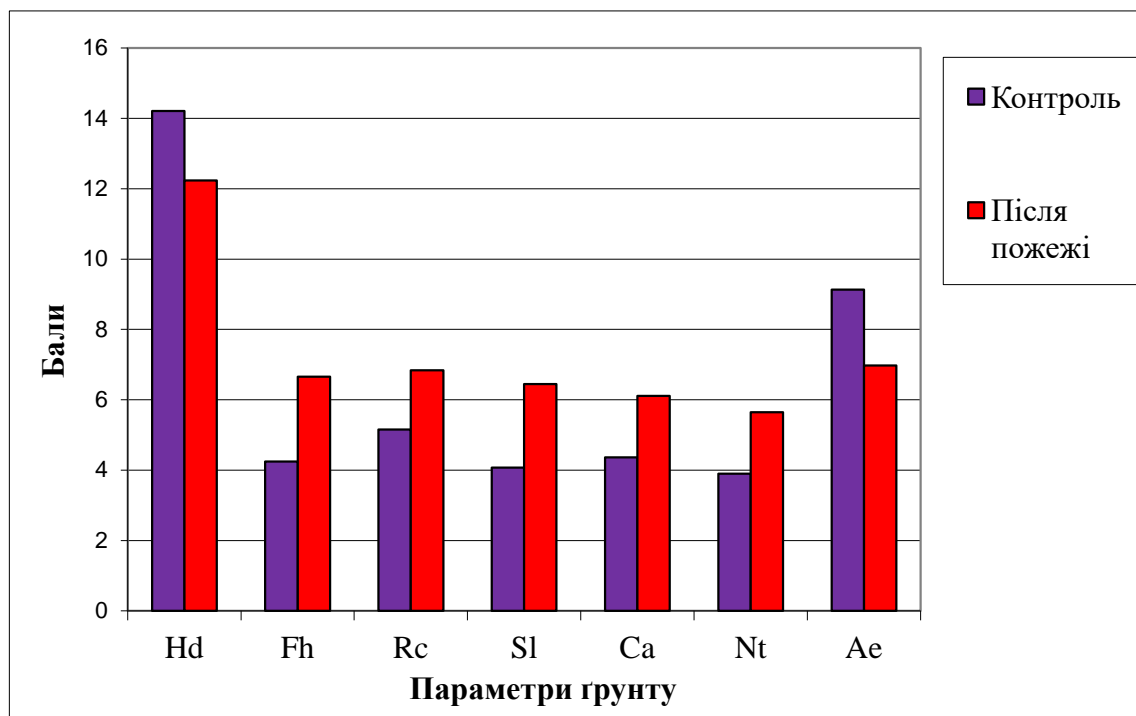


Рис. 5 – Зміна головних ґрунтових параметрів у соснових лісах пухівково-сфагнових (ТЛУ B_4) після низової пожежі

Кислотність ґрунту істотно зменшилася (Rc від 5,15 до 6,84). Подібна динаміка відбулась й щодо кількості у ґрунті: розчинних солей (Sl збільшився від 4,07 до 6,45), кількості кальцію та магнію (бал Ca збільшився від 4,36 до 6,11), кількості азоту (Nt збільшився від 3,90 до 5,65).

Встановлені особливості зміни значень згаданих чотирьох параметрів ґрунту зумовлені значним накопиченням після пожеж попелу, вилуговуванням з нього зольних елементів і насиченням ними верхніх горизонтів. Аерованість ґрунту після пожежі зменшується (Ae від 9,13 до 6,97) в результаті його ущільнення внаслідок термічного впливу вогню.

За допомогою фітоіндикації цілком можливо оцінити головні ґрунтові параметри та їх динаміку на непорушених низовими пожежами ділянках лісу і після них. Зміни цих параметрів залежать від ТЛУ та інтенсивності пожежі.

Збільшення після пожежі характерне для вологості і перемінності зволоження ґрунту, для кількості у ґрунті розчинних солей, кальцію, магнію та азоту. Кислотність ґрунту, навпаки, зменшується після низових пожеж, що зумовлено накопиченням у попелі, а згодом і у ґрунті катіонів лужних (K^+ , Na^+) та лужноземельних (Ca^{2+} , Mg^{2+}) елементів.

ВПЛИВ ПОЖЕЖ НА ПОСТПРОГЕННИЙ СТАН І РАДІАЛЬНИЙ ПРИРІСТ ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ ПЗ «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»

Вплив пожеж на лісівничо-таксаційні показники і стійкість соснових насаджень. За результатами досліджень постпірогенних змін у сосняках Правобережного Лісостепу (Сидоренко, 2017) між висотою нагару на стовбурах дерев і санітарним станом деревостанів встановлено тісний кореляційний зв'язок ($r = 0,91$). Тому в дослідженнях ступінь вогневого впливу на насадження пройдені низовою пожежею у 2000 р. встановлювали за цією залежністю у деревостанах з видовим складом 10Сз у кв. 80 (вік 84 роки) та у кв. 96 (47 років). Виявилось, що висота нагару на стовбурах дерев у кв. 80 коливалась від 0,5 до 4,6 м (пожежа сильної інтенсивності), а в кв. 96 від 0,5 до 3,0 м (пожежа середньої інтенсивності). Тобто, підтверджено зазначену залежність, що санітарний стан насаджень (на 2017 р. і 2019 р.) залежить від інтенсивністю вогневого впливу на деревостан (висоти нагару). Погіршення стану дерев і їх перехід з кращих категорій стану в гірші продовжується навіть і через 19 років після пожежі (табл. 2).

Таблиця 2

Динаміка санітарного стану насаджень 10Сз, пройдених пожежами в 2000 році

Пробні площі	Вік, рік	Категорія дерев, %									
		2017 р.					2019 р.				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Кв. 80	84	65,0	10,0	7,0	6,0	12,0	59,0	12,0	9,0	5,0	15,0
Кв. 96	47	70,0	11,0	13,0	3,0	3,0	65,0	11,0	4,0	13,0	7,0

Інтегральним показником стану насаджень після пожежі є їх продуктивність, тобто запаси деревини на одиницю площі. Дослідженнями

встановлено, що низовою пожежею різної інтенсивності в 2000 р. було пройдено 983 га насаджень різних вікових груп і видового складу. Зниження запасів деревини в насадженнях унаслідок вогневого пошкодження коливається від 16,6% до 55,0% (табл. 3).

Таблиця 3

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанівна дослідних ділянках

Кв.	Виділ	Пл., га	Л/к	Видовий склад	Вік, рік	Висота, м	Діаметр, см	Клас бонітету	Тип лісу	Повнога	Запас деревини на 1 га, м ³	Частка ділових дерев, %
62	7	1,4	+	10Сз+Дз (після пожежі)	49	19	24	1	В ₂ ДС	0,80	260	не визначали
75	18	1,4	+	10Сз (контроль)	50	18	22	1	В ₂ ДС	1,0	350	не визначали
63	10	4,1	Пр.	4Сз3Дз2Ос1Бп (після пожежі)	75	21	28	2	В ₂ ДС	0,70	330	не визначали
73	12	3,4	+	10Сз+Бп+Дз (контроль)	76	24	32	1	В ₂ ДС	0,80	410	не визначали
77	4	1,6	+	9Сз1Дз (після пожежі)	44	17	18	1	В ₂ ДС	0,80	250	не визначали
74	23	2,7	+	10Сз+Бп (контроль)	48	17	18	2	В ₂ ДС	0,90	300	не визначали
80	13	2,8	+	10Сз (після пожежі)	84	25	36	1	В ₂ ДС	0,4	220	80,0
54	8	2,7	+	10Сз (контроль)	91	26	34	1	В ₂ ДС	0,7	400	90,0
82	13	7,3	+	10Сз (після пожежі)	76	19	26	3	А ₂ С	0,50	160	не визначали
70	8	17,5	+	10Сз+Бп (контроль)	76	22	28	2	А ₂ С	0,80	360	не визначали
99	4	8,2	+	10Сз (після пожежі)	76	23	28	1	В ₂ ДС	0,70	340	не визначали
73	18	1,8	+	10Сз+Бп+Дз (контроль)	76	24	32	1	В ₂ ДС	0,80	410	не визначали

Примітка: кв. – квартал; вид. – виділ; Пл. – площа виділу; Л/к – лісові культури.

Динаміка радіального приросту соснових насаджень, пройдених пожежами, у різних лісорослинних умовах. Ріст і розвиток насаджень після пожежі залежить як від ступеня вогневого пошкодження деревостанів, так і від умов зволоження та температурного режиму території. Для оцінки забезпеченості рослин вологою у вегетаційний період використовується комплексний показник – гідротермічний коефіцієнт (ГТК) Селянінова. Середні значеннями ГТК для лісової зони України знаходяться у межах 1,0–1,5. Дослідженнями встановлено, що максимальне і мінімальне значення ГТК у період 1980–1999 рр. становить відповідно 2,6 і 0,9, а у період 2000–2017 рр. – 1,8 і 0,5 (рис. 6).

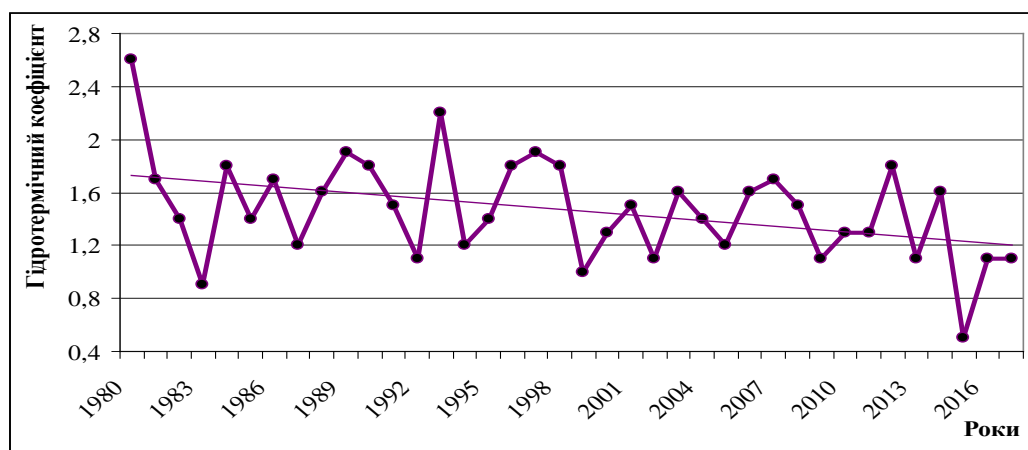


Рис. 6 – Динаміка гідротермічного коефіцієнта за 1980-2017 рр.

У період з 1980 до 1999 р. кількість років із надлишком зволоження становить 12, а у період з 2000 до 2017 р. – 7. Також слід зазначити, що за період 1980–2017 рр. відбулися зміни погодно-кліматичних умов. Середня температура повітря зросла як протягом року, так і у вегетаційний період, це збільшення становить відповідно $+1,1^{\circ}\text{C}$ і $+1,2^{\circ}\text{C}$. Тоді, як кількість опадів і відносна вологість повітря у відповідні періоди зменшилась.

Дослідженнями встановлено, що середній радіальний приріст у сосняках свіжих борів за період 1980–2019 рр. (табл. 4) становить 0,96 мм. У допожежний період (1980–1999 рр.) дані насадження приростали у середньому на 1,31 мм у рік, а після пожежі (2000–2019 рр.) – середній радіальний приріст зменшився до 0,62 мм або на 103% (у 2 рази). Натомість, у контрольному насадженні, де не було пожежі, різниця значень цього показника становила лише на 21%.

Таблиця 4

Характеристика середніх значень радіальних приростів дерев у соснових насадженнях, пройдених пожежею в 2000 р.

Тимчасова пробна площа	Роки	Радіальний приріст, мм			Стандартне відхилення (σ), мм	Коефіцієнт варіації (V), %	Точність дослідження (p), %
		M \pm m	Min	Max			
Свіжі бори							
Після пожежі	1980–1999	1,31 \pm 0,070	0,86	1,60	0,24	18,5	18,7
	2000–2019	0,62 \pm 0,068	0,30	1,10	0,24	38,2	9,1
	1980–2019	0,96 \pm 0,080	0,30	1,60	0,42	43,9	12,1
Контроль (без пожеж)	1980–1999	0,96 \pm 0,043	0,70	1,19	0,15	15,6	22,3
	2000–2019	0,76 \pm 0,034	0,60	1,02	0,12	15,6	22,3
	1980–2019	0,86 \pm 0,032	0,60	1,19	0,17	19,7	26,9
Свіжі субори							
Після пожежі	1980–1999	1,38 \pm 0,061	0,93	1,76	0,21	15,4	22,5
	2000–2019	0,86 \pm 0,067	0,55	1,40	0,23	27,1	12,8
	1980–2019	1,12 \pm 0,065	0,55	1,76	0,34	30,8	17,3
Контроль (без пожеж)	1980–1999	1,16 \pm 0,057	0,84	1,53	0,20	17,2	20,2
	2000–2019	0,98 \pm 0,038	0,75	1,24	0,13	13,4	25,9
	1980–2019	1,07 \pm 0,036	0,75	1,53	0,19	17,7	30,0

Свіжі сугруди							
Після пожежі	1980–1999	1,30 ± 0,066	0,87	1,88	0,23	17,5	19,8
	2000–2019	1,18 ± 0,060	0,90	1,59	0,21	17,6	19,8
	1980–2019	1,24 ± 0,042	0,87	1,88	0,22	18,0	29,5
Контроль (без пожеж)	1980–1999	1,29 ± 0,071	0,95	1,76	0,25	19,0	18,2
	2000–2019	1,13 ± 0,042	0,94	1,46	0,14	12,7	27,3
	1980–2019	1,21 ± 0,040	0,94	1,76	0,21	17,7	30,1

У свіжих суборах пірогенне зниження середнього радіального приросту сосни має подібну тенденцію з боровими сосняками, але воно менше. Так, порівняно із допожежним періодом, цей показник у післяпожежний період знизився на 60%, тоді як у контрольному насадженні – на 21%. Крім цього, порівнянням радіального приросту дерев у сосняках, пройдених пожежами і нешкоджених вогнем, виявлено, що у період 1980–1999 рр. до пожежі різниця в прирості дорівнювала 18%, а після пожежі, у період 2000–2019 рр. – 13%. Тобто в насадженнях пройдених пожежею втрати радіального приросту склали 5% у рік. Після 2000 р. спостерігається зменшення радіального приросту на 60%.

У свіжих сугрудах спостерігається дещо інші закономірності зміни радіального приросту сосни. У даних соснових насадженнях, пройдених пожежами, у період 2000–2019 рр. він є подібним до середніх значень у сосняках на контролі – він знизився відповідно на 10% і 14%. Порівняно з періодом 1980–1999 рр. різниця між сосновими насадженнями без пожеж і пройдених пожежами за цим показником становить 4%.

Співставлення динаміки радіальних приростів сосняків пройдених пожежами і без них показало певні відмінності залежно від ТЛУ. Зокрема, у соснових насадженнях свіжих борів різниця між значеннями даного показника коливається у 1980–1999 рр. у діапазоні 5,0–21,5%, а у період 2000–2019 рр. у діапазоні 9,5–24,8%. Дана різниця приросту підтверджується і однофакторним дисперсійним аналізом, де $F_{\phi} = 29,65 > F_{T(0,95)} = 4,10$, $p = 0,00$ (до пожежі) та $F_{\phi} = 5,53 > F_{T(0,95)} = 4,10$, $p = 0,02$ (після пожежі). До пожежі, у 2000 р. радіальний приріст щороку збільшувався, а починаючи з 2001 р. спостерігається тенденція до його зменшення. Дане явище можна пояснити запізненою реакцією сосни звичайної на дію негативного чинника, що обумовлено фізіологічними особливостями росту рослини, тобто накопичення поживних речовин і відтермінованим використання їх у наступні роки. Про це свідчить перетин кривих динаміки радіального приросту сосни, який відбувається у 2005–2006 рр. (рис. 7).

Таким чином, збільшення радіального приросту у соснових насадженнях, пройдених пожежею і в контрольних насадженнях у період 1980–1999 рр. становило відповідно 68,0% і 55,0%, тоді як у період 2000–2019 рр. – відповідно 32,0% і 45,0%. Тобто, приріст деревини за діаметром після пожежі у свіжих борах зменшується на 13,0% порівняно з контролем.

Подібна тенденція динаміки радіального приросту спостерігається і у соснових насадженнях свіжих суборів.

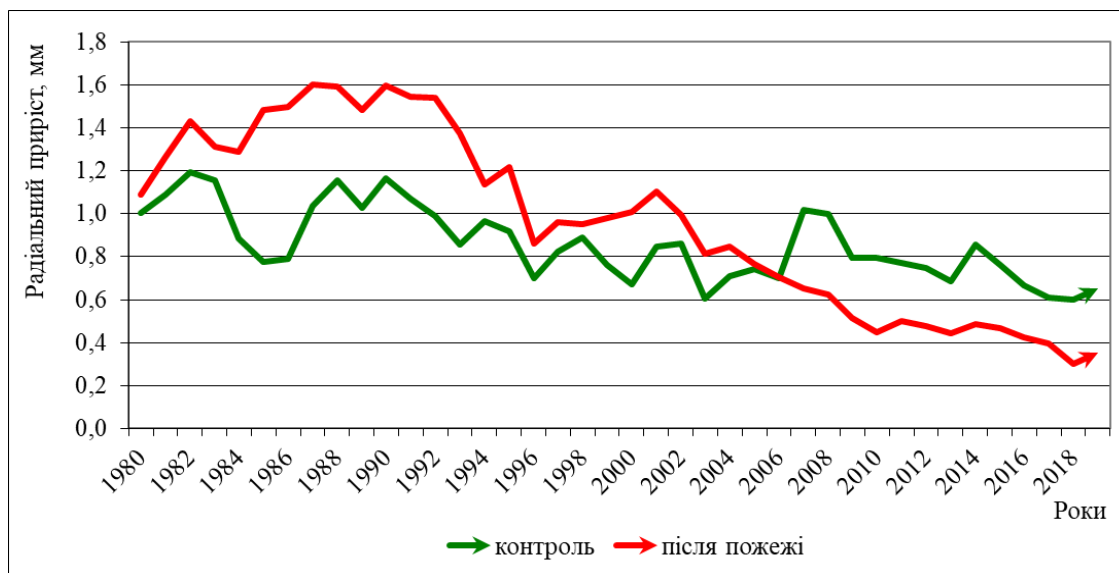


Рис. 7 – Динаміка радіального приросту соснових насаджень, пройдених пожежами і без пожеж у свіжих борах

За дисперсійним однофакторним аналізом виявлено різницю у періоди до і після пожежі, де $F_{\phi} = 11,44 > F_{T(0,95)} = 4,10$, $p = 0,00$ і $F_{\phi} = 4,29 > F_{T(0,95)} = 4,10$, $p = 0,04$, вона відповідно коливається у межах 4,5–6,0 та 5,1–14,0%. Винятками є окремі роки, в які різниця між радіальними приростами насаджень відсутня: 1980–1981, 1984, 1990, 1994–1996, 2001–2002, 2004–2005, 2011, 2013. Крім того, встановлено, що насадження, яке зазнало впливу вогню, дає більший приріст і у наступному році після пожежі. Проте, через рік після пожежі у 2002 р. відбувається поступове зменшення радіального приросту з незначними 2–3-річними періодами його збільшення.

У підсумку можна відмітити, що за 40 років у сосняках, пройдених пожежею, і в насадженнях неушкоджених вогнем за період 1980–1999 рр. сформувалось відповідно 62,0% і 54,0% від сумарного радіального приросту за весь період росту насаджень, аналогічно, за період 2000–2019 рр. після пожежі – 38,0% і 46,0% відповідно. У насадженнях сосни звичайної, пройдених пожежею, у свіжих суборах зниження приросту після пожежі порівняно з контролем становить 8,0%.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено актуальне для Житомирського Полісся наукове завдання щодо оцінки й характеристики наслідків впливу низових лісових пожеж на рослинність та ґрунтовий покрив природного заповідника «Древлянський». Результати досліджень дають можливість сформулювати такі висновки.

1. На прикладі ПЗ «Древлянський» встановлено, що внаслідок пожеж у лісових екосистемах природно-заповідного фонду спостерігаються зміни рослинного і ґрунтового покриву, інтенсивність прояву яких залежить від типу лісорослинних умов і інтенсивності пожежі. За повнотою відновлення

фітоценозу після лісових пожеж типи лісорослинних умов утворюють такий ряд: $C_2 > B_4 > B_3 > A_3 > A_2$.

2. Після низової пожежі у лісах ПЗ «Древлянський» найгірше відновлюється моховий ярус. У свіжих борах і суборах (едатопи A_2, B_2) він не відновлюється, навіть, через 20 років після вогневого пошкодження.

3. В автоморфних лісових едатопах (ТЛУ – A_2, A_3, B_2, B_3, C_2) у трав'яно-чагарничковому ярусі непорушених пожежами фітоценозах переважає ценоморфа сільвантів, як домішка зустрічаються сільванти-пратанти, пратанти-палюданти. Після низових пожеж сільванти, зазвичай, втрачають панівне положення у структурі ценоморф даного ярусу, натомість, істотно зростає роль світлолюбних видів – пратантів та рудерантів – як у флористичному складі ярусу, так і його проективному покритті. У напівгідроморфних умовах (ТЛУ B_4) у трав'яно-чагарничковому ярусі непорушених пожежами фітоценозів переважає ценоморфа палюдантів, а після пожежі – рудерантів.

4. У складі життєвих форм трав'яно-чагарничкового ярусу непорушених пожежами лісових фітоценозів визначальну роль відіграють трав'яні багаторічники, а у ряді ценозів – бореальні чагарнички: чорниця, брусниця, верес звичайний, буяхи тощо. Після лісових пожеж відносна частка трав'яних багаторічників та чагарничків у флористичному складі даного ярусу істотно зменшується, натомість, значну роль відіграють малорічники – однорічники, одно-дворічники та дворічники, представлені, значною мірою адвентивними видами.

5 У лісових екосистемах після низових пожеж, у більшості типів лісорослинних умов, збільшується вологість і перемінність зволоження ґрунту, кількість у ґрунті розчинних солей кальцію, магнію та азоту. Характерним є і зменшення кислотності ґрунту після низових пожеж, що зумовлено накопиченням у попелі, а згодом і у ґрунті катіонів лужних (K^+, Na^+) та лужноземельних (Ca^{2+}, Mg^{2+}) елементів.

6. У свіжих борах ПЗ «Древлянський» середній радіальний приріст дерев сосни звичайної за період 1980–2019 рр. дорівнює 0,96 мм. До пожежі 2000 року, у період (1980–1999 рр.), дані насадження приростали по діаметру в середньому на 1,31 мм у рік, а після пожежі – середній радіальний приріст зменшився до 0,62 мм тобто на 103%, або у 2 рази.

РЕКОМЕНДАЦІ ВИРОБНИЦТВУ

1. Для оперативного реагування на виникнення пожеж на території ПЗ «Древлянський» необхідно запровадити наступні заходи: для оперативного виявлення невеликих осередків займання встановити автоматизовану систему виявлення пожеж; докорінно покращити матеріально-технічне забезпечення служби державної охорони заповідника; підвищити мобілізаційну готовність протипожежних сил та засобів для швидкого реагування – впродовж 20–30 хв. після виявленні пожежі.

2. Для забезпечення стійкості екосистем заповідника профілактика пожеж має здійснюватися з дотриманням лісоекологічних основ:

розріджувати перегушені насадження; знижувати захищеність і накопичення лісових горючих матеріалів; при створенні лісових культур, залежно від лісорослинних умов, віддавати перевагу листяним деревним породам; створювати протипожежні бар'єри з листяних деревних порід; влаштувати протипожежні розриви і мінералізовані смуги, будувати пожежні водойми; регулювати рівень води в існуючих штучних водоймах і річках на території заповідника.

3. Ініціювати внесення змін у нормативні документи щодо спеціального порядку запровадження заходів з охорони лісів від пожеж на заповідних територіях.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ

Монографія

1. Ландін В.П., Дутов О.І., Райчук Л.А., Гриник О.І., Захарчук В.А., М.Ю. Тараріко, **Фещенко В.П.** Радіоекологічна ситуація на території Київського Полісся. Еколого-економічні основи збалансованого розвитку агросфери Київської області: Монографія / за наук. ред. акад. О.І. Фурдичка. Київ: ДІА, 2015. С. 580–600.

Статті у періодичних фахових наукових виданнях України

1. Романчук Л.Д., Можар А.О., Вербельчук С.П., **Фещенко В.П.** Особливості територій природного заповідника «Древлянський». *Вісник Житомирського агроекологічного університету*. 2016. № 1 (55). Т. 3. С. 268–277 (проведення досліджень, обробка результатів).

2. Павленко А.П., Орлов О.О., Ландін В.П., Чоботько Г.М., Тищенко О.Г. Мусіч О.Г., Соломко В.Л., **Фещенко В.П.** Біодікація забруднення лісових екосистем ¹³⁷Cs за використання тест-об'єктів. *Агроекологічний журнал*. 2020. № 1. С. 19–27 (участь в написання статті, редагування тексту).

3. **Фещенко В.П.**, Орлов О.О., Ландін В.П., Соломко В.Л. Трансформація ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісових фітоценозів Житомирського Полісся після низових пожеж. *Збалансоване природокористування*. 2020. № 4. С. 169–177 (проведення досліджень, аналіз результатів, написання статті).

4. Ландін В.П., Тищенко О.Г., Гуреля В.В., Кучма Т.Л., **Фещенко В.П.** Оцінка санітарного стану лісових насаджень за даними дистанційного зондування землі. *Агроекологічний журнал*. 2020. № 4. С. 76–86 (проведення досліджень, обробка результатів).

5. Ландін В.П., Кучма Т.Л., Гуреля В.В., Захарчук В.А., Соломко В.Л., **Фещенко В.П.** Оцінка впливу лісових пожеж на рослинний покрив радіоактивно забруднених територій. *Агроекологічний журнал*. 2021. № 1. С. 76–100 (проведення досліджень, аналіз результатів, написання статті).

Статті в інших наукових виданнях

1. Grodzinskaya A.A., Gabriel J., Sychin S.A., Landin V.P., Nebesnyi V.B., **Feschenko V.P.** Radioactive contamination of wild-growing mushrooms from protected areas in Kyiv and Zhytomyr regions. *Ботаніка і мікологія: сучасні горизонти. До 90-річчя з дня народження акад. АН України А.М. Гродзинського*. Київ, 2016. С. 508–528.

Методичні рекомендації

1. Мороз В.В., Ландін В.П., Сагайдак А.В., Руденко О.М., Захарчук В.А., Соломко В.Л., **Фещенко В.П.** Екологічні функції соснових насаджень Чернігівського Полісся: Методичні рекомендації. Київ, 2017. 49 с.

Матеріали і тези конференцій

1. **Фещенко В.П.**, Захарчук В.А., Маценко О.В., Тимошенко Л.М. Екосозологічна характеристика природного заповідника «Древлянський». *Радіоекологія-2015: Збірник матеріалів науково-практичної конференції (Житомир, 24–26 квітня 2015 р.)*. Житомир, 2015. С. 237–240.

2. Ландін В.П., Руденко О.М., Захарчук В.А., Соломко В.Л., **Фещенко В.П.**, Гуреля В.В., Фещенко В.П. Щодо застосування безпілотних літальних апаратів (БПЛА) для моніторингу лісових екосистем. *Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві: Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 4–6 липня 2018 р.)*. Київ, 2018. С. 87–89.

3. Гродзинська Г.А., Небесний В.Б., Ландін В.П., **Фещенко В.П.** Біоаккумуляція ^{137}Cs і ^{90}Sr в дикорослих макроміцетах Українського Полісся. *Проблеми екології та еволюції екосистем в умовах трансформованого середовища: Матеріали наукових праць II Міжнародної конференції (Чернігів, Деснянське, 11–12 жовтня 2018 р.)*. Чернігів, 2018. С. 58–64.

4. Кучма Т.Л., Ландін В.П., Швиденко І.К., **Фещенко В.П.**, Соломко В.Л., Гуреля В.В. Застосування дистанційного зондування для моніторингу стану лісових екосистем Житомирського Полісся, ушкоджених короїдами. *Економічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 3–5 липня 2019 р.)*. Київ, 2019. С. 152–156.

АНОТАЦІЯ

Фещенко В.П. Постпірогенні зміни рослинності природного заповідника «Древлянський». – Рукопис.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук за спеціальністю 03.00.16 – Екологія. – Інститут агроекології і природокористування НААН України, м. Київ, 2021.

Дисертація присвячена встановленню головних закономірностей зміни лісової рослинності і ґрунтового покриву природного ПЗ «Древлянський» після лісових пожеж у типових лісорослинних умовах Житомирського Полісся. Встановлено, що постпірогенні зміни рослинного і ґрунтового

покриву лісових екосистем залежать від типу лісорослинних умов. За повнотою відновлення фітоценозу типи лісорослинних умов утворюють такий ряд: $C_2 > B_4 > B_3 > B_2 > A_3 > A_2$, але моховий ярус не відновлюється, навіть, через 20 років. Після низових пожеж сільванти, втрачають панівне положення у структурі ценоморф, натомість, істотно зростає роль світлолюбних видів – пратантів та рудерантів. У напівгідроморфних умовах (B_4) у непорушених пожежами фітоценозах переважає ценоморфа палюдантів, а після пожежі – рудерантів.

***Ключові слова:** природний заповідник «Древлянський», низова пожежа, зміни рослинності, типи лісорослинних умов, структура ценоморф, життєві форми, фітоіндикація, радіальний приріст сосни.*

АННОТАЦІЯ

Фещенко В.П. Постпирогенные изменения растительности природного заповедника «Древлянский». – Рукопись.

Диссертация на соискание научной степени кандидата сельскохозяйственных наук по специальности 03.00.16 – Экология. – Институт агроэкологии и природопользования НААН Украины, г. Киев, 2021.

Диссертация посвящена установлению главных закономерностей изменения лесной растительности и почвенного покрова ПЗ «Древлянский» после лесных пожаров в типичных лесорастительных условиях Житомирского Полесья. Установлено, что постпирогенные изменения растительного и почвенного покрова лесных экосистем зависят от типа лесорастительных условий. За полнотой восстановления фитоценозы образуют такой ряд: $C_2 > B_4 > B_3 > B_2 > A_3 > A_2$, но моховой ярус не восстанавливается даже через 20 лет. После низовых пожаров сільванти, теряют господствующее положение в структуре ценоморф, зато существенно возрастает роль светолюбивых видов – пратантов и рудерантов. В ненарушенных пожарами фитоценозах в гидроморфных условиях (B_4) преобладает ценоморфа палюдантов, а после пожара – рудерантов.

***Ключевые слова:** природный заповедник «Древлянский», низовой пожар, изменения растительности, типа лесорастительных условий, структура ценоморф, жизненные формы, фитоиндикация, радиальный прирост сосны.*

SUMMARY

Feshchenko V.P. Postpyrogenic changes of vegetation of Nature Reserve “Drevliansky”. – Retaining manuscript rights.

Thesis for the degree of Candidate of Agricultural Sciences speciality 03.00.16 – Ecology. – Institute of Agroecology and Environmental management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine, Kyiv, 2021.

Research was conducted from 2014 to 2020 in the Institute of Agroecology and Environmental management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine.

The thesis is devoted to the analysis of the main regularities of postpyrogenic changes of forest vegetation of Nature Reserve “Drevliansky” after forest fires in the most common types of forests.

It was established that the influence of surface fires on vegetation of forest ecosystems and postpyrogenic changes of plant and soil cover depends on type of forest ecological conditions and also from time passed after forest fire.

According to the completeness of recovery of phytocenosis after forest fires types of forest ecological conditions create such sequence: $C_2 > B_3$, $A_3 > B_2$, $A_2 > B_4$. From investigated vegetation layers of forest vegetation the worst recovery was character for moss layer, even 20 years after fire.

It was found that in undisturbed by forest fires phytocenoses of automorphous landscapes (types of forest ecological conditions – A_2 , A_3 , B_2 , B_3 , C_2) in grass-dwarf-shrub layer sylvants dominate, with the minor impurity of sylvants-pratants, pratants, paludants etc. After surface fires sylvants, as a rule, lose their dominance in the coenomorph structure of this layer, at the same time the role of heliophilous species essentially increase – of pratants and ruderals, both in the floristic composition of the layer and in its projective cover. In semi-hydromorphic ecological conditions (B_4) in grass – dwarf-shrub layer of undisturbed by forest fires phytocenoses prevails coenomorph of paludants, and after forest fires coenomorph of ruderals.

It was shown that generally in undisturbed by forest fires phytocenoses herbal perennial species play the defining role, and in some phytocenoses – boreal dwarf-shrub species. After forest fires participation of herbal perennial and dwarf-shrub species essentially decreases in floristic composition of this layer, giving way to annual, annual-biennial and biennial species, and also to specific weeds.

It was proved that by the phytoindication methodology is possible to evaluate the main soil parameters and their dynamics both on undisturbed by forest fires phytocenoses and after surface forest fires. It was made a conclusion that dynamics of soil parameters depends on forest ecological conditions and fire's intensity. In the majority of forest ecological conditions increase of humidity, variability of humidity, total quantity of soluble salts, quantity of Ca, Mg and nitrogen was observed after surface fires. But it was typical a decrease of soil acidity after forest fires which was determined by accumulation in the ash and further in the soil of cations of alkaline (K^+ , Na^+) and alkaline earth (Ca^{2+} , Mg^{2+}) elements.

Our research showed that in the period 1980-2017 some changes of weather-climatic conditions took place in the region of investigation. In particular average air temperature increased both during the year and in vegetative period. This increasing was $+1.1^\circ C$ and $+1.2^\circ C$ accordingly. But the sum of atmospheric precipitation and relative air humidity decreased in corresponding periods. It was shown an essential influence of weather-climatic conditions of studied periods on growth rates in pine forest ecosystems, both – without forest fires (control) and postpyrogenic ones.

Total productivity of forest stands (wood stock per square unit) is the integral index of their state after forest fire. It was shown that in 2000 in the Nature Reserve “Drevliansky” surface forest fires were observed on the total square 983 ha, in forest

stands of different age groups and tree species composition. It was made a conclusion that decrease of wood growing stock varied from 16.6 % to 55.0% because of forest fires in different forest ecological conditions.

Our research specified that the average annual radial growth of *Pinus sylvestris* L. in fresh bors (A₂) in Nature Reserve “Drevliansky” at the period of 1980–2019 was 0.96 mm. Before forest fire at the period 1980–1999 annual radial growth of investigated pine stands was in average 1.31 mm, and after forest fire it decreased to 0.62 mm per year. This decrease was 103% or more than 2 times.

In fresh subors (B₂) postpyrogenic tendencies of decrease of average growth rate of Scots pine was similar to fresh bors (A₂), but was some less. So, compared to the period before forest fire this index decreased on 60% after surface forest fire, but in control forest stands of Scots pine such decrease was 21% – because of negative influence of weather-climatic conditions at that period.

In fresh sugruds (C₂) another regularities of changes of radial growth rate of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in comparison with fresh bors (A₂) and fresh subors (B₂) were observed. In fresh sugruds (C₂) in Scots pine stands after forest fires in the period 2000–2019 this index was very similar to its average values in forest stands in control forest ecosystems – it decreased accordingly on 10% and 14%. Comparing with the period 1980–1999 difference of this index between Scots pine stands without forest fires and after surface fires was only 4%.

Keywords: *Nature Reserve “Drevliansky”, surface fire, changes of vegetation, types of forest ecological conditions, structure of coenomorph, life forms of species, phytoindication, radial growth of pine.*